

Sous la direction de

Jean-Louis Boillat, Pierre-André Frossard,
Philippe Heller, Jean-Marc Ribí

Renaturation des cours d'eau

Une approche pluridisciplinaire



EPFL PRESS

Au cours des siècles passés, les cours d'eau ont été sévèrement rectifiés pour répondre à des impératifs de sécurité et de développement territorial. Dès lors, les dérèglements du milieu naturel sont apparus au grand jour, en particulier ceux du cycle de l'eau et de la biodiversité. C'est pourquoi la renaturation des cours d'eau constitue aujourd'hui une préoccupation majeure de nos sociétés. Le principe est a priori très simple : donner au cours d'eau un espace suffisant pour qu'il retrouve sa propre dynamique et ses fonctions naturelles, tout en améliorant la sécurité des biens et des personnes face aux crues.

Dans les faits, un projet de renaturation et sa réalisation mobilisent un grand nombre d'acteurs et de compétences qu'il convient de coordonner pour obtenir le résultat global attendu. La diversité des champs d'expertise impliqués nécessite une coopération étroite, afin que chacune et chacun comprennent les enjeux et contraintes des autres dans un esprit de complémentarité.

Ce livre richement illustré rassemble les contributions de différents spécialistes, qui y partagent leurs connaissances et leurs retours d'expérience. Le professionnel d'un domaine peut ainsi découvrir les pratiques, les méthodes et la terminologie des disciplines connexes. En ce sens, cet ouvrage de référence comble un vide réel et répond aux attentes des intervenants concernés.



EPFL PRESS



Sous la direction de

Jean-Louis Boillat, Pierre-André Frossard,
Philippe Heller, Jean-Marc Ribi

Renaturation des cours d'eau

Une approche pluridisciplinaire

EPFL PRESS

Direction générale: Lucas Giossi
Directions éditoriale et commerciale: Sylvain Collette et May Yang
Promotion et diffusion: Manon Reber
Responsable de production: Christophe Borlat
Éditorial: Antoine Derouin, Alice Micheau-Thiébaud et Jean Rime
Graphisme: Kim Nanette
Comptabilité: Daniela Castan

Illustration de couverture: Jean-Marc Ribi

Les visuels d'ouverture de chapitre ont été réalisés à partir des sources suivantes :

© J.-L. Boillat (chapitre I), © J. Berg (chapitre II), © A. Baumann (chapitre III),
© BIOTEC (chapitre IV), © N. Petitpierre (chapitre V), © map.geo.admin.ch (chapitre VI),
© CSD Ingénieurs SA (chapitre VII), © Drosera Écologie Appliquée SA (chapitre VIII),
© EcoControl SA (chapitre IX), © I. Frossard (chapitre X),
© Biotec Biologie appliquée SA (chapitre XI).

EPFL PRESS est une maison d'édition de la fondation des Presses
polytechniques et universitaires romandes (PPUR), qui publient principalement
les travaux d'enseignement et de recherche de l'École polytechnique fédérale
de Lausanne (EPFL), des universités et des hautes écoles.

PPUR, EPFL – Rolex Learning Center,
RLC Station 20, CH-1015 Lausanne,
info@epflpress.org
tél.: +41 21 693 21 30

www.epflpress.org

Première édition, 2026

ISBN 978-2-88915-582-8, version imprimée

ISBN 978-2-8323-2255-0, version ebook (pdf), doi.org/10.55430/RCEJLB

© EPFL PRESS

Imprimé en Tchéquie



Ce texte est sous licence Creative Commons: elle vous oblige,
si vous utilisez cet écrit, à en citer l'auteur, la source et l'éditeur original,
sans modifications du texte ou de l'extrait et sans utilisation commerciale.

Préface

La bataille de et pour l'eau concerne tous les êtres vivants. Les populations humaines ont de tout temps cherché un accès facile à un puits, une rivière ou un lac. Entre besoins vitaux et peurs des éléments, notre cœur a toujours balancé. C'est justement ce côté sombre de l'eau, ses caprices et ses furies, qui a poussé les hommes à essayer de la dompter. Aussi, afin de se protéger des inondations, l'endiguement des cours d'eau a-t-il longtemps été perçu comme une bonne solution.

Les auteurs du présent ouvrage nous montrent en quoi cette doctrine a très souvent échoué à résoudre durablement le problème. L'eau dans un canal, c'est fini ! Il faut rendre aux rivières leurs diverses fonctions de lien entre évacuation des eaux de surface, recharge des nappes phréatiques, exutoire des trop-pleins d'écoulements souterrains et milieux de vie. Des zones tampons pour les crues doivent aussi être planifiées afin d'éviter de reporter les risques à l'aval, chez le voisin. En bref, il faut redonner vie et espace à nos cours d'eau. Le corset dans lequel on a tenté de les enfermer est l'emblème inverse de la biodiversité. Il n'y a pas de vie dans le « propre en ordre ». Il faut autoriser le « chaos » dans les cours d'eau. Des structures fluctuantes, au gré de l'humeur du courant dans un espace retrouvé, offrent la possibilité de rétablir leurs fonctions. Cette longue démarche est comprise dans la notion de renaturation.

La pluridisciplinarité des métiers et expertises nécessaires pour réaliser une renaturation est au cœur du livre. Chaque expert explique en quoi son domaine est important dans le cadre d'un projet, de l'analyse fine d'un processus à la concrétisation. Cet ouvrage ne s'adresse donc pas en premier lieu aux spécialistes des domaines traités, mais plutôt à toute personne désireuse de comprendre les bases d'une science connexe à la sienne, et évidemment aux étudiant·e·s concerné·e·s. L'objectif est de donner des pistes pour un langage commun, afin d'aboutir plus facilement à des projets réussis.

Par conséquent, ce livre ne se lit pas chapitre après chapitre, mais en fonction des besoins de connaissances dans une discipline ou une autre. Sur une trame commune, chaque spécialiste décrit les fondements des calculs et de la théorie propres à son domaine de compétence, appliqués à la renaturation.

C'est un défi incroyable, mais relevé avec succès, que de réunir autant de personnes autour d'un ouvrage dédié aux projets de renaturation d'envergures diverses. Au-delà de la reconnaissance de l'intérêt de la science de l'autre, le projet est le lieu de rencontre de praticiens avec leurs expériences. Il ne suffit pas de le dire, mais il faut le faire : comprendre l'autre est toujours un défi, surtout entre spécialistes. Il faut donc féliciter le courage d'un ouvrage multidisciplinaire au profit du « travailler ensemble ».

La convergence de toutes ces connaissances pourrait nous faire croire que nous savons tout d'un cours d'eau. Il convient toutefois de ne jamais oublier qu'il est vivant et qu'il faut aller à sa rencontre, avec tous nos sens. Si vous avez fait la connaissance

d'un cours d'eau et observé de près ses divers états d'étiage et de crues, avant et après un événement majeur, et si vous avez ressenti son « mal », vous aurez accompli la première démarche nécessaire pour le mener vers sa « guérison » par le travail de renaturation.

Dans ce sens, et dans celui de cet ouvrage, la science appliquée sera toujours mieux mise en œuvre si elle s'accompagne d'observations de terrain et d'expériences partagées.

Yves Leuzinger
Biologiste et ingénieur en environnement
Fondateur du bureau Natura - biologie appliquée
Ancien directeur d'HEPIA, Genève

Sommaire

	Avant-propos	VII
I	Contexte global de la renaturation	
I.1	Contexte suisse	3
I.2	Bases légales	19
I.3	Organisation de la mise en œuvre	27
I.4	Documentation OFEV	41
II	Bases hydrologiques et hydrogéologiques de la renaturation	
II.1	Processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant et régimes hydrologiques	59
II.2	Processus hydrogéologiques à l'échelle du tronçon	71
II.3	Débits caractéristiques de la renaturation et courbe de débits classés	83
II.4	Extrêmes hydrologiques : enjeux pour la renaturation	95
III	Dynamique alluviale et morphologie	
III.1	Écoulements à surface libre	111
III.2	Transport solide	127
III.3	Morphologie fluviale	147
III.4	Gestion sédimentaire	161
IV	Écologie des milieux aquatiques et riverains	
IV.1	Écologie des cours d'eau	179
IV.2	Flore aquatique et riveraine	195
IV.3	De la diversité des végétations alluviales	211
IV.4	Qualité des eaux	235
V	Faune aquatique et riveraine	
V.1	Ichtyofaune	251
V.2	Invertébrés aquatiques	267

V.3	Faune riveraine	283
V.4	Infrastructure écologique	295
VI	Aménagement territorial	
VI.1	Gestion de projet de renaturation	307
VI.2	Espace réservé aux eaux	315
VI.3	Carte de danger Inondation	331
VI.4	Aide à la décision et participation pour la gestion des milieux naturels	345
VII	Mesures et méthodes de renaturation	
VII.1	Concepts généraux	359
VII.2	Génie biologique	373
VII.3	Migration piscicole	385
VII.4	Monitoring, suivi après réalisation	399
VIII	Modélisation physique et numérique	
VIII.1	Modélisation physique	417
VIII.2	Modélisation numérique hydrodynamique	431
VIII.3	Modélisation des habitats	449
VIII.4	Modélisation échohydraulique	461
IX	Impacts des aménagements hydroélectriques	
IX.1	Éclusées hydroélectriques	477
IX.2	Éclusées thermiques	489
IX.3	Tronçons à débits résiduels	507
IX.4	Projets d'assainissement des éclusées	521
X	Données de base	
X.1	Données géomatiques	539
X.2	Données hydrométriques	555
X.3	Données granulométriques	569
X.4	Données environnementales	583
XI	Projets emblématiques	
XI.1	Torrents de montagne	603
XI.2	Cours d'eau de plaine	615
XI.3	Traversées de zones urbanisées	627
XI.4	Confluences et embouchures	639
	Présentation des coordinateurs	653
	Auteurs et autrices des textes	655
	Table des matières	659

Avant-propos

Contexte

À partir du XVIII^e siècle, les cours d'eau européens ont subi d'importantes corrections pour sécuriser le territoire contre les crues. Au début du XX^e siècle, la construction des barrages a significativement modifié le cycle hydrologique des bassins versants. Sans prévenir, le XXI^e siècle nous confronte aux effets du changement climatique, avec une fréquence accrue d'événements extrêmes. Ces impacts successifs ont induit de profondes perturbations des écosystèmes et de la biodiversité.

Face à l'expansion démographique, à l'urbanisation croissante et à l'augmentation des besoins énergétiques, gérer la mutation sans la subir constitue le défi que nous devons relever.

Motivation

Le constat d'une dérive existentielle s'est traduit par une prise de conscience et des exigences légales de remédiation. Cette volonté est source de motivation pour rétablir un équilibre vital en perte.

Concilier les connaissances scientifiques, techniques, juridiques et organisationnelles de différents domaines de compétences est une des clés de la réussite espérée. Dans cette optique, l'ambition d'un partage harmonieux des attentes relatives au cycle de l'eau, à l'aménagement du territoire et à l'écologie est à l'origine de la création d'un cycle postgrade en renaturation des cours d'eau (CAS-RCE) en 2011. Après cinq sessions, organisées en tournus à Fribourg, Yverdon et Genève, sous l'égide de la HES-SO, le présent ouvrage confirme l'évidence d'un besoin.

Objectif

L'objectif du livre fait suite à l'édition, en 2013, de comptes-rendus de l'enseignement dispensé au CAS-RCE. Avec le recul nécessaire, un comité de pilotage s'est astreint à étoffer ces connaissances et à les rendre plus largement accessibles.

Cette initiative a pu compter sur une large participation de spécialistes des disciplines concernées. Elle offrait aux intervenant-es l'occasion de s'initier mutuellement aux domaines complémentaires de la renaturation des cours d'eau. Ce partage du savoir et des méthodes s'applique non seulement aux aspects scientifiques mais également aux processus de dialogue, de communication et d'évaluation.

Remerciements

Au terme de cette belle aventure, nous remercions sincèrement les nombreux·ses auteurs·rices qui y ont contribué. Toutes et tous ont accepté avec enthousiasme de partager leurs compétences dans un esprit de convergence pluridisciplinaire. Nous leur exprimons toute notre gratitude pour la confiance accordée.

Nous avons une pensée particulière pour Régine Bernard, qui nous a quittés juste après sa dernière contribution.

Nos remerciements s'adressent également :

- aux collègues du CAS-RCE et à la relève qui se prépare ;
- au staff des PPUR, Lucas Giossi et Antoine Derouin en particulier, pour leur aide et leurs précieux conseils ;
- à l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), à la Haute École spécialisée de Suisse occidentale (HES-SO) et ses écoles partenaires de Fribourg (HEIA-FR), du canton de Vaud (HEIG-VD) et de Genève (HEPIA-GE) pour leur soutien.

Jean-Louis Boillat
Pierre-André Frossard
Philippe Heller
Jean-Marc Ribì



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Office fédéral de l'environnement OFEV

Hes·SO



Haute école d'ingénierie et d'architecture Fribourg
Hochschule für Technik und Architektur Freiburg

HE^{VD}
IG

HAUTE ÉCOLE
D'INGÉNIERIE
ET DE GESTION
DU CANTON
DE VAUD

h e p i a

Haute école du paysage, d'ingénierie
et d'architecture de Genève

Contexte global de la renaturation

Jean-Louis Boillat,
avec la collaboration d'Antoine Magnollay

I.1	Contexte suisse	1
I.2	Bases légales	19
I.3	Organisation de la mise en œuvre	27
I.4	Documentation OFEV	41



Présentation générale du chapitre

Renaturation ou revitalisation des cours d'eau? Ces deux termes, souvent considérés comme synonymes, révèlent pourtant une différence significative des actions concernées.

La revitalisation couvre un ensemble de mesures visant à restaurer et améliorer l'état écologique, morphologique et paysager des cours d'eau.

La renaturation englobe la revitalisation et la réduction des impacts des aménagements hydroélectriques. Ces exigences concernent en particulier le débit résiduel, les éclusées, le transit sédimentaire et les obstacles à la migration piscicole. La renaturation des cours d'eau est ainsi l'expression d'une politique publique de gestion durable du territoire et des eaux, cherchant à concilier protection de la nature, sécurité contre les inondations et bien-être des habitants.

Ce premier chapitre introduit au contexte global de la renaturation, telle qu'elle est définie et pratiquée en Suisse. Un bref historique permet de mieux cerner le contexte actuel (sous-chapitre I.1) avant de parcourir les bases légales, indispensables à une politique coordonnée au niveau national (sous-chapitre I.2). L'organisation de sa mise en œuvre est ensuite passée en revue (sous-chapitre I.3), avant de parcourir la riche documentation élaborée par l'Office fédéral de l'environnement, en charge de ce programme (sous-chapitre I.4).

Quand bien même l'apport des glaciers est inexorablement en recul, la Suisse est encore considérée comme le château d'eau de l'Europe. Le Rhin et le Rhône ainsi que l'Inn et le Tessin qui alimentent respectivement le Danube et le Pô sont à la source des principaux bassins versants du continent.

Pays de montagnes mais aussi de plaines, la Suisse est densément drainée par des torrents et rivières, régulièrement modulés par des lacs naturels et des retenues artificielles. Il n'est donc pas étonnant que cette abondance de la ressource vitale ait incité de nombreuses populations à s'établir de longue date dans cette région.

Afin de tirer le meilleur parti du cycle de l'eau ou pour se protéger de ses excès et de la transmission de maladies, que ce soit par rétention, par dérivation, par endiguement ou toute autre intervention, les générations successives ont fait preuve d'ingéniosité et d'audace. La maîtrise des différents processus liés à la génération et au cheminement des flux n'est toutefois pas que bénéfique.

L'impact d'un projet sur son environnement naturel ne se révèle parfois qu'après plusieurs décennies. Il est donc important de pouvoir anticiper ces effets indésirables en tirant profit des enseignements du passé et des progrès scientifiques, afin d'éviter la répétition d'erreurs commises et de corriger les défauts constatés. La renaturation des cours d'eau est partie intégrante d'un tel processus itératif.

I.1.1 Historique de la correction des eaux

Le réseau naturel des cours d'eau s'est développé progressivement à l'échelle géologique. Ce tissu hydrographique modèle notre paysage et fait partie intégrante de l'histoire humaine par les influences à la fois vitales et destructrices qu'il exerce sur l'environnement. Véritable défi pour la vie et la survie de l'humanité, la gestion de l'eau a toujours été source d'inspiration et d'ingéniosité. Cette capacité créatrice s'est développée en particulier pour garantir l'alimentation en eau potable, l'irrigation, la protection contre les crues, le gain de surfaces arables, la salubrité, le transport fluvial et la production d'énergie.

En Suisse, les premiers aménagements documentés sur les rives lacustres et les cours d'eau remontent à l'époque romaine, bien avant la création de la Confédération helvétique. La réalisation d'ouvrages d'importance nationale est toutefois beaucoup plus récente et généralement associée à la protection contre les crues, à la production hydroélectrique et, plus récemment, à la conservation de la nature. Dans ce contexte, l'*Office fédéral de l'environnement* (OFEV) est chargé de veiller à ce que l'exploitation des ressources naturelles telles que le sol, l'eau, l'air et la forêt, s'effectue dans le respect d'un développement durable.

Office fédéral de l'environnement

Appelé en allemand Bundesamt für Umwelt (BAFU) et en italien Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), l'OFEV a été créé en 2006 et intégré au Département fédéral de l'environnement, des transports et de la communication (DETEC).

La correction des cours d'eau, initiée dès le XVIII^e siècle, répondait essentiellement à des objectifs sécuritaires ^[1]. Dans ce contexte, la dérivation de la Kander, de 1711 à 1714, joua un rôle précurseur, tandis que la correction de la Linth, de 1807 à 1816, servit de référence pour l'aménagement des cours d'eau de montagne. Les corrections du Rhin alpin à partir de 1862, du Rhône [Fig. I.1.1](#) à partir de 1863 et des eaux du Jura dès 1868 figurent sans conteste parmi les plus importants projets réalisés dans ce domaine.

Fig. I.1.1 La première correction du Rhône à Rarogne. Tableau de Raphaël Ritz, 1888
© Musées cantonaux du Valais, Sion
Photo: Michel Martinez



Revitalisation

Restauration des fonctions naturelles d'un milieu aquatique par des travaux.

Renaturation

Revitalisation et assainissement de l'exploitation hydraulique.

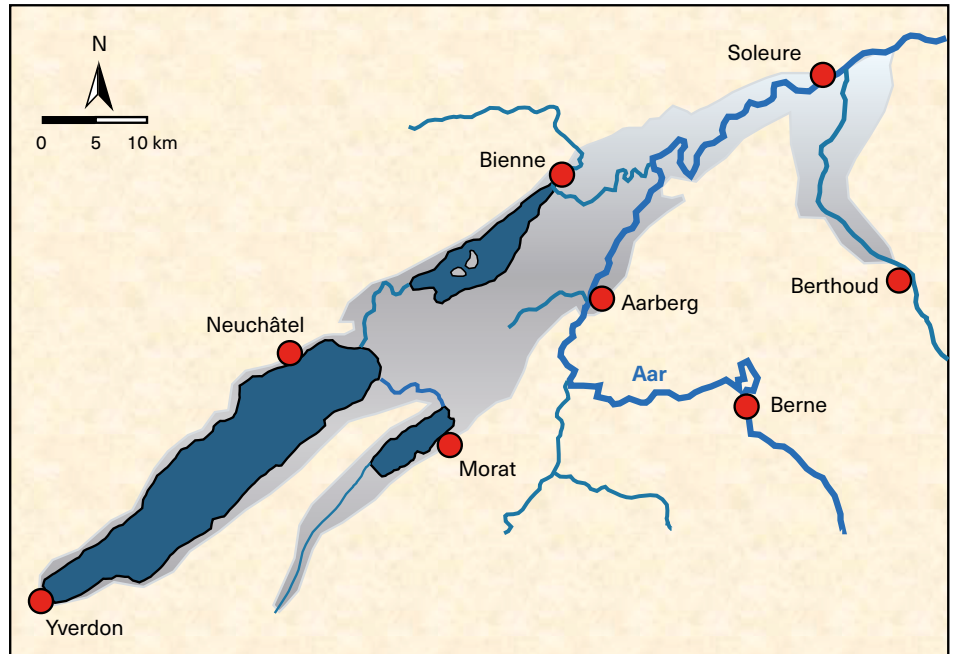
Depuis 2009, des modifications importantes relatives à la renaturation des eaux ont été apportées aux bases légales de la Confédération et des cantons. Elles visent principalement à encourager la revitalisation et à réduire les impacts négatifs de l'exploitation hydroélectrique. À ce stade, il est important de souligner la distinction qu'il convient de faire entre *revitalisation* et *renaturation*.

Parmi les nombreux exemples de réalisations, ceux impliquant la régularisation des lacs revêtent un intérêt particulier. Leur originalité est d'être simultanément liés à la protection du territoire et au développement d'aménagements hydrauliques. À ce titre, la correction des eaux du Jura mérite un bref rappel historique car c'est certainement la plus grande entreprise d'aménagement fluvial réalisée en Suisse. Indépendamment des aspects financiers, ce projet met en évidence les difficultés rencontrées lors des phases de planification et de réalisation à l'échelle nationale.

Première correction des eaux du Jura (1868-1891)

Depuis la dernière glaciation, qui a donné sa configuration géologique et topographique à la région du Pied du Jura, les rivières et les lacs de cette région, appelée le Seeland, ont constamment évolué au fil du temps. Au XVI^e siècle, la plaine était constellée de zones marécageuses. Les inondations étaient fréquentes et les lacs de Neuchâtel, Morat et Bienne, sous l'effet de l'alluvionnement intensif de l'Aar et de l'Emme, montaient parfois jusqu'à atteindre un niveau commun, submergeant de vastes étendues du territoire. À l'aval, la région entre Büren et Soleure était aussi régulièrement inondée [Fig. 1.1.2](#).

Fig. 1.1.2 Zones d'inondations et de marécages avant la correction des eaux du Jura.



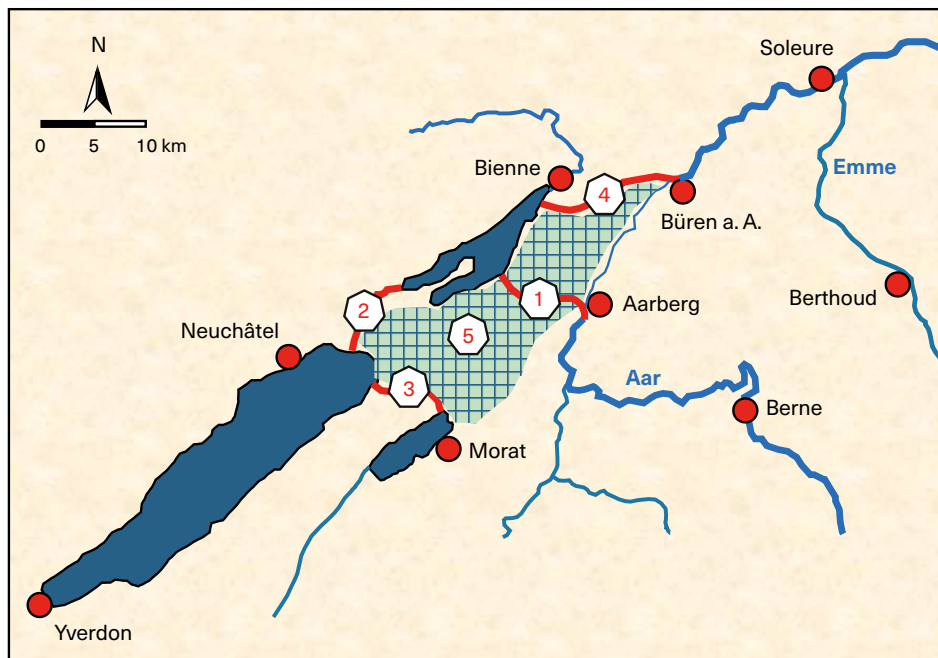
Avec l'expansion de l'agriculture et de l'habitat, les fréquents débordements et les problèmes sanitaires imputables aux marécages devenaient problématiques. Des mesures concrètes devaient être prises, focalisées sur une amélioration de l'écoulement de la Thielle à la sortie du lac de Bienne.

Comme souvent dans l'histoire, il fallut deux inondations consécutives, en 1831 et 1832, pour déclencher l'urgence d'une intervention. Un comité d'initiative fut alors créé pour promouvoir le détournement de l'Aar dans le lac de Bienne.

L'élaboration d'un projet directeur [Fig. 1.1.3](#) fut confiée à Richard La Nicca, ingénieur en chef du canton des Grisons. Sur le plan juridique, la constitution fédérale de 1848 permit de fournir la base légale nécessaire pour ordonner des travaux, les subventionner et procéder à des expropriations.

Fig. I.1.3 Première correction des eaux du Jura.

1. Détournement de l'Aar dans le lac de Bienne
2. Correction de la Thielle
3. Correction de la Broye
4. Canal de Nidau-Büren
5. Assèchement de la région du Grand Marais, entre les trois lacs



La réalisation du projet put démarrer en 1868, après que les oppositions eurent été levées et que des experts aient procédé à une dernière évaluation. La durée du processus est révélatrice des difficultés rencontrées lors de l'élaboration d'un projet d'envergure, à l'échelle fédérale.

Deuxième correction des eaux du Jura (1962-1973)

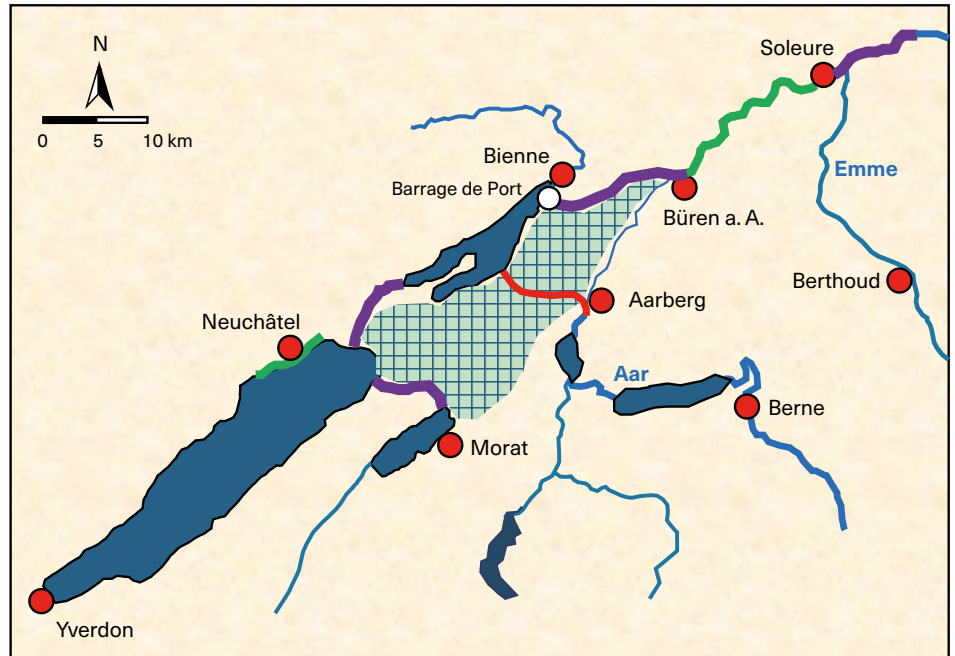
La première correction avait globalement atteint ses objectifs, permettant de réduire le risque d'inondation et d'assainir 350 km² de marécages en les convertissant en terres agricoles. Cependant, dès le début du XX^e siècle, les zones drainées contenant des couches de tourbe s'affaissèrent de plus d'un mètre par endroits. Des conflits d'intérêts se manifestèrent alors entre les agriculteurs qui souhaitaient abaisser la cote des hautes eaux, et les navigateurs qui voulaient conserver des niveaux élevés. Les exploitants des aménagements hydrauliques réclamaient pour leur part de meilleures facilités d'exploitation des retenues lacustres.

Ces diverses requêtes et les inondations catastrophiques de 1910 alimentèrent l'idée d'une seconde correction des eaux. Le projet présenté en 1921 fut confronté à des divergences entre cantons qui, associées à un contexte économique défavorable, conduisirent à l'abandon du projet. Seule la réhabilitation du barrage de Port ^[2] sur le canal de Nidau-Büren fut subventionnée dans les années 1930. Ce barrage de régulation, achevé en 1939, est la pièce maîtresse de la correction des eaux du Jura. Il permet de contrôler le niveau des trois lacs et le débit de l'Aar à l'aval. Sa fonction de production hydroélectrique est plus récente.

L'augmentation de la fréquence et de la gravité des inondations dans le Seeland durant la décennie 1940-1950 relança le projet d'une deuxième correction dont les

principaux objectifs étaient un nouvel abaissement du niveau des lacs et une réduction de ses variations, ainsi qu'une facilitation des échanges grâce à un approfondissement et élargissement des canaux de la Broye, de la Thielle et de Nidau-Büren. Les travaux, réalisés entre 1962 et 1973, inclurent certains aménagements auxquels il avait été renoncé lors de la première correction en aval de Büren, et en aval de Soleure [Fig. I.1.4](#).

Fig. I.1.4 Deuxième correction des eaux du Jura.
En violet : élargissement et approfondissement de tronçons.
En vert : aménagement de berges.



La deuxième correction des eaux du Jura a permis non seulement d'élargir le territoire agricole mais aussi de réduire les limites de fluctuation des trois lacs. Le projet a pris en compte les affaissements des zones tourbeuses et le relèvement du niveau des basses eaux afin d'assurer la navigation, garantir la pêche et préserver l'aspect paysager. Les questions environnementales, bien que marginales, ont également été considérées. Elles concernent la sauvegarde et la création de réserves naturelles, la migration piscicole et la végétation riveraine.

Même si une troisième correction n'est pas à l'ordre du jour, les effets du réchauffement climatique sur l'intensité et la fréquence des crues n'excluent pas l'éventualité de nouvelles interventions. Pour l'heure, une attention particulière est portée à l'amélioration des systèmes d'alerte et de régulation préventive du niveau des lacs.

I.1.2 Atteintes écologiques et problèmes

La correction des cours d'eau, initialement focalisée sur des objectifs sécuritaires, a rétrospectivement mis en évidence des effets collatéraux, notamment en matière d'environnement. L'évidence des défauts constatés a alimenté la prise de conscience

que les cours d'eau exercent une fonction vitale non seulement pour l'homme mais aussi pour la faune et la flore des régions drainées.

La notion d'espace, initialement réservée à l'évacuation des crues, a dès lors été élargie aux besoins de diversité structurale et biologique. Cette notion fondamentale pour la sauvegarde de la nature et du paysage s'applique particulièrement à l'ensemble des réseaux naturels.

Principaux impacts des corrections de cours d'eau

Les interventions pratiquées lors des corrections de cours d'eau étaient généralement caractérisées par un raccourcissement du tracé, ce qui a entraîné une augmentation de la pente longitudinale et une réduction de la diversité structurale. Cette stratégie est à l'origine de nombreux effets en cascade :

- augmentation de la vitesse d'écoulement ;
- augmentation du transport solide ;
- érosion et approfondissement du lit ;
- déstabilisation des berges ;
- création d'obstacles à la migration piscicole ;
- appauvrissement de l'interface nature sur les berges ;
- assèchement des zones alluviales ;
- abaissement de la nappe phréatique ;
- déconnexion des affluents.

Ces impacts se manifestent à différentes échelles de temps et ne sont pas toujours aussi spectaculaires que ceux observés lors de la correction de la Kander, qu'il est intéressant de rappeler ici.

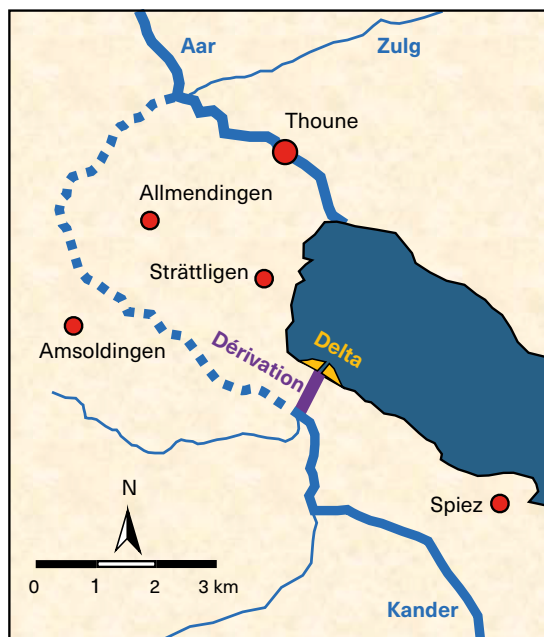
Dérivation de la Kander (1711-1726)

La Kander est un torrent de montagne de l'Oberland bernois dont les fortes crues sont généralement associées à la fonte de neige. Sur son parcours d'origine, la Kander contournait le lac de Thoune avant de rejoindre l'Aar [Fig. I.1.5](#). D'importants débordements étaient fréquents sur son cours inférieur et ses apports sédimentaires engorgeaient l'Aar, jusqu'à provoquer des inondations en ville de Thoune.

Sans entrer dans la complexité du projet ^[1], la solution imaginée était de dériver partiellement la Kander dans le lac de Thoune de manière à décharger son cours inférieur et à bénéficier de l'effet de laminage provoqué par la rétention. L'intervention maîtresse consistait à entailler la colline morainique sur 400 m environ pour établir la connexion au lac [Fig. I.1.5](#).

Face à la lenteur des travaux d'excavation, l'idée de creuser une galerie de dérivation fut adoptée et réalisée en un temps record. Après sa mise en eau définitive, et en raison des caractéristiques géologiques locales, l'érosion progressive de la galerie conduisit à son effondrement et à l'ouverture d'une gorge à ciel ouvert, détournant la totalité de la Kander jusqu'à atteindre un profil d'équilibre 40 m en dessous de la cote initialement prévue. C'est donc la nature qui détermina la géométrie de la gorge de la Kander.

Fig. 1.1.5 Correction de la Kander par dérivation dans le lac de Thoune et formation d'un delta à l'embouchure dans le lac.



À plus long terme, la dérivation de la Kander provoqua la création d'un delta à sa nouvelle embouchure dans le lac de Thoune [Fig. 1.1.5](#). Ce delta est aujourd'hui une réserve naturelle, riche en espèces animales et végétales. Cependant, sans l'extraction annuelle de quelque 20 000 m³ de gravier, le delta aurait comblé depuis longtemps la partie inférieure du lac.

Ces quelques épisodes ne résument pas à eux seuls la complexité du projet de la Kander mais illustrent bien les impacts immédiats et différés qui peuvent résulter de ce type de travaux.

Correction des erreurs

Les grands projets du passé rappellent la difficulté de parvenir à une solution idéale et durable. Comme dans d'autres domaines, la recherche de la perfection passe par des itérations et l'expérience acquise doit être mise à profit pour éviter la répétition d'erreurs et développer de nouveaux concepts. Il est ainsi devenu évident qu'il n'est pas raisonnable de canaliser les cours d'eau mais qu'il est indispensable de leur accorder un espace de liberté qui leur permette de développer une morphologie propre. C'est à cette condition qu'un état d'équilibre peut être atteint.

Afin de retrouver les conditions idoines dans chaque situation, il importe de considérer l'ensemble des composantes du corridor fluvial :

- la zone aquatique, définie par le lit d'écoulement ;
- la zone de transition, à l'interface eau-terre ;
- la zone terrestre, partiellement ou totalement inondable.

De même, le maintien d'une dynamique fluviale est indispensable au développement de la biodiversité car la modulation naturelle des écoulements a un impact direct sur l'ensemble des caractéristiques du cours d'eau, en particulier :

- les variations de largeur et profondeur ;
- la diversité des écoulements ;
- la succession des substrats du lit et des zones riveraines ;
- la structuration de la zone riveraine.

Évaluation préalable

Avant d'intervenir sur un cours d'eau, il est indispensable de définir dans quelle mesure cela est nécessaire. Différentes approches permettent d'aborder cette question mais seule une méthode simple et applicable à large échelle permet d'obtenir un diagnostic global à l'échelle d'une région ou d'un pays, utilisable en particulier pour définir des ordres de priorité.

La méthode Écomorphologie de niveau R a été développée à cet effet, dans le cadre du *système modulaire gradué* [3], destiné à évaluer l'état des cours d'eau suisses à trois niveaux de détail. L'objectif est de recenser et évaluer leur état morphologique, biologique, hydrologique, chimique ou écotoxicologique. L'approche régionale propose de classer les cours d'eau en cinq catégories [Tab. I.1.1](#), en fonction de leur diversité structurelle, leur degré d'aménagement et l'espace dont ils disposent.

Système modulaire gradué
Méthode d'investigation standardisée, subdivisée en trois niveaux :
– Région : approche régionale ;
– Cours d'eau : approche ciblée ;
– Tronçons : analyse détaillée.
Voir aussi la section VIII.4.1 de cet ouvrage.

Tab. I.1.1 Classification des cours d'eau selon la méthode Écomorphologie de niveau Régional.

Classe	État ou type d'atteinte	État écomorphologique
I	naturel / semi-naturel	bon / suffisant
II	peu atteint	
III	très atteint	mauvais / insuffisant
IV	non naturel / artificiel	
V	mis sous terre	

Une synthèse de l'état écomorphologique des cours d'eau suisses a ainsi pu être établie. Les résultats publiés en avril 2009 [4] donnent une vue d'ensemble représentative d'environ 80 % du réseau hydrographique suisse, sur une longueur cumulée de près de 30 000 km [Fig. I.1.6](#).

Outre la vue d'ensemble qu'elle procure sur l'état des cours d'eau, cette méthode est un outil précieux pour orienter les décisions en matière de revitalisation et fixer les priorités pour la réalisation d'aménagements durables en termes de diversité structurelle, d'espace disponible et d'obstacles à la migration piscicole.

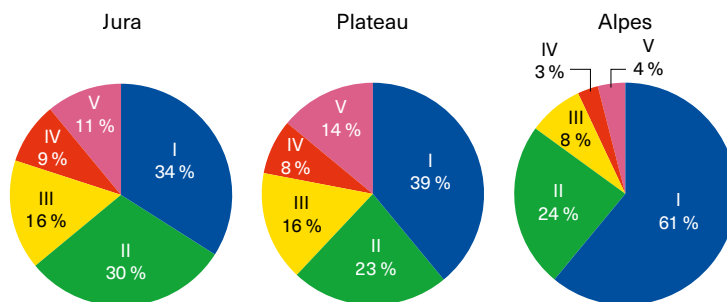
L'analyse statistique des résultats permet en outre de les classer en fonction de différents critères, tels que la région biogéographique [Fig. I.1.7](#), l'altitude, l'utilisation des terrains adjacents et la taille des cours d'eau.



Fig. I.1.6 État écomorphologique des cours d'eau suisses. Niveau R du système modulaire gradué.
Source: OFEV [4]

Fig. I.1.7 Répartition des classes de cours d'eau, selon l'évaluation de niveau R, par régions biogéographiques, en 2009.

Source: OFEV [4]



I.1.3 Mesures d'intervention et de valorisation

Planification stratégique

En Suisse, les cours d'eau considérés en mauvais état écomorphologique doivent être revitalisés en considérant les bénéfices pour la nature et le paysage mais aussi leur impact économique. Selon les prévisions, cette tâche occupera plusieurs générations, car sa mise en œuvre devrait s'étendre sur plus de 80 ans.

Sachant que l'application de la législation sur l'environnement incombe aux cantons et afin de garantir une certaine uniformité dans la planification stratégique et la renaturation des cours d'eau, la Confédération propose une méthodologie pour établir un programme d'intervention et choisir les mesures adéquates. La planification cantonale des revitalisations s'étend ainsi sur des périodes de 20 ans, avec une vérification et une mise à jour régulières tous les 12 ans. Les cantons ont élaboré une première planification stratégique en 2014.

La démarche proposée ^[5] vise à identifier les situations où la revitalisation sera la plus bénéfique pour la nature et le paysage, et à définir les priorités. Subdivisée en modules, cette approche décrit les données de base nécessaires à la planification ainsi que la marche à suivre. Elle couvre les divers aspects de la renaturation des eaux dans les domaines suivants :

- revitalisation des cours d'eau et des étendues d'eau ;
- restauration des zones alluviales ;
- rétablissement de la libre migration piscicole et du régime de charriage,
- assainissement des éclusées et coordination de la gestion des eaux.

La revitalisation des cours d'eau a également pour objectif de contribuer à la protection contre les crues et à un usage récréatif.

Exigences écologiques

Dans la perspective de rétablir les fonctions naturelles des eaux superficielles, il importe de respecter les exigences écologiques prescrites par la législation, parmi lesquelles :

Respect du tracé naturel

Les meilleures conditions de développement d'un tracé naturel se trouvent en principe dans l'espace morphologique originel. Le tracé se caractérise par son implantation, sa pente longitudinale, la forme, la largeur et la variabilité de son lit, ainsi que ses structures morphologiques.

Aménagement d'un espace réservé aux eaux proche de l'état naturel

La végétation naturelle des rives réduit l'érosion et crée des habitats dans la zone de transition entre les espaces aquatiques et terrestres ; elle lutte également contre le réchauffement des eaux. Les berges boisées fournissent, avec le bois mort, un matériau précieux qui favorise les dépôts de sédiments.

Suppression des constructions (seuils) dans les eaux et aux abords de celles-ci

L'érosion naturelle et la sédimentation contribuent au renouvellement du lit et au développement de milieux favorables aux poissons et autres organismes vivants.

Réactivation de la dynamique de l'écoulement, du charriage et du bois flottant

L'érosion naturelle et la sédimentation participent d'une dynamique physique indispensable à celle des processus écologiques et morphologiques.

Promotion de mesures favorisant la connectivité longitudinale et latérale

Les cours d'eau relient des zones telles que marais, zones alluviales, sites de reproduction des batraciens et prairies sèches. Ces espaces naturels existants contribuent à stimuler la colonisation des tronçons de cours d'eau connectés.

Étapes de projet

Pour la mise en œuvre des exigences écologiques, une procédure de planification en six étapes est proposée [Fig. 1.1.8](#) et [6], qui s'applique aussi bien aux projets de renaturation que de protection contre les crues.

Étape 1 : Analyse et évaluation de l'état actuel.

Étape 2 : Analyse rétrospective de l'état des eaux en l'absence d'influence humaine, « l'état naturel ».

Étape 3 : Définition d'un état semi-naturel, tenant compte des changements irréversibles comme les déboisements et les assèchements de zones humides.

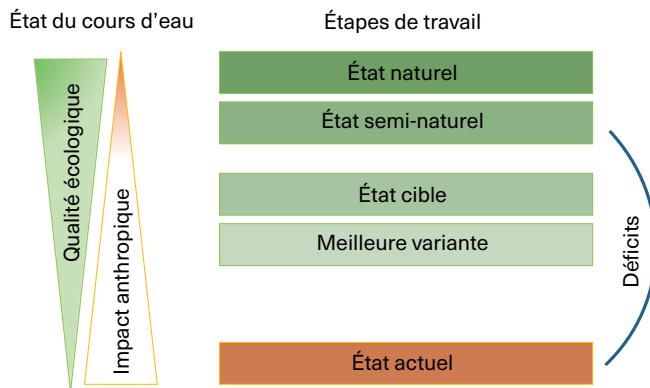
Étape 4 : Comparaison de l'état actuel et de l'état semi-naturel dans l'objectif d'établir les déficits écologiques et examen de leur réversibilité.

Étape 5 : Analyse économique de l'état semi-naturel dans le but de détecter si la suppression d'installations existantes implique un investissement démesuré. Sur cette base, définition de l'état cible et des objectifs de développement écologique.

Étape 6 : Étude de variantes pour explorer les possibilités d'atteindre l'état visé. L'état cible, résultant de la meilleure variante, couvre l'ensemble des objectifs de développement écologique pouvant être atteints par le projet.

Fig. 1.1.8 Les étapes de travail d'un projet de renaturation et/ou de protection contre les crues.

Source : OFEV [6]



Après la réalisation des mesures de renaturation, il est nécessaire de prévoir un contrôle d'efficacité des mesures écologiques.

I.1.4 Contexte actuel

L'augmentation en fréquence des conditions météorologiques extrêmes et le changement climatique à long terme modifient les habitats et les écosystèmes aquatiques. De fait, en raison de l'intervention humaine, la connectivité des eaux se dégrade et la diversité des milieux naturels tend à diminuer. Dans le contexte actuel, la renaturation des cours d'eau est ainsi confrontée à de nouveaux défis, relatifs en particulier au changement climatique, au recul de la biodiversité et à la progression des néobiotes.

Changement climatique

Le changement climatique a un impact sur l'ensemble du cycle de l'eau. Il fait subir aussi bien aux eaux de surface qu'aux eaux souterraines des modifications quantitatives et qualitatives qui, à leur tour, ont des conséquences sur la force hydraulique, l'approvisionnement en eau, l'évacuation des eaux urbaines, la navigation, l'agriculture, l'écologie et les dangers liés à l'eau.

Selon les prévisions [7], la disponibilité générale des ressources en eau ne devrait pas connaître de changements significatifs en Suisse jusqu'à la fin du siècle. La répartition des précipitations entre les différentes saisons va toutefois évoluer, et la quantité d'eau stockée dans la neige et les glaciers diminuera sous l'effet du réchauffement. Cela affectera le comportement saisonnier des écoulements et la disponibilité des ressources en eau. Il est attendu que les étiages deviennent plus fréquents et plus sévères et que les eaux se réchauffent, entraînant d'importantes répercussions sur l'écologie aquatique, la protection contre les crues et l'utilisation de la ressource.

Effets sur le bilan hydrique et la gestion de l'eau

Sous l'effet du changement climatique, le régime hydrologique et la disponibilité saisonnière de l'eau sont modifiés. Les milieux humides doivent s'adapter à des températures plus élevées et à des débits différents. La Suisse est un pays de montagnes mais une grande partie de ses terres est soumise à une exploitation intensive, qui impacte directement l'utilisation de l'eau. Pour maintenir les rendements actuels, une irrigation adéquate devra être planifiée. Sur la base de nouveaux scénarios hydrologiques, des mesures d'adaptation ont d'ores et déjà été imaginées pour orienter la future gestion des eaux.

Effets sur les crues

L'analyse des débits de crues montre une augmentation de celles-ci à long terme. Il semble que les régions caractérisées par des surfaces étendues, réagissant avec retard aux précipitations, sont particulièrement sujettes aux crues extrêmes causées par des précipitations très abondantes et persistantes. Même s'il est difficile aujourd'hui d'émettre des prévisions concrètes concernant l'évolution des épisodes pluvieux extrêmes dans les Alpes, l'incertitude liée à cette évolution se doit d'être considérée.

Gestion intégrée des risques (GIR)

Ensemble des mesures et méthodes visant à assurer une sécurité durable pour la population, les biens et les ressources naturelles. La GIR implique tous les acteurs concernés pour l'identification et l'évaluation périodique des risques ainsi que la définition des priorités d'intervention.

Débit Q_{347}

Le débit Q_{347} correspond au débit qui est atteint ou dépassé en moyenne pendant 347 jours par an; la période annuelle moyenne durant laquelle ce débit n'est pas atteint est donc de 18 jours.

Il est avéré que la recrudescence des épisodes de fortes précipitations, le transport accru de sédiments et la progression de l'urbanisation dans les zones de danger accroissent le risque dû aux crues et au ruissellement. Les futures mesures de protection contre les crues doivent par conséquent tenir compte des modifications induites par le changement climatique. La *gestion intégrée des risques* constitue une base en la matière depuis plusieurs décennies.

Effets sur les étiages

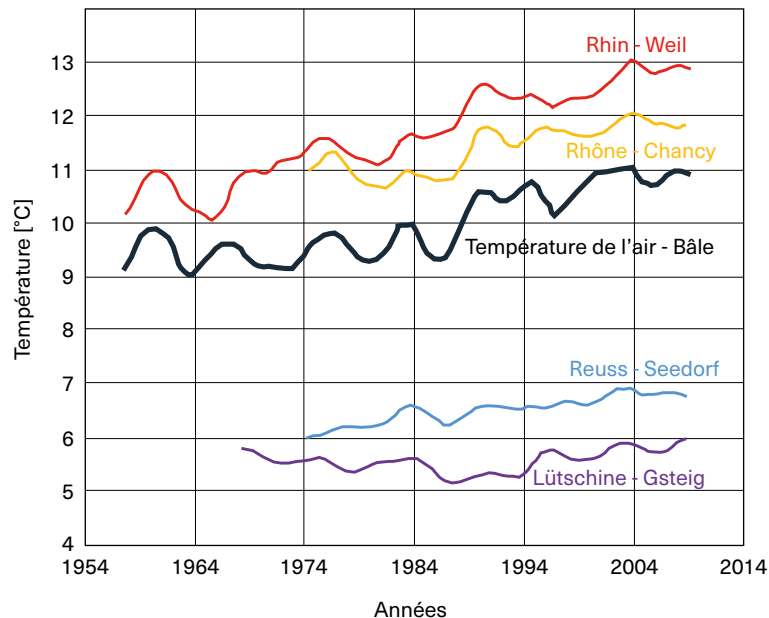
Il est possible qu'à l'avenir, le seuil défini dans la législation suisse pour l'estimation des débits résiduels, le *débit Q_{347}* , doive être reconsidéré. Il est en effet très probable que la période durant laquelle ce débit n'est pas atteint devienne plus longue, de 3 à 9 jours, selon la région concernée du Plateau suisse. Cet allongement de la durée des étiages signifie que le Q_{347} pourra être bien plus bas à l'avenir. Cette diminution des débits minimaux aura des répercussions sur la qualité des eaux et pourrait conduire à l'assèchement de certains affluents. Il est vraisemblable également que les petits cours d'eau du Plateau ne puissent plus servir de source fiable pour les prélèvements d'eau.

Effets sur la température de l'eau

Les cours d'eau suisses se sont sensiblement réchauffés ces dernières décennies, la température moyenne de l'eau étant étroitement corrélée avec celle de l'air. Cette dépendance est toutefois moins marquée pour les cours d'eau que pour les lacs. La plupart des stations de l'OFEV ont enregistré un réchauffement compris entre 0,1 et 1,2 °C entre 1970 et 2010 [Fig. I.1.9](#). Cette hausse des températures des eaux est moins évidente dans les régions directement alimentées par les glaciers, qui exercent un effet stabilisateur, comme pour la Lüttschine à Gsteig.

Fig. I.1.9 Évolution de la température moyenne de l'eau à différentes stations, en comparaison de la température de l'air à Bâle, au cours des dernières décennies.

Source: OFEV ^[7]



Effets sur les glaciers

Les bassins versants d'altitude réagissent de façon significative à l'augmentation des températures. Non seulement les glaciers fondent davantage en été, mais la saison de fonte démarre plus tôt au printemps pour se terminer plus tard en automne. Les surfaces glaciaires et les volumes d'eau stockés diminuent progressivement et les débits résultant de la fonte diminueront également.

Évolution des prévisions

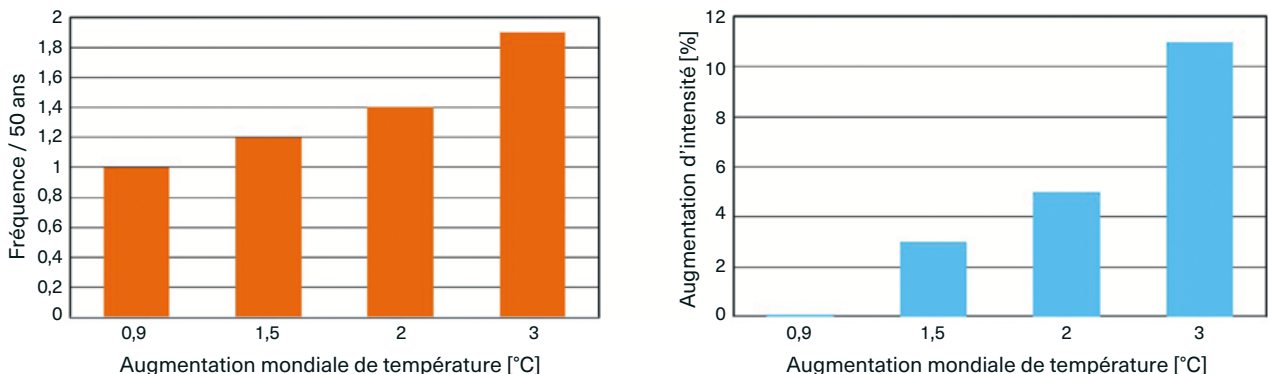
Dès le début du XXI^e siècle, des scénarios climatiques ont été développés en Suisse et un premier rapport intitulé *Les changements climatiques et la Suisse en 2050* a été publié en 2007, suivi d'un deuxième en 2011. Depuis 2014, un mandat a été confié à MétéoSuisse pour l'élaboration régulière de nouveaux scénarios basés sur les connaissances scientifiques les plus récentes. Deux nouveaux rapports publiés en 2017 ^[7] et 2025 ^[8] contribuent à la mise à jour des prévisions pour la Suisse.

Les derniers résultats confirment en particulier que :

- **la hausse des températures** est nettement plus marquée en Suisse qu'en moyenne mondiale. Dans un monde à 3 degrés de plus, le réchauffement moyen en Suisse sera de 4,9 °C par rapport à la période préindustrielle.
- **les températures maximales** en Suisse augmentent beaucoup plus fortement que les températures moyennes. Les épisodes de chaleur extrême sont plus fréquents et plus intenses.
- **les étés** sont plus secs, en raison de la hausse des températures, de l'augmentation de l'évaporation et de la diminution des précipitations, avec une répercussion directe sur les sols et les risques d'incendie de forêt.
- **les fortes précipitations** sont plus fréquentes et plus intenses [Fig. I.1.10](#). La Suisse doit s'attendre à une nouvelle augmentation de ces événements en toutes saisons.
- **la couverture neigeuse** diminue globalement. L'altitude de l'isotherme du zéro degré augmente et les précipitations se produisent davantage sous forme de pluie que de neige, même à relativement haute altitude. En conséquence, la fonte de neige et de glace est favorisée.
- **la stabilité du pergélisol** diminue, favorisant le déclenchement d'éboulements, d'éroulements et la formation de laves torrentielles.

Fig. I.1.10 Prévisions d'augmentation (valeurs médianes) de la fréquence (à gauche) et de l'intensité (à droite) d'un événement cinquantennal de précipitations sur un jour, en comparaison de la période de référence (1991-2020).

Source: OFEV ^[8]



Le changement climatique est plus que jamais une réalité, confirmée par les observations effectuées depuis plusieurs décennies en Suisse et dans le monde entier. Le réchauffement est clairement causé par les émissions de gaz à effet de serre d'origine humaine. Les changements vont s'accroître à l'avenir et il convient d'en anticiper les effets lors de l'élaboration de projets de renaturation.

L'importance de l'évolution du climat est évidemment tributaire des mesures de protection qui seront prises concrètement, en Suisse et au niveau mondial, au cours des prochaines décennies.

Recul de la biodiversité

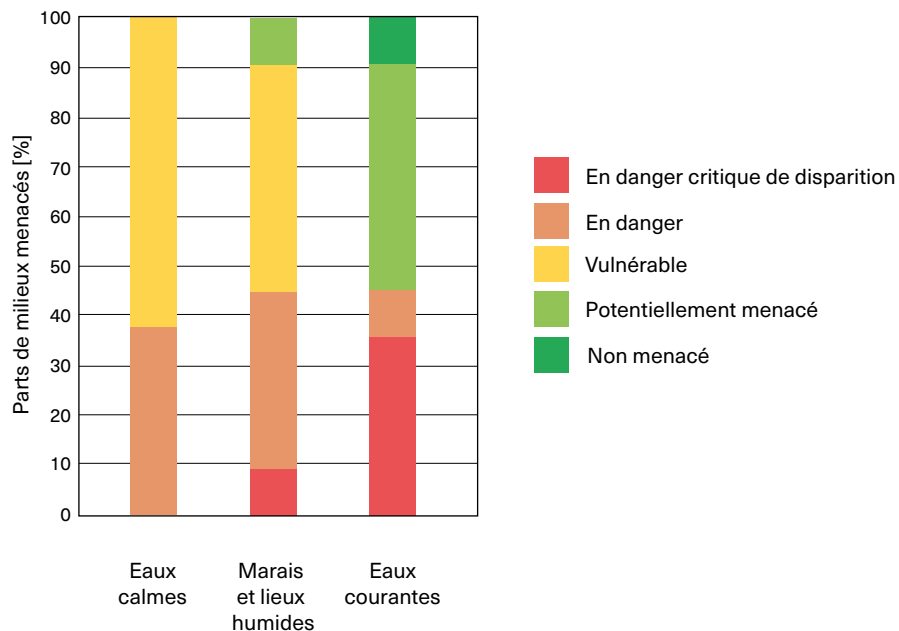
Il est acquis que la diversité biologique contribue au bien-être de l'humanité. Elle est essentielle à notre alimentation, participe à la régulation du climat, purifie l'air et les eaux, est bénéfique à notre santé et à celle de notre économie. Cette *biodiversité* est pourtant en train de se dégrader. Les listes rouges des milieux menacés en témoignent de façon particulièrement claire : près de la moitié des 167 types de milieux évalués en Suisse sont menacés [9]. Dans cet inventaire, les écosystèmes «eaux calmes», «marais et lieux humides» et «eaux courantes» comptent une proportion particulièrement élevée de milieux menacés [Fig. I.1.11](#).

Biodiversité

La biodiversité inclut les espèces animales, végétales, champignons et bactéries, leur diversité génétique (sous-espèces, variétés), ainsi que la diversité des écosystèmes (forêts et cours d'eau).

Fig. I.1.11 Parts des degrés de menace de la liste rouge pour les écosystèmes directement liés à l'eau.

Source : OFEV [9]



Malgré les efforts entrepris par la Confédération et les cantons pour renforcer la conservation de la biodiversité, les succès enregistrés à l'échelle locale demeurent insuffisants. Depuis 1900, la qualité, la quantité et la mise en réseau de nombreux milieux naturels de grande valeur écologique ont fortement décliné, principalement à cause de l'utilisation non durable des ressources naturelles. Les surfaces résiduelles les plus

précieuses ont été placées sous protection et elles contribuent de manière significative à la conservation de la biodiversité. Cependant, les biotopes protégés sont souvent isolés, alors même que la biodiversité a besoin de surfaces et d'habitats qui soient connectés entre eux.

Progression des néobiotes

Néobiotes
Ensemble des organismes
exotiques introduits
volontairement ou
accidentellement dans l'espace
européen.

En Suisse, les *néobiotes* sont considérés comme envahissants lorsque leur capacité d'expansion risque de causer des dommages écologiques, sociaux ou économiques. Ils sont généralement classés en trois catégories :

- *les néozoaires* : animaux exotiques qui parviennent à s'établir rapidement, massivement et durablement dans des environnements où ils sont naturellement absents, par exemple la moule quagga, originaire de la mer Noire, qui envahit les lacs et cours d'eau. Leur prolifération rapide est souvent due à l'absence de prédateurs ou de régulateurs naturels ;
- *les néophytes* : plantes exotiques envahissantes susceptibles de provoquer d'importants dommages écologiques et des atteintes à la santé. La lutte contre ces espèces ne peut être entreprise à un coût supportable que dans la phase précoce d'invasion. Dans les cours d'eau, les néophytes posent un problème majeur pour la biodiversité, en particulier la berce du Caucase, la balsamine de l'Himalaya et la renouée du Japon ^[10, 11] ;
- *les néomycètes* : champignons importés d'autres parties du monde dont quelques-uns peuvent avoir des effets catastrophiques sur nos écosystèmes, par exemple le champignon *Hymenoscyphus fraxineus* venu d'Asie, qui provoque le dépérissement des pousses du frêne.

Afin de protéger la biodiversité, il est désormais interdit de planter des espèces non locales à proximité des cours d'eau ^[12].

Sous l'influence de l'urbanisation croissante du territoire et du changement climatique, notre environnement naturel est devenu un sujet de plus en plus sensible. En corollaire, il est d'autant plus évident que les cours d'eau ne servent pas seulement à drainer les sols cultivables ou à nous menacer lors des crues, mais qu'ils exercent aussi de nombreuses fonctions vitales. En Suisse, cette prise de conscience a logiquement débouché sur de nouvelles dispositions légales, en particulier les lois fédérales sur la protection des eaux et sur l'aménagement des cours d'eau.

Bien que d'approche parfois rébarbative, une bonne connaissance du contexte socio-politique est indispensable pour orienter la conduite et aboutir à l'acceptation d'un projet d'aménagement de cours d'eau. Globalement, le cadre juridique applicable recoupe toutes les normes légales, les idées directrices et les documents stratégiques d'influence dont les plus importants sont brièvement évoqués ici.

I.2.1 Loi et Ordonnance fédérales sur la protection des eaux

Le 11 décembre 2009, les Chambres fédérales ont adopté un projet modifiant la loi fédérale du 24 janvier 1991 sur la protection des eaux (LEaux) ^[13], la loi fédérale du 21 juin 1991 sur l'aménagement des cours d'eau (LACE) ^[14], et la loi fédérale du 4 octobre 1991 sur le droit foncier rural (LDFR) ^[16]. Ces modifications, qui ont également nécessité l'adaptation de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) ^[17], portent sur la renaturation des eaux, avec les principales orientations suivantes :

- encourager la revitalisation en rétablissant les principales fonctions naturelles d'eaux superficielles endiguées, corrigées, couvertes ou enterrées, et garantir un espace réservé aux eaux et une exploitation extensive de ce dernier ;
- réduire les impacts négatifs de l'exploitation de la force hydraulique, en diminuant les effets des éclusées en aval des centrales hydroélectriques, en réactivant le régime de charriage et en procédant aux assainissements requis par la loi fédérale sur la pêche ^[18], tel le rétablissement de la libre migration des poissons.

Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux)

La loi sur la protection des eaux (LEaux) ^[14] a pour but de protéger les eaux contre toutes atteintes nuisibles (art. 1). Elle se préoccupe entre autres des aspects sanitaires, sécuritaires, environnementaux, paysagers, agricoles et de loisirs.

À son art. 4, la LEaux précise la signification des principaux termes de référence utilisés dans la législation concernée. Elle définit en particulier la *revitalisation* comme le rétablissement des fonctions naturelles d'eaux superficielles endiguées, corrigées, couvertes ou mises sous terre.

Depuis la dernière révision de 2025, les exigences écologiques sont ancrées exclusivement dans la LEaux (art. 37) [Fig. I.2.1](#). Ainsi, lors d'endiguements et de corrections de cours d'eau, leur tracé naturel doit autant que possible être respecté ou rétabli. L'aide à l'exécution *Exigences écologiques pour les projets d'aménagement des eaux* ^[6] explicite comment mettre en œuvre les prescriptions de cet article. Les eaux et l'espace réservé aux eaux doivent être aménagés de manière à pouvoir accueillir une faune, une flore et une végétation adaptées à la station ainsi qu'à maintenir les interactions avec les eaux souterraines.

Fig. I.2.1 Art. 37 de la Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux)

Art. 37³² Interventions dans les eaux superficielles

¹ Les eaux superficielles ne peuvent être endiguées et corrigées que si ces interventions :

- a. s'imposent dans le cadre de la protection contre les crues (art. 3, al. 1 à 3, de la loi du 21 juin 1991 sur l'aménagement des cours d'eau³³);
- b. sont nécessaires à l'aménagement de voies navigables ou à l'utilisation de forces hydrauliques dans l'intérêt public;
- c. sont nécessaires pour aménager une décharge qui ne peut être réalisée qu'à l'endroit prévu et dans laquelle seront stockés exclusivement des matériaux d'excavation et de percement non pollués, ou
- d. permettent d'améliorer au sens de la présente loi l'état d'eaux superficielles déjà endiguées ou corrigées.

² Lors d'interventions dans les eaux superficielles, le tracé naturel de ces dernières est autant que possible respecté ou rétabli.

³ Les eaux superficielles et l'espace réservé aux eaux sont aménagés et entretenus de façon :

- a. qu'ils puissent accueillir une faune et une flore diversifiées;
- b. que les interactions entre eaux superficielles et eaux souterraines soient maintenues autant que possible;
- c. qu'une végétation adaptée à la station puisse croître sur les rives.

⁴ Dans les zones bâties, l'autorité peut autoriser des exceptions aux al. 2 et 3.

⁵ Les al. 2 et 3 s'appliquent par analogie à la création d'eaux artificielles, à la remise en état d'ouvrages de protection détériorés lors d'un événement dommageable et à leur renforcement.

³² Nouvelle teneur selon l'annexe ch. 4 de la LF du 15 mars 2024, en vigueur depuis le 1^{er} août 2025 (RO 2025 430; FF 2023 858).

³³ (RS 721.100)

La loi délègue aux cantons la compétence de déterminer l'espace nécessaire aux eaux superficielles (art. 36a). Les cantons ont pour mission de veiller à ce que les plans directeurs et les plans d'affectation prennent en compte l'espace réservé aux eaux (ERE) et à ce que celui-ci soit aménagé et exploité de manière extensive.

Depuis début 2011, les cantons sont tenus de revitaliser les eaux ; ils doivent planifier les interventions et établir un calendrier pour leur mise en œuvre (art. 38a). Cet article précise que la disparition de surfaces d'assolement est compensée conformément aux plans sectoriels de la Confédération, visés à l'art. 13 de la loi sur l'aménagement du territoire (LAT) ^[19].

Des indemnités sont allouées aux cantons pour la planification et la mise en œuvre de mesures destinées à revitaliser les eaux (art. 62b). Cet article précise que les exploitants de l'espace réservé aux eaux sont indemnisés selon la loi sur l'agriculture (LAgri) ^[20] pour l'exploitation extensive de leurs surfaces.

Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux)

L'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux) ^[17] a pour but de protéger les eaux superficielles et les eaux souterraines contre les atteintes nuisibles et de permettre leur utilisation durable (art. 1). Elle définit notamment le mode de calcul de la largeur de l'espace réservé aux cours d'eau (art. 41a) et les bases de la planification des revitalisations (art. 41d) [Fig. I.2.2](#).

Fig. I.2.2 Art. 41d de l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux)

Art. 41d Planification de revitalisations

¹ Les cantons réunissent les bases nécessaires pour planifier les revitalisations des eaux. Ces bases comprennent notamment des données sur :

- a. l'état écomorphologique des eaux ;
- b. les installations sises dans l'espace réservé aux eaux ;
- c. le potentiel écologique des eaux et leur importance pour le paysage.

² Dans une planification établie pour une période de 20 ans, les cantons fixent les tronçons de cours d'eau et portions de rives d'étendues d'eau à revitaliser, le type de mesures à prendre et les délais pour les réaliser et coordonnent au besoin leur planification avec les cantons voisins. Ils accordent la priorité aux revitalisations dont l'utilité :

- a. est grande pour la nature et le paysage ;
- b. présente un rapport avantageux au vu du coût prévisible ;
- c. est accrue grâce à l'action conjointe d'autres mesures de protection de biotopes naturels ou de protection contre les crues.

³ Ils adoptent la planification visée à l'al. 2 pour les cours d'eau d'ici au 31 décembre 2014 et celle pour les étendues d'eau d'ici au 31 décembre 2022. Ils remettent ces planifications pour avis à l'OFEV un an avant leur adoption.⁶¹

⁴ Ils mettent à jour les planifications visées à l'al. 2 tous les douze ans pour une période de 20 ans et les soumettent à l'OFEV pour avis un an avant leur adoption.

Lors de la dernière révision partielle de l'OEaux en 2025, les art. 41c^{ter} et 41c^{quater} ont été introduits [Fig. I.2.3](#) pour préciser la notion de tracé naturel et la manière dont l'obligation d'aménager doit être réalisée pour que les biotopes typiques de la station soient préservés ou puissent se développer.

Fig. I.2.3 Art. 41c^{ter} et 41c^{quater} de l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux)

Art. 41c^{ter}⁵⁹ Respect ou rétablissement du tracé naturel

Lors d'interventions dans les eaux superficielles, il y a lieu, si possible, de respecter ou de rétablir le tracé naturel du cours d'eau, qui se caractérise par sa position dans le profil en travers de la vallée, sa pente longitudinale, la forme de son lit, la largeur du fond de son lit ainsi que ses structures morphologiques et ses processus dynamiques.

⁵⁹ Introduit par l'annexe ch. 3 de l'O du 25 juin 2025 sur l'aménagement des cours d'eau, en vigueur depuis le 1^{er} août 2025 (RO 2025 450).

Art. 41c^{quater}⁶⁰ Aménagement et entretien écologiques

¹ Les eaux et l'espace réservé aux eaux doivent être aménagés et entretenus de manière que les biotopes typiques de la station soient préservés ou puissent se développer. Les biotopes typiques de la station reposent sur :

- a. une végétation qui se développe naturellement et se régénère spontanément ;
- b. des processus dynamiques caractéristiques ;
- c. des structures caractéristiques, telles que des bancs de gravier, des berges naturelles et variables et du bois mort.

² Lors de l'aménagement et de l'entretien des eaux et de l'espace réservé aux eaux, il faut contrer le réchauffement excessif de ces dernières. Il convient notamment d'en favoriser l'ombrage naturel.

⁶⁰ Introduit par l'annexe ch. 3 de l'O du 25 juin 2025 sur l'aménagement des cours d'eau, en vigueur depuis le 1^{er} août 2025 (RO 2025 450).

I.2.2 Loi et Ordonnance fédérales sur l'aménagement des cours d'eau

Loi fédérale sur l'aménagement des cours d'eau (LACE)

La loi sur l'aménagement des cours d'eau (LACE) ^[14] fixe les grandes lignes de l'aménagement des cours d'eau et de la protection contre les dangers liés à l'eau. Elle a pour but (art. 1) de protéger les personnes et les biens importants contre l'action dommageable des eaux, en particulier contre les inondations, les érosions et l'alluvionnement (protection contre les crues). Elle stipule que lorsque les mesures d'entretien et de planification ne suffisent pas, les autres mesures qui s'imposent doivent être appréciées compte tenu de celles qui sont prises dans d'autres domaines, globalement et dans leur interaction (art. 3).

Lors d'interventions dans les eaux, les conditions environnementales mentionnées à l'art. 4 (reprises de l'art. 37 LEaux) [Fig. I.2.1](#) confirment le caractère obligatoire de la revitalisation. Cependant, bien que les objectifs écologiques soient mentionnés, la priorité reste la protection contre les dangers. Cette ambivalence est parfois à l'origine de conflits entre sécurité et renaturation écologique.

La LACE stipule (art. 6) [Fig. I.2.4](#) que des indemnités sont accordées aux cantons pour les études et les mesures de protection contre les crues.

Fig. I.2.4 Art. 6 de la loi fédérale sur l'aménagement des cours d'eau (LACE)

Art. 6 Indemnités pour les études de base et les mesures de protection contre les crues

- ¹ Dans les limites des crédits ouverts et sur la base de conventions-programmes, la Confédération alloue aux cantons des indemnités globales pour les études de base et les mesures nécessaires à la protection contre les crues du point de vue de l'aménagement du territoire, de l'organisation, du génie biologique ou de la technique.
- ² Elle peut allouer aux cantons des indemnités au cas par cas pour des projets particulièrement onéreux.
- ³ Elle alloue des indemnités notamment pour :
 - a. l'élaboration d'études de base telles que des analyses d'événements, des cadastres, des évaluations des dangers, des vues d'ensemble des risques et des planifications globales ;
 - b. des mesures d'aménagement du territoire telles que des études visant à limiter les risques ou encore le déplacement d'ouvrages et d'installations menacés vers des lieux sûrs ;
 - c. des mesures d'organisation telles que l'installation de dispositifs d'alerte, l'élaboration de plans d'intervention et la mise en place de dispositions techniques facilitant les interventions d'urgence ;
 - d. des mesures de génie biologique et de technique telles que l'entretien, la remise en état et le remplacement ou la construction d'ouvrages et d'installations de protection ;
 - e. des mesures telles que la réparation de dommages causés par des événements dans des espaces de délestage et la compensation du manque à gagner lié à l'abaissement préventif de lacs de retenue.
- ⁴ Les coûts sont imputables s'ils ont été effectivement encourus et qu'ils sont directement nécessaires à l'accomplissement adéquat de la tâche.
- ⁵ La contribution aux coûts imputables inhérents aux études de base et aux mesures se monte respectivement à 50 % et à 35 %.
- ⁶ La contribution aux mesures peut être relevée :
 - a. de 10 % au plus pour des prestations supplémentaires ;
 - b. de 20 % au plus, pour autant qu'un canton assume des charges considérables en raison de mesures de protection extraordinaires contre les dangers naturels, notamment à la suite de dommages dus à des intempéries.

Ordonnance fédérale sur l'aménagement des cours d'eau (OACE)

L'Ordonnance sur l'aménagement des cours d'eau (OACE) ^[22] définit les types de dangers et les biens à protéger; elle règle la protection des personnes et des biens matériels importants contre les principaux dangers dus aux crues (inondations, laves torrentielles, érosion, alluvionnement, dépôts de flottants et embâcles; art. 1).

L'OACE stipule (art. 3) que les cantons ont l'obligation de réduire le risque lié aux crues à un niveau supportable, en planifiant et en mettant en œuvre les mesures appropriées de manière *intégrée*; ils doivent tenir compte en particulier des aspects écologiques, des effets des changements climatiques et de l'évolution de l'utilisation du territoire.

La notion de *planification intégrée* fait notamment l'objet des définitions suivantes (art. 2):

- a. une planification fondée sur la participation des milieux concernés, la prise en compte équilibrée des intérêts en jeu et la combinaison optimale de mesures;
- b. une approche fondée sur les risques, selon laquelle les risques actuels et à venir sont systématiquement déterminés, évalués et pris en compte de manière transparente lors de la mise en œuvre de mesures.

L'OACE précise en outre que les cantons doivent:

- réaliser les études de base pour la désignation des zones dangereuses et une planification visant la prévention des crues et de leurs effets (art. 5); ils doivent également prendre des mesures d'aménagement du territoire propres à réduire les risques (art. 6);
- prendre des mesures techniques et de génie biologique afin de réduire et de limiter le risque d'événements de crue; ces mesures incluent les espaces de délestage qui permettent de retenir, dévier ou faire écouler l'eau des crues (art. 8).

L'Ordonnance détaille également la procédure d'allocation des indemnités (section 3) et fixe les règles de la surveillance exercée par la Confédération (chapitre 4).

Il est intéressant de souligner que la loi et l'Ordonnance fédérales sur l'aménagement des cours d'eau proposent une approche intégrée qui combine la protection contre les crues, la prise en compte des aspects écologiques et l'aménagement du territoire. Elles imposent des obligations proactives aux cantons, destinées à anticiper les risques, par des mesures d'aménagement du territoire.

I.2.3 Loi et Ordonnance fédérales sur l'aménagement du territoire

Loi fédérale sur l'aménagement du territoire (LAT)

La loi sur l'aménagement du territoire (LAT) ^[19] associe la Confédération, les cantons et les communes pour qu'ils s'emploient à réaliser une occupation du territoire propre à garantir un développement harmonieux de l'ensemble du pays. Dans l'accomplissement de leurs tâches, ils doivent tenir compte des données naturelles ainsi que des besoins de la population et de l'économie (art. 1).

Dans ce contexte, la LAT exige que les populations soient informées sur le contenu des projets et que les plans fassent l'objet d'une mise en consultation publique (art. 4). Selon l'alinéa 2 de cet article, les autorités doivent veiller à ce que la population puisse participer de manière adéquate à l'établissement des plans. Cette «manière adéquate» est précisée dans différentes directives éditées par la Confédération en matière d'aménagement des cours d'eau, par exemple :

- *la négociation précède l'action* lors de la détermination de l'espace nécessaire au cours d'eau, lorsque des intérêts divergents entrent en ligne de compte ^[3] ;
- *les acteurs privés sont tout aussi importants* : c'est à bon droit que les organisations économiques ou écologistes, mais aussi et surtout les acteurs directement concernés, entendent avoir voix au chapitre. Tous doivent être impliqués dans les projets, mais également prendre eux-mêmes des initiatives, et partager la satisfaction que procurent des réussites convaincantes.

Afin de faciliter cette démarche, la Confédération procède à des études de base et collabore avec les cantons pour établir des plans sectoriels concordants (art. 13). Ces plans sont applicables à la compensation des surfaces d'assolement.

Ordonnance fédérale sur l'aménagement du territoire (OAT)

L'Ordonnance sur l'aménagement du territoire (OAT) ^[23] fixe les modalités d'application de la LAT et introduit des prescriptions pour la planification, la coordination des usages du sol et la protection des milieux naturels. De fait, l'OAT ne régleme nte pas directement les cours d'eau mais elle oblige à intégrer la gestion, la protection et la revitalisation des cours d'eau dans la planification territoriale.

En cas de conflit territorial, une pesée des intérêts en présence doit être effectuée (art. 3) [Fig. I.2.5](#). Même si l'art. 3 ne mentionne pas explicitement les cours d'eau, il s'applique aussi à des interventions touchant les milieux aquatiques. À ce titre, il convient de rappeler que la revitalisation des cours d'eau est considérée d'intérêt national.

Fig. I.2.5 Art. 3 de l'Ordonnance sur l'aménagement du territoire (OAE)

Art. 3 Pesée des intérêts en présence

¹ Lorsque, dans l'accomplissement et la coordination de tâches ayant des effets sur l'organisation du territoire, les autorités disposent d'un pouvoir d'appréciation, elles sont tenues de peser les intérêts en présence. Ce faisant, elles :

- a. déterminent les intérêts concernés ;
- b. apprécient ces intérêts notamment en fonction du développement spatial souhaité et des implications qui en résultent ;
- c. fondent leur décision sur cette appréciation, en veillant à prendre en considération, dans la mesure du possible, l'ensemble des intérêts concernés.

² Elles exposent leur pondération dans la motivation de leur décision.

I.2.4 Autres lois à considérer

Mis à part les lois et ordonnances précitées, d'autres textes légaux fixent des exigences supplémentaires pour les mesures à prendre en matière de revitalisation des eaux, en particulier :

- la loi fédérale sur les subventions (LSu) ^[24];
- la loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage (LPN) ^[25];
- la loi fédérale sur les forêts (LFo) ^[26];
- la loi fédérale sur la pêche (LFSP) ^[18];
- la loi fédérale sur l'agriculture (LAgr) ^[20];
- la loi fédérale sur l'énergie (LEne) ^[15].

La loi sur l'agriculture (LAgr) ^[20] permet par exemple de promouvoir le rétablissement de petits cours d'eau dans un état proche des conditions naturelles au moyen de subventions (art. 87, al. 1, let. e).

En cas de conflits, résultant d'intérêts divergents lors de l'application stricto sensu de ces différentes lois, la négociation s'impose pour parvenir à une solution.

La mise en œuvre d'un projet d'aménagement de cours d'eau ne se limite pas à son gabarit hydraulique. L'espace concerné doit tenir compte de son influence environnementale, économique et sociale.

Afin de garantir la continuité écologique, les objectifs visés tendent à rétablir les conditions correspondant à celles d'un milieu sans perturbations anthropogéniques.

I.3.1 Espace réservé aux eaux (ERE)

La pression exercée par l'urbanisation, les voies de communication, l'économie et l'agriculture a fortement réduit l'espace réservé à nos cours d'eau. Leur imposer des limites étroites et rigides n'est pas une solution efficace pour maîtriser les flots. Une utilisation excessive de l'espace gagné multiplie les risques de dégâts importants lors de crues et de dommages écologiques.

Selon les idées directrices, élaborées conjointement par plusieurs Offices concernés de la Confédération suisse en 2003 ^[27], et en application des modifications légales intervenues en 2009 (cf. section I.2.1 de cet ouvrage), il est désormais nécessaire de garantir un espace réservé aux eaux (ERE) et une exploitation extensive de ce dernier.

L'objectif d'un espace réservé aux eaux est d'établir une zone de transition entre les milieux aquatiques et terrestres afin de développer une fonction d'*écotone*. Cet espace contribue à la restauration de la biodiversité et offre aussi un corridor d'écoulement garantissant une protection suffisante contre les crues. Les cours d'eau doivent disposer d'assez de place pour :

- évoluer naturellement en toute saison ;
- assurer la diversité des milieux aquatiques, amphibiens et terrestres ;
- permettre le développement d'espèces typiques et d'habitats naturels ;
- constituer un site attractif pour les loisirs ;
- s'intégrer au paysage de l'environnement culturel ;
- disposer d'une distance suffisante à la limite des sols exploités pour éviter la pollution de l'eau.

Largeur naturelle du fond du lit

La détermination de l'ERE se réfère à la largeur naturelle du cours d'eau. Cette dernière correspond à la largeur moyenne qui est mobilisée par les débits morphogènes, de période de retour de 2 à 5 ans. Elle est généralement dépourvue de plantes supérieures aquatiques ou terrestres.

Écotone

Zone de transition écologique entre plusieurs écosystèmes, marquée par une variation progressive des conditions hydriques et pédologiques.

Les cours d'eau aménagés ou approfondis ne disposent généralement pas d'une largeur de lit naturelle. Leur fond de lit est plus étroit avec une variabilité de largeur limitée ou inexistante. Dans ce cas, il faut déterminer la largeur naturelle du fond du lit par une ou plusieurs approches alternatives [28] :

- analyse de documents historiques ;
- analyse de tronçons comparables proches de l'état naturel ;
- analyse de la topographie ;
- approches empiriques, basées sur la largeur de régime ou sur la force tractrice (cf. sous-chapitre III.3 de cet ouvrage).

ERE pour une largeur du fond du lit inférieure à 15 m

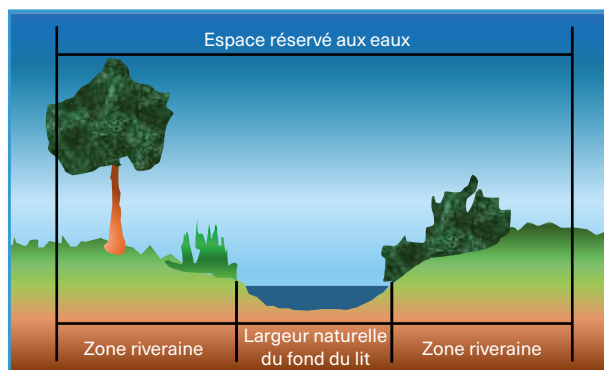
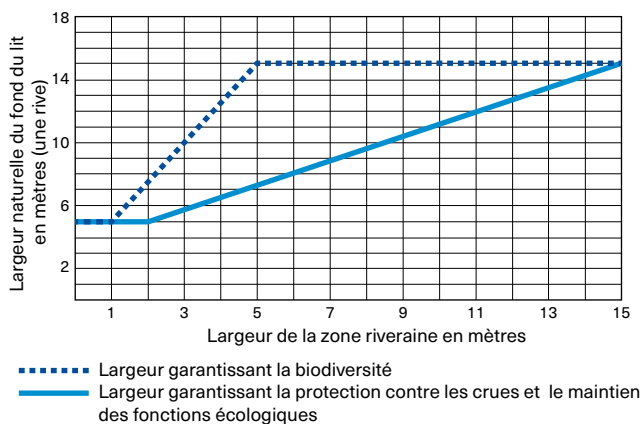
La détermination de l'espace minimal réservé aux eaux (ERE) [5, 29, 30] se réfère à la largeur naturelle du cours d'eau [Fig. I.3.1](#). L'abaque représente la largeur minimale nécessaire à la zone riveraine, sur chaque rive, en faisant une distinction entre la largeur nécessaire à la protection contre les crues et au maintien des fonctions écologiques d'une part et celle requise pour la biodiversité d'autre part. Par défaut, la largeur de l'ERE est appliquée de manière symétrique à l'axe du cours d'eau. Pour les étendues d'eau, la largeur minimale de l'ERE est de 15 m depuis la rive.

Il est autorisé de renoncer à l'ERE en forêt pour autant qu'aucun intérêt prépondérant ne s'y oppose. Il en va de même pour les cours d'eau enterrés dans la mesure où il est avéré qu'aucun potentiel de remise à ciel ouvert n'existe.

En principe, l'espace réservé aux eaux ne peut être exploité que de manière extensive, c'est-à-dire sans apport d'engrais ni de produits phytosanitaires.

Fig. I.3.1 Abaque de définition de l'espace réservé aux eaux (ERE).

Source : OFEV [5]



ERE des grands cours d'eau

Les grands cours d'eau se caractérisent par une largeur naturelle du lit supérieure à 15 m. Dans ce cas [Fig. I.3.2](#), l'ERE inclut la largeur naturelle du fond du lit ainsi que les zones riveraines connectées au cours d'eau, mais également une zone de transition amphibienne, située entre les zones aquatiques et terrestres. Ce précieux écotone fait

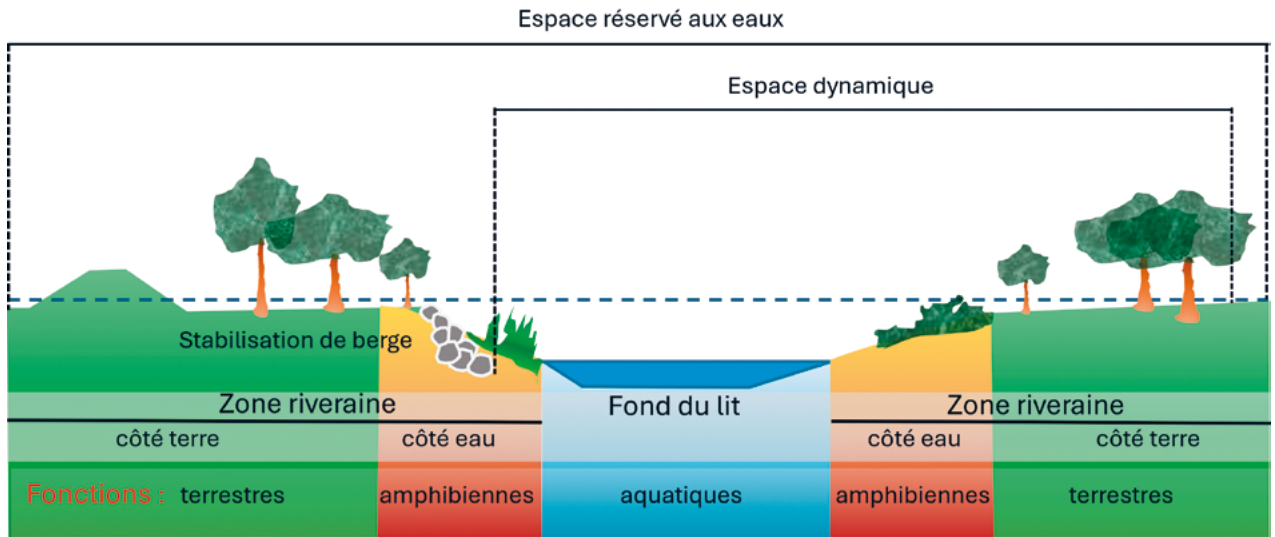


Fig. I.3.2 Profil en travers schématique de l'ERE des grands cours d'eau.

Source : OFEV ^[30]

souvent défaut en raison d'aménagements existants dédiés à la stabilisation des rives. Dans ce concept, les différents compartiments constituent une trame destinée à abriter des milieux naturels spécifiques et à favoriser les interactions entre le cours d'eau et son environnement.

Structurellement, les compartiments peuvent être marqués par la présence de biotopes alluviaux, proches de l'eau (bras latéraux, plans d'eau, marécages) ou plus éloignés (substrats graveleux, forêts sèches).

Pour définir judicieusement l'ERE des grands cours d'eau, cet espace doit être spécifié en considérant les besoins de l'écosystème et de la protection contre les crues [Tab. I.3.1](#). Dans ce contexte, les objectifs de qualité hydrologique et morphologique doivent s'inspirer des conditions qui seraient celles du milieu sans perturbations anthropogéniques.

Cette approche intègre la notion de *continuité écologique* en permettant aux rivières de suivre naturellement leur cours (continuité longitudinale) et aussi d'occuper leur lit majeur en période de crues (continuité transversale). Il faut ainsi s'intéresser à tous les obstacles qui cloisonnent les cours d'eau : les ouvrages transversaux (seuils, barrages, piles, culées), et les ouvrages longitudinaux qui barrent l'accès au lit majeur. Compte tenu de son importance pour les projets de renaturation, la notion d'espace réservé aux eaux est reprise de manière plus détaillée au sous-chapitre VI.2.

Continuité écologique
Concept qui implique la libre circulation des espèces biologiques et l'équilibre du transport sédimentaire.

I.3.2 Renaturation

La renaturation des eaux soulève différentes problématiques, en particulier :

- la revitalisation des cours d'eau ;
- la revitalisation des rives ;
- la restauration des zones alluviales ;
- le rétablissement de la libre migration piscicole ;
- l'assainissement des éclusées ;
- le rétablissement du régime de charriage.

Tab. I.3.1 Principales fonctions de l'espace réservé aux eaux (ERE).

	Milieu	Fonction
Fonctions naturelles	Aquatique	Transport de l'eau et des sédiments Connectivité longitudinale aquatique Capacité d'autoépuration Diversité structurelle du fond du lit Maintien des espèces typiques
	Amphibien	Connectivité transversale Alimentation des nappes phréatiques Diversité structurelle des berges
	Terrestre	Connectivité longitudinale terrestre Effet tampon Diversité structurelle du milieu terrestre Dynamique d'inondation Développement des communautés typiques Maintien des espèces typiques Capacité de résilience des peuplements
Autres fonctions	Global	Paysage Espace récréatif Protection contre les crues Utilisation des eaux

Face à la complexité de la tâche, des aides à l'exécution ^[5] ont été élaborées dans le but d'aider les cantons à mettre en œuvre les dispositions légales dans ce domaine. L'approche proposée aborde également la coordination des projets relevant de la gestion des eaux et comporte des modules consacrés à la planification, à la mise en œuvre de mesures concrètes, au financement, aux modèles de données et aux exigences légales imposées aux données.

Ce soutien stratégique est accompagné d'une abondante documentation, dont les principales références, disponibles en libre accès, sont classifiées [Tab. I.3.2](#).

Revitalisation des cours d'eau

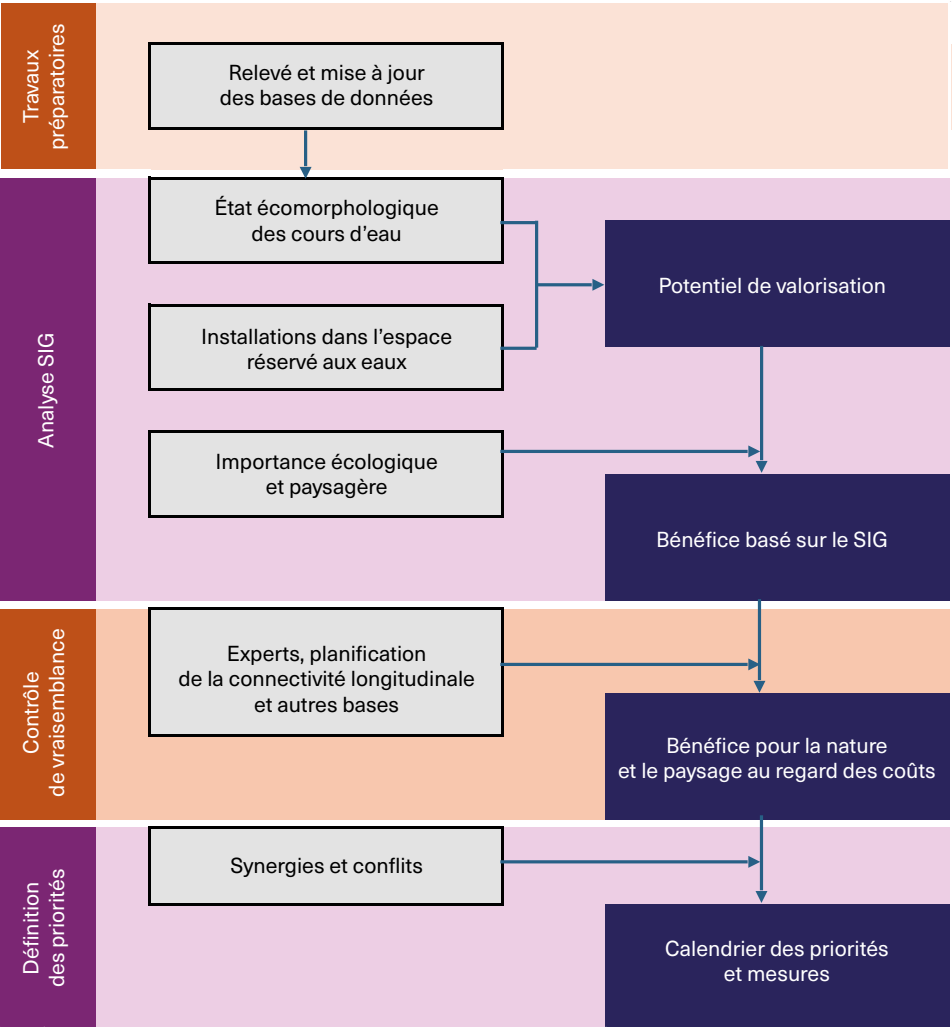
Le déroulement de la préparation et de la mise en œuvre de la planification stratégique suit une logique classique de projet. La démarche [Fig. I.3.3](#) consiste en une prise en compte progressive des données et des bases de planification en vue d'identifier les tronçons de cours d'eau qui présentent le meilleur bénéfice pour la nature et le paysage au regard du coût prévisible.

Le bénéfice environnemental est particulièrement important lorsque la revitalisation permet de rétablir les fonctions naturelles et la dynamique propre de cours d'eau à fort potentiel écologique et paysager; par exemple lorsqu'elle permet de promouvoir des espèces menacées ou typiques des milieux et de reconnecter leurs habitats.

Tab. I.3.2 Principales références pour l'aide à l'exécution, en matière de renaturation des eaux. Cette documentation est mise à jour régulièrement.
Source : OFEV ^[5]

Revitalisation des cours d'eau	Revitalisation des rives	Zones alluviales	Migration piscicole	Éclusées	Régime de charriage
Planification stratégique					
Publié (2023)	Publié (2018)		Publié (2012) Actualisé (2022)	Publié (2012)	Publié (2012)
Mise en œuvre des mesures					
Planifié				Publié (2017)	Publié (2024)
Financement					
Manuel sur les conventions programmes conclues dans le domaine de l'environnement 2025-2028			Publié (2016)		
Modèles de données et données					
Publié (2013) Actualisé (2023)	Publié (2020)	Publié (2017)	Publié (2013)		
Coordination des activités de gestion des eaux					
Publié (2013)					

Fig. I.3.3 Planification stratégique de revitalisation : démarche conceptuelle de mise en œuvre.



Dans l'inventaire des données relatives au cours d'eau, les ouvrages connexes sont également répertoriés et analysés. Il est ainsi possible de planifier des mesures ponctuelles, telles que la suppression de seuils, dans le but de rétablir la connectivité longitudinale des milieux aquatiques.

Dans l'idéal, la solution aboutit à une libération totale des contraintes anthropiques imposées au cours d'eau, comme c'est dans le cas dans l'Aubonne en amont de son embouchure dans le Léman [Fig. I.3.4](#).

Fig. I.3.4 L'Aubonne (VD) en amont de son embouchure dans le Léman.

Photo : J.-L. Boillat



I.3.3 Force hydraulique

L'utilisation de la force hydraulique a des conséquences négatives sur les écosystèmes aquatiques. Ce constat est à l'origine de la révision de la loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) ^[13] en 2011, qui impose désormais des mesures pour réduire l'impact sur le régime hydraulique et accroître la résilience des biotopes aquatiques (cf. chapitre IX de cet ouvrage).

Les nouvelles dispositions visent en particulier la réduction des effets négatifs dus aux obstacles à la migration piscicole, aux éclusées et au maintien du régime de charriage des cours d'eau.

Assainissement des obstacles à la migration piscicole

Les cours d'eau suisses sont parsemés d'obstacles transversaux artificiels : barrages des aménagements hydroélectriques, seuils de stabilisation du lit. En l'absence de

dispositifs de franchissement, ces ouvrages peuvent avoir un impact sur les peuplements de poissons car ils empêchent la migration vers les zones de frayères en période de reproduction et vers des eaux plus fraîches en cas de fortes chaleurs. Cette situation est particulièrement problématique pour les espèces qui affectionnent les eaux froides, comme la truite ou l'ombre.

La mise en place de dispositifs propres à rétablir la migration piscicole (passes à poissons [Fig. I.3.5](#), ruisseaux de contournement, ascenseurs, ouvrages de dévalaison) permet de reconnecter des habitats et contribue aux échanges génétiques des populations.

Selon la planification stratégique des cantons, en 2014, de nombreuses installations hydroélectriques devaient être assainies afin de réduire les atteintes portées par les centrales à la migration des poissons. Pour 402 d'entre elles, l'assainissement portait à la fois sur la montaison et la dévalaison. Pour 105 autres, seule la montaison était concernée, et pour 129 autres, uniquement la dévalaison ou la protection des poissons.

Fig. I.3.5 Passe à poissons en bassins alternés, au Moulin de Lavaux sur l'Aubonne (VD).
Photo: J.-L. Boillat



Assainissement des éclusées

En période de forte consommation d'électricité, les eaux turbinées entraînent une brusque augmentation du débit dans le cours d'eau aval. À l'inverse, durant la nuit, les week-ends et les jours fériés, les quantités turbinées sont faibles. Ces variations artificielles de débit, provoquées par l'exploitation des centrales hydroélectriques, se produisent très fréquemment et leur temps de réaction n'a rien de comparable avec celui des crues naturelles. Ces alternances brusques et répétées ont des conséquences néfastes pour les organismes aquatiques, et d'autant plus quand le débit est réduit à

Éclusee

Variation artificielle rapide de débit, résultant de l'exploitation des aménagements hydro-électriques à accumulation.

son minimum et que certains tronçons s'assèchent en piégeant les poissons dans des flaques déconnectées de l'écoulement.

L'assainissement des *éclusées* vise à atténuer les variations de débit afin de protéger les organismes aquatiques d'atteintes graves. Il comprend des mesures telles que la construction de bassins de repos pour les poissons, le détournement des écluses dans un cours d'eau plus grand et l'adaptation du régime d'exploitation des aménagements hydroélectriques. Ce thème est abordé plus en détail dans le chapitre IX.

Assainissement du régime de charriage

Les bassins de retenue des aménagements hydroélectriques ont pour fonction d'accumuler de l'eau mais ils retiennent aussi les sédiments charriés et les matières en suspension. Lorsque le débit du cours d'eau est réduit bien en deçà de sa valeur naturelle, le déficit de charriage en aval de l'installation entraîne l'érosion des zones de dépôt sédimentaire et des milieux naturels qui y sont associés. Les bancs de gravier servent par exemple de frayères à la truite de rivière. Certains processus d'érosion dus au déficit de charriage peuvent compromettre la sécurité en situation de crue ; ils peuvent également affecter la protection des eaux souterraines.

L'assainissement du régime de charriage a pour but de rétablir ce mécanisme, afin de restaurer une morphologie et une dynamique aussi proches que possible de l'état naturel. Les mesures adéquates visent à rendre les ouvrages perméables au transit sédimentaire, sans toutefois compromettre la protection contre les crues. Pour les aménagements au fil de l'eau, cet objectif peut être atteint en effectuant des purges en situations de crues. Une autre solution consiste à prélever les matériaux retenus pour les restituer en aval.

L'assainissement du régime de charriage concerne également les installations indépendantes de la production hydroélectrique, telles que les dépotoirs à alluvions et autres ouvrages de rétention pour la protection contre les crues. Ces installations peuvent faire l'objet de mesures constructives permettant le dosage sédimentaire après le passage des crues [Fig. I.3.6](#).

Fig. I.3.6 Ouvrage de contrôle du transit sédimentaire sur la Dranse, en amont de Martigny (VS), après les fortes crues de 2025.

Photo : G. De Cesare



Un débit de charriage suffisant pour ne pas porter atteinte aux structures morphologiques ni à la dynamique du charriage doit également être garanti en aval des zones de prélèvement de graviers.

Débits résiduels

L'eau accumulée dans un barrage provient de son bassin versant naturel et aussi de captages installés sur des bassins versants voisins. Cette eau est restituée au cours d'eau en aval de la centrale. En conséquence, il ne subsiste souvent qu'un filet d'eau entre le barrage ou le lieu de prélèvement et le point de restitution. Le tronçon bypassé est qualifié de tronçon à débit résiduel.

L'importance de cette situation a été reconnue en Suisse dès les années 1970 et l'obligation de veiller au maintien de débits résiduels appropriés a été inscrite dans la Constitution fédérale en 1975 et dans la LEau depuis 1991. Les prescriptions légales résultent d'un compromis entre l'exploitation de la force hydraulique et les intérêts de l'environnement. Les nouvelles centrales hydroélectriques peuvent ainsi exploiter en moyenne entre 88 et 94 % de l'eau captée, les 6 à 12 % restants étant réservés à la nature. Les centrales autorisées avant 1992 sont soumises à des exigences moins sévères jusqu'à échéance de la concession.

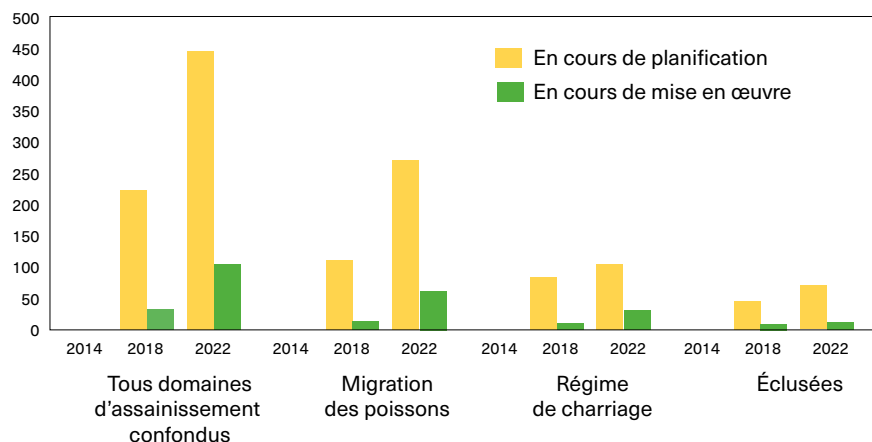
Bilan intermédiaire

L'état des lieux concernant la mise en œuvre de projets d'assainissement écologique de la force hydraulique [Fig. I.3.7](#) montre que le processus est en bonne voie.

Sur le millier de projets d'assainissement soumis, 111 (10 %) ont été réalisés ou sont en cours de réalisation, tandis que 450 projets (45 %) étaient en cours de planification à la fin de l'année 2022. Par rapport à la période 2014-2018, le rythme de mise en œuvre a doublé. Il est plus marqué dans le domaine de la migration piscicole au contraire de celui des éclusées.

Fig. I.3.7 Nombre d'installations pour lesquelles des mesures étaient en cours de planification ou de réalisation entre 2014 et 2022.

Source : OFEV ^[5]



I.3.4 Convention-programme dans le domaine de la revitalisation des eaux

Depuis 2008, les conventions-programmes sont le principal instrument pour la mise en œuvre de la politique environnementale entre la Confédération et les cantons. Tous les quatre ans, les deux parties conviennent des prestations qui doivent être fournies par un canton pour contribuer aux objectifs stratégiques de la Confédération, et cette dernière s'engage à soutenir les cantons financièrement. Au seuil de la cinquième période de programme (2025-2028), les conventions-programmes se sont imposées comme un instrument efficient et efficace pour la mise en œuvre de la politique environnementale de la Suisse.

Le Manuel des conventions-programmes dans le domaine de l'environnement ^[31] présente les bases légales, méthodologiques et techniques applicables. Ce document est subdivisé en 8 parties qui concernent les domaines suivants :

- la politique de subventionnement ;
- le paysage ;
- la protection de la nature ;
- la faune sauvage ;
- le bruit et l'isolation acoustique ;
- les dangers naturels gravitaires ;
- les forêts ;
- la revitalisation des eaux.

Les projets de revitalisation des eaux sont traités dans la partie 8 du manuel et les projets de protection contre les crues dans la partie 6.

Recoupement avec d'autres domaines

Les projets de revitalisation des eaux peuvent recouper d'autres tâches légales mises en œuvre dans le même espace. Il faut alors décider quelle convention-programme couvre la conception et le financement de ces mesures. Toutes les synergies possibles et utiles doivent être exploitées ; toutefois, lorsqu'il y a cumul d'objectifs de différents programmes, il faut exclure tout financement double pour une même prestation.

Il peut y avoir recoupement ou synergie entre les revitalisations au sens de la loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux), à la fois avec d'autres conventions-programmes dans le domaine de l'environnement mais aussi avec des indemnités et aides financières conformément à la LEaux, la loi sur la pêche (LFSP), la loi sur l'énergie (LEne) et la loi sur l'agriculture (LAg).

Le recoupement le plus fréquent concerne la revitalisation et la protection contre les crues. Dans ce cas, le mode de financement dépend principalement de l'existence ou non de déficits écologique et/ou sécuritaire :

- déficit écologique → projet de revitalisation
- déficit sécuritaire → projet de protection contre les crues
- déficit écologique et sécuritaire → projet de protection contre les crues ;
avec financement supplémentaire
si le projet requiert des exigences plus
sévères que celles fixées à l'art. 37
de la LEaux → projet combiné

Les projets combinés supposent nécessairement une augmentation de l'espace réservé aux eaux jusqu'à une largeur garantissant la biodiversité ou un agrandissement du périmètre du projet, impliquant une « surlongueur » où seules des mesures de revitalisation doivent être mises en œuvre. Ces projets sont cofinancés par les programmes « Dangers naturels gravitaires » et « Revitalisation des eaux », et traités avec les montants de subventionnement correspondants.

Les conditions d'allocation d'indemnités pour l'aménagement des cours d'eau sont définies à l'art. 10 de l'Ordonnance sur l'aménagement des cours d'eau (OACE).

Dans le cadre du système de péréquation financière et de répartition des tâches entre les cantons et la Confédération, ces subventions sont attribuées en fonction de différents critères comme le rapport coût de l'ouvrage/valeur protégée, le respect des mesures environnementales ou la participation de la population. Concrètement, le taux de subventionnement fédéral pour l'aménagement des cours d'eau est structuré comme suit [Fig. I.3.8](#), avec un plafonnement à 80 %.

Fig. I.3.8 Taux de subventionnement fédéral pour les projets de revitalisation et pour les projets combinés (revitalisation et protection contre les crues).

Projet de revitalisation				
← Subventionnement fédéral max. 80 % →				
Subvention de base Budget revitalisation 35 %	ERE augmenté +10/25 % & +15 %	Utilité nature et paysage +10/20 %	Loisirs de proximité +10 % cas particuliers	Solde 20 - 65 % canton, commune / tiers
Projet combiné (revitalisation et protection contre les crues)				
← Subventionnement fédéral max. 80 % →				
Subvention de base Budget protection contre les crues 35 %	ERE augmenté +10/25 % & +15 % ou surlongueur	Utilité nature et paysage +10/20 %	Loisirs de proximité +10 % cas particuliers	Solde 20 - 65 % canton, commune / tiers

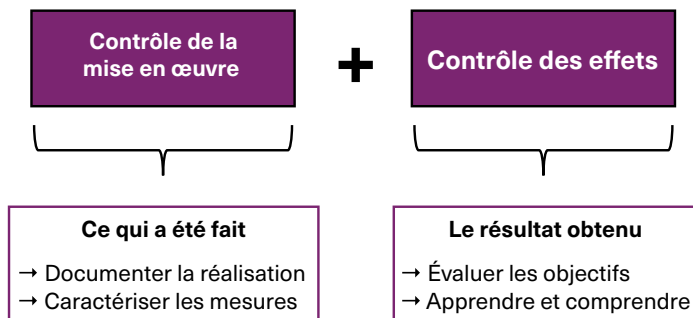
Le montant de la contribution cantonale n'est pas lié à celui de la contribution fédérale. Les cantons disposent d'une marge de liberté pour définir les parts fédérale, cantonale et communale dans le financement des projets conventionnés.

Contrôle des effets

La Confédération suisse investit 40 millions de francs par an dans les revitalisations, de cours d'eau. Selon les prévisions, un quart environ des 16 000 km de cours d'eau et de rives lacustres dégradés auront été revitalisés à l'horizon 2090, pour un investissement avoisinant 5 milliards de francs. Il paraît donc légitime de s'assurer de l'efficacité des moyens engagés dans ce programme.

Lors de l'établissement des conventions-programmes, chaque canton détermine les projets qui seront soumis à un contrôle de succès. L'expertise des résultats ^[32] inclut le contrôle de la mise en œuvre, qui permet de rassembler des informations sur les

Fig. I.3.9 Les deux étapes du contrôle des résultats.



mesures appliquées, et le contrôle des effets [Fig. I.3.9](#), destiné à vérifier si les objectifs de revitalisation ont été atteints et à quel prix.

Depuis 2020, un système uniforme est appliqué dans toute la Suisse pour contrôler les effets des revitalisations de cours d'eau. Il peut être effectué à deux niveaux, STANDARD et APPROFONDI.

Le contrôle des effets STANDARD

Il vise à évaluer dans quelle mesure les objectifs habituels des revitalisations ont été atteints, en comparant les relevés effectués avant et après la revitalisation. Dans la mesure du possible, il couvre le spectre complet des mesures de revitalisation, des types de cours d'eau et des régions. Les objectifs de revitalisation sont vérifiés sur la base d'indicateurs prédéfinis, regroupés par catégories [Tab. I.3.3](#). Il est toutefois possible de relever des indicateurs supplémentaires pour contrôler la réussite d'autres objectifs spécifiques du projet.

Chaque jeu d'indicateurs est décrit dans une fiche technique qui présente la méthode à utiliser. Cette approche uniforme des relevés, des évaluations et des coûts autorise ensuite l'analyse comparative d'un grand nombre de projets. Cette approche méthodologique permet d'obtenir une vue d'ensemble des processus et des facteurs qui entravent ou favorisent la revitalisation. Les résultats du contrôle des effets pourront ensuite déboucher sur des recommandations de mise en œuvre. Ce retour d'expérience profitera aux projets futurs pour les rendre plus efficaces et contribuera à la conservation et à la promotion de la biodiversité indigène.

Le contrôle des effets APPROFONDI

Il est complémentaire au contrôle STANDARD. Il est orienté vers des questions précises de la pratique. Ainsi, pour la période 2020-2024, deux axes ont été définis :

1. *Mieux comprendre les effets de la revitalisation dans les petits cours d'eau.*
Ce choix est justifié par le fait que les petits cours d'eau couvrent la majorité du réseau hydrographique suisse, qu'ils sont très diversifiés et souvent ciblés pour des revitalisations car fortement impactés par les activités humaines. Par ailleurs, cette catégorie de cours d'eau n'est que rarement soumise à un contrôle des effets. Le contrôle APPROFONDI vise, dans ce cas, à déterminer dans quelle mesure l'effet observé dépend de facteurs d'influence tels que la longueur revitalisée, l'ombrage, la fragmentation ou l'ancienneté du projet.

Tab. I.3.3 Objectifs et indicateurs habituels du contrôle STANDARD des effets de revitalisation des cours d'eau.

Source : OFEV [5]

Objectifs	Jeux d'indicateurs	Indicateurs
Morphologie - Fond du lit : structure et diversité typiques* - Berges et rives : structure et diversité typiques* - Dynamique sédimentaire typique*	1 Diversité	1.1 Structure du fond du lit 1.2 Structure des rives 1.3 Profondeur d'eau 1.4 Vitesse d'écoulement 1.5 Offre en abris 1.6 Substrat
Hydrologie et hydraulique - Diversité hydraulique typique* - Connectivité latérale typique*	2 Dynamique	2.1 Dynamique de la structure du fond du lit 2.2 Dynamique de la structure des rives 2.3 Modification du niveau du fond du lit
	3 Connectivité	3.1 Dynamique d'inondation 3.2 Ligne de rive
Température Profil de température typique*	4 Température	4.1 Température
Communauté macrophyte Diversité et abondance typiques*	5 Macrophytes	5.1 Composition des macrophytes
Communauté macrozoobenthique Diversité et abondance typiques*	6 Macroinvertébrés	6.1 Composition du macrozoobenthos
Communauté piscicole Diversité et abondance typiques*	7 Poissons	7.1 Composition de la faune piscicole 7.2 Structure d'âges de la faune piscicole 7.3 Guildes écologiques de la faune piscicole
Végétation riveraine / alluviale Diversité et abondance typiques*	8 Végétation riv. / all.	8.1 Espèces végétales spécifiques 8.2 Composition des associations végétales 8.3 Évolution des communautés alluviales
Faune riveraine Diversité et abondance typiques*	9 Avifaune	9.1 Composition de l'avifaune
Société et économie Acceptation	10 Socio-économie	10.1 Acceptation du projet par les groupes d'intérêts
Objectif spécifique supplémentaire (p. ex. libellules, écrevisses, frayères, arthropodes)	11 Objectif spécifique	11.1 En concertation avec l'OFEV

2. Optimiser le contrôle STANDARD

Ce deuxième axe vise à effectuer une analyse approfondie des effets observés sur des projets plus anciens, réalisés entre 4 et 12 ans auparavant. La comparaison porte uniquement sur l'état après revitalisation, en considérant tous les jeux d'indicateurs des petits projets ainsi que la température (voir les sous-chapitres IV.4 et IX.2 de cet ouvrage). Les résultats sont destinés à évaluer l'évolution temporelle des effets et à optimiser les modalités du contrôle STANDARD en conséquence.

La transmission des messages politiques et des techniques de renaturation des cours d'eau est le garant d'une bonne application de la législation.

La documentation élaborée sous l'égide de l'OFEV couvre l'ensemble des problématiques concernées et sa mise à jour périodique est indispensable. Elle est disponible en libre accès sur le site web <https://www.bafu.admin.ch/>, en quatre langues, allemand, français, italien et anglais. Cette documentation est subdivisée en 20 thèmes, parmi lesquels la biodiversité, le climat, les dangers naturels, les eaux, les études d'impact sur l'environnement (EIE) et le paysage.

Les directives et les conseils prodigués par l'autorité de surveillance s'appuient sur une base légale et ont une valeur informative et indicative. Des situations particulières peuvent néanmoins déroger aux règles, à condition d'être scientifiquement documentées.

1.4.1 Hydrologie et changement climatique

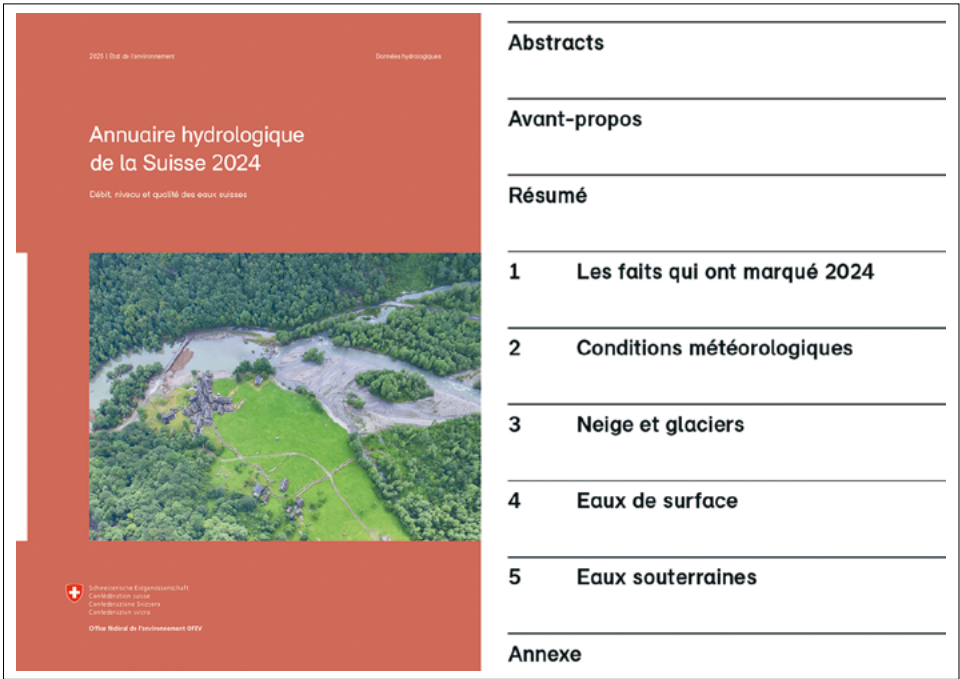
L'annuaire hydrologique de la Suisse

Les observations systématiques du niveau des cours et plans d'eau suisses ont débuté en 1863, grâce à la Commission hydrométrique créée sous l'égide de la Confédération. Placé aujourd'hui sous la responsabilité de l'OFEV, le réseau comprend plus de 350 stations de mesure, sur les cours d'eau, les lacs et les eaux souterraines. La conservation et l'analyse de cette importante source d'informations sont essentielles pour suivre l'évolution du climat et établir les récurrences statistiques du comportement hydrologique.

Les valeurs mesurées sont pour la plupart disponibles en temps réel. Aujourd'hui, les données enregistrées par les stations hydrométriques de la Confédération sont transférées toutes les dix minutes à l'OFEV, qui les publie en ligne et les transmet aux personnes intéressées, notamment pour l'alimentation de modèles numériques de prévision ^[33].

L'inventaire et l'analyse de ces données sont édités annuellement dans l'Annuaire hydrologique de la Suisse [Fig. 1.4.1](#) et ^[34]. Ce document donne une vue d'ensemble des événements hydrologiques marquants de l'année en Suisse, en particulier des crues et des étiages. Il présente l'évolution des conditions météorologiques et des glaciers ainsi que celle des niveaux et des débits des lacs, des cours d'eau et des eaux souterraines.

Fig. I.4.1 Première de couverture et table des matières de l'Annuaire hydrologique de la Suisse 2024.



Les faits marquants en 2024

Des intempéries accompagnées de fortes précipitations ont provoqué des crues en plusieurs endroits au cours de l'été 2024. Le niveau du lac de Constance a dépassé la limite de crue de début juin à mi-juillet. De fortes précipitations et des orages ont entraîné à plusieurs reprises des débits extrêmes dans des cours d'eau en juin, notamment en Valais et au Tessin. Des inondations et des laves torrentielles ont causé des dégâts importants aux zones habitées et aux infrastructures, plusieurs personnes ont perdu la vie.

Les hydrogrammes annuels permettent de repérer les périodes de crues [Fig. I.4.2](#) et de les situer par rapport aux niveaux de danger. Ils mettent également en évidence des comportements particuliers, comme les variations hebdomadaires de débit associées au turbinage des aménagements hydroélectriques.

Conditions météorologiques en 2024

La Suisse a connu une nouvelle année très chaude. À commencer par l'hiver le plus doux jamais enregistré. Le printemps a été particulièrement pluvieux dans bien des régions, surtout au sud des Alpes [Fig. I.4.3 gauche](#). La saison estivale a été marquée par le deuxième mois d'août le plus chaud depuis le début des mesures et par plusieurs graves intempéries. À la fin de l'automne, les régions de basse altitude des deux côtés des Alpes ont enregistré des chutes de neige record [Fig. I.4.3 droite](#).

Fig. I.4.2 Débits mesurés sur le Rhône, à Brigue et à Branson pendant la période de crues de l'été 2024.

Source : OFEV ^[34]

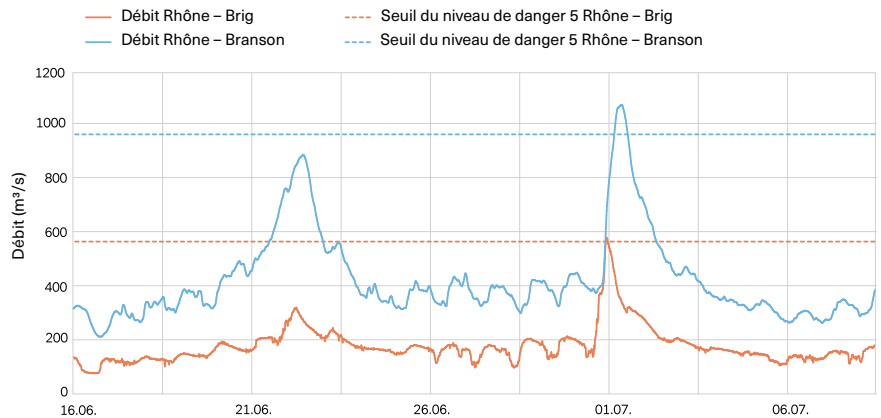
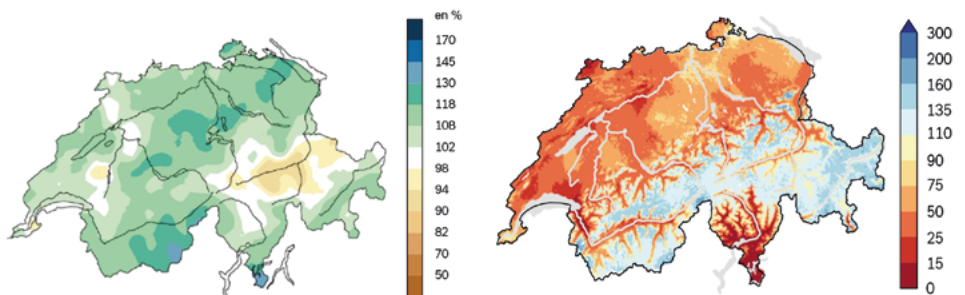


Fig. I.4.3 À gauche: lame d'eau précipitée en 2024, en % de la norme. À droite: hauteur de neige pendant l'hiver 2023/2024, par rapport à la période 1991-2020.

Source : OFEV ^[34]



Neige et glaciers

L'hiver 2023/2024 a été exceptionnellement chaud et riche en précipitations. En raison des températures supérieures à la moyenne, les hauteurs de neige en dessous de 1400 m ont été nettement inférieures à la moyenne. Les températures élevées enregistrées en juillet et août, combinées à la poussière du Sahara, ont entraîné une perte de 2,5 % du volume des glaciers.

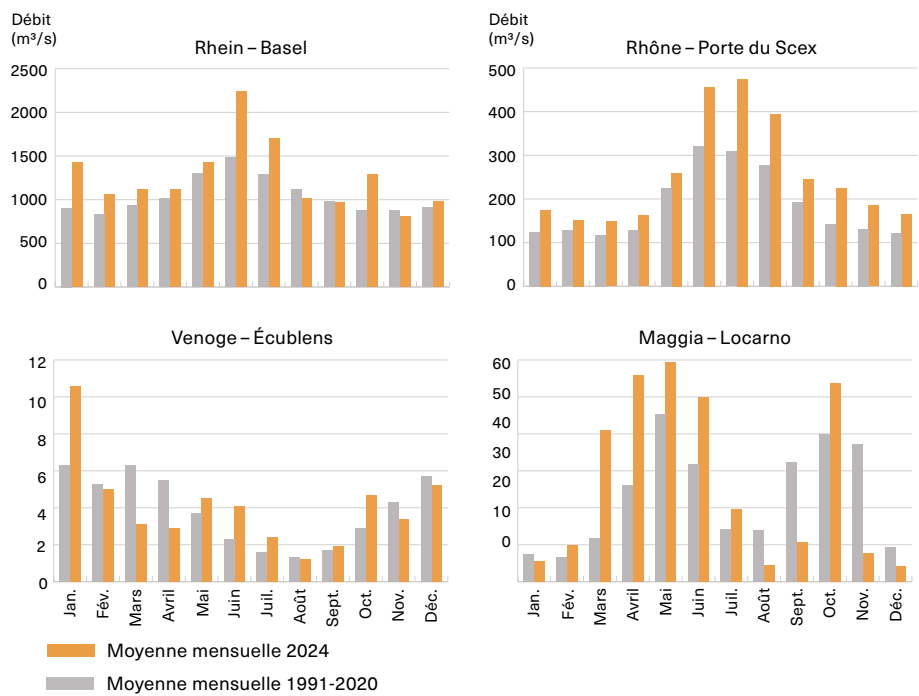
Débits des cours d'eau, niveaux des lacs et températures de l'eau

Dans de nombreux cours d'eau et lacs, les moyennes annuelles des débits [Fig. I.4.4](#) et des niveaux d'eau se sont situées au-dessus de la norme en 2024. De fortes précipitations ont provoqué à plusieurs reprises des crues à l'échelle locale et régionale et entraîné une élévation prolongée des niveaux des lacs, en particulier dans les cantons du Valais, du Tessin et des Grisons. En hiver et à la fin de l'été, les températures des cours d'eau ont parfois dépassé la moyenne, mais les valeurs sont largement restées dans la norme tout au long de l'année.

Eaux souterraines

En comparaison pluriannuelle, les niveaux des eaux souterraines et les débits des sources en 2024 ont été hauts pour la moitié des stations de mesure environ. De

Fig. I.4.4 Moyennes mensuelles des débits de différents bassins versants de grande taille (en haut) et de taille moyenne (en bas).
Source : OFEV [34]

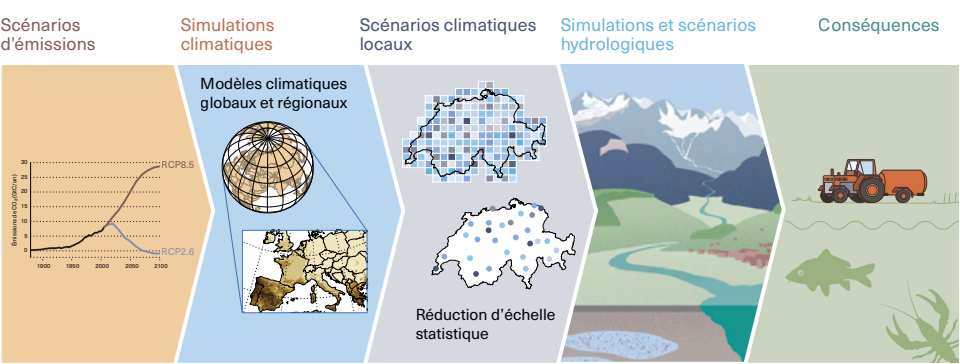


même, près d’une station sur deux a fait état de températures élevées des eaux souterraines.

Changement climatique

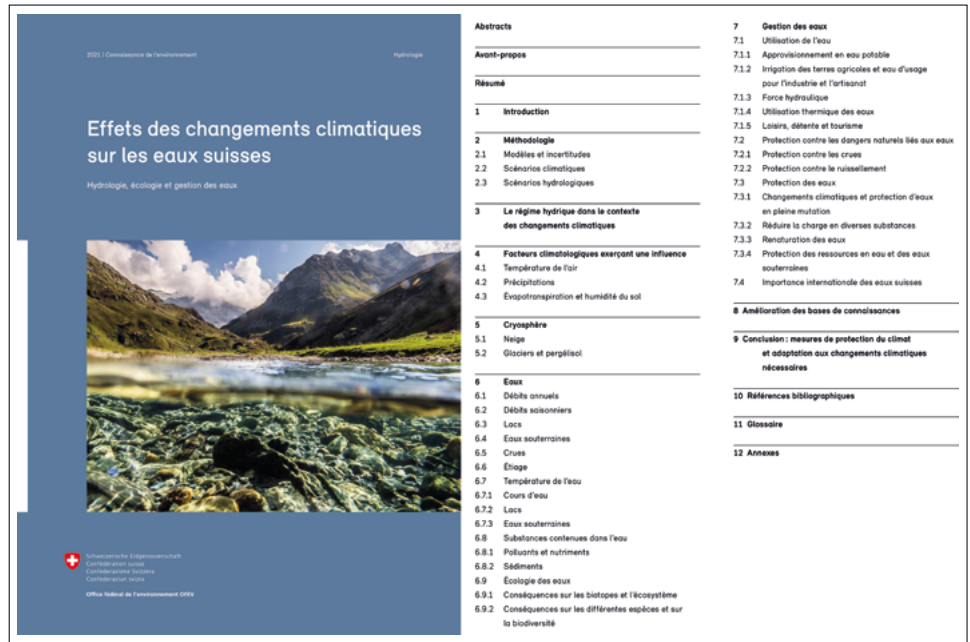
Le projet Hydro-CH2018 placé sous la direction de l’OFEV s’est intéressé aux effets du changement climatique sur les eaux suisses. La méthodologie utilisée pour établir des prévisions sur l’évolution future du régime hydrique s’appuie sur toute une chaîne de modèles climatiques et hydrologiques [Fig. I.4.5](#).

Fig. I.4.5 Approche méthodologique pour l’évaluation des conséquences du changement climatique sur la gestion des eaux.
Source : OFEV [35]



Les différentes phases de la modélisation permettent de mieux intégrer certains processus, mais elles introduisent également des incertitudes supplémentaires découlant des hypothèses formulées. C'est en suivant ce cheminement particulièrement complexe qu'ont été élaborés les scénarios hydrologiques du projet Hydro-CH2018. L'objectif visé était d'évaluer les répercussions du changement climatique sur le régime hydrique suisse et ses conséquences. Le rapport de synthèse publié en 2021 [35] et [Fig. I.4.6](#) présente les résultats obtenus en abordant également différentes questions d'hydrologie appliquée.

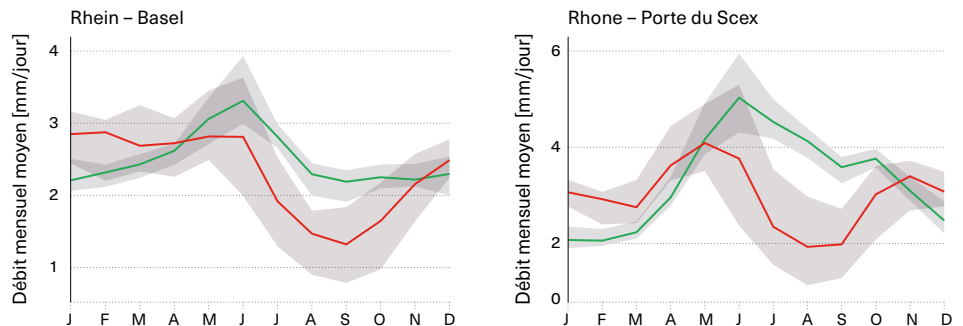
Fig. I.4.6 Première de couverture et table des matières du rapport de 2021 consacré aux effets des changements climatiques sur les eaux suisses.



Au chapitre des eaux, les scénarios hydrologiques montrent les modifications apportées par le changement climatique sur les débits des cours d'eau, le renouvellement des eaux souterraines et la température des eaux. Il apparaît clairement que la qualité de l'eau et l'écologie des eaux seront impactées et que les situations de crue et d'étiage s'intensifieront. Globalement, l'évolution des débits mensuels moyens montre une baisse en été et une hausse en hiver, dans toutes les régions [Fig. I.4.7](#).

Fig. I.4.7 Évolution des débits mensuels pour le Rhin à Bâle et le Rhône à la Porte du Scex (médiane et marge d'incertitude).
 — Période de référence (1981-2010)
 — Fin du siècle, sans mesures de protection du climat

Source : OFEV [35]



Associée à cette étude, la plateforme informatique «Hydro-CH2018: scénarios jusqu'en 2100» propose des scénarios hydroclimatiques et hydrologiques pour le XXI^e siècle, qui intègrent les précipitations, les températures, l'évolution des glaciers et les débits qui en résultent pour une sélection de bassins versants.

L'attention soutenue portée à cette problématique montre que les risques climatiques sont devenus un thème prioritaire de nos préoccupations. Un nouveau rapport est ainsi sorti en 2025 ^[36] pour identifier et évaluer les risques climatiques ainsi que les opportunités liées au climat pouvant se présenter en Suisse d'ici 2060. À cette occasion, l'analyse «Risques et opportunités liés au climat», publiée en 2017, a été révisée et actualisée. Les nouveaux résultats fournissent une base pour le développement de la future stratégie d'adaptation du Conseil fédéral, ainsi que pour l'élaboration des stratégies individuelles et des plans de mesures au niveau des cantons et des régions.

1.4.2 Crues et laves torrentielles

Les corrections de cours d'eau ont contribué par le passé à l'essor économique de la Suisse sur une grande partie de son territoire. Il est désormais acquis que la protection contre les crues joue un rôle majeur pour le développement du pays. Toutefois, après les fortes crues de 1987, le constat s'est imposé qu'une sécurité absolue face à ce type d'événements n'existe pas. Ce nouveau paradigme a débouché sur un réexamen du concept de protection contre les crues, sous l'éclairage du développement durable.

Le développement est durable à condition que l'utilisation de l'espace aspire à la prise en compte simultanée des dangers naturels et des impacts environnementaux. Cela n'est toutefois envisageable que si les cours d'eau disposent de suffisamment d'espace pour assurer leurs multiples fonctions. La limitation des dommages lors d'événements extrêmes implique que cette question soit examinée et prise en compte dans la planification, aussi bien des mesures d'urgence que des orientations à plus long terme.

Les directives pour la protection des cours d'eau [Fig. 1.4.8](#) et ^[37], éditées en 2001, ont pour objectif de contribuer à cette mission, qui consiste à apporter des solutions adéquates à des tâches complexes. Elles ont été conçues de manière à ce que les principes énoncés servent de guide aux autorités et aux projeteurs et qu'elles gardent leur validité pendant longtemps. Ce document est actuellement en révision et une prochaine version devrait être disponible prochainement.

Les grands principes de la protection contre les crues peuvent se résumer comme suit:

- apprécier la situation de danger;
- identifier les déficits écologiques et y remédier;
- différencier les buts de protection;
- retenir où cela est possible, évacuer si cela est nécessaire;
- minimiser les interventions sur le milieu naturel;
- examiner les points faibles;
- garantir l'entretien;
- assurer l'espace nécessaire;
- respecter les besoins de chacun.

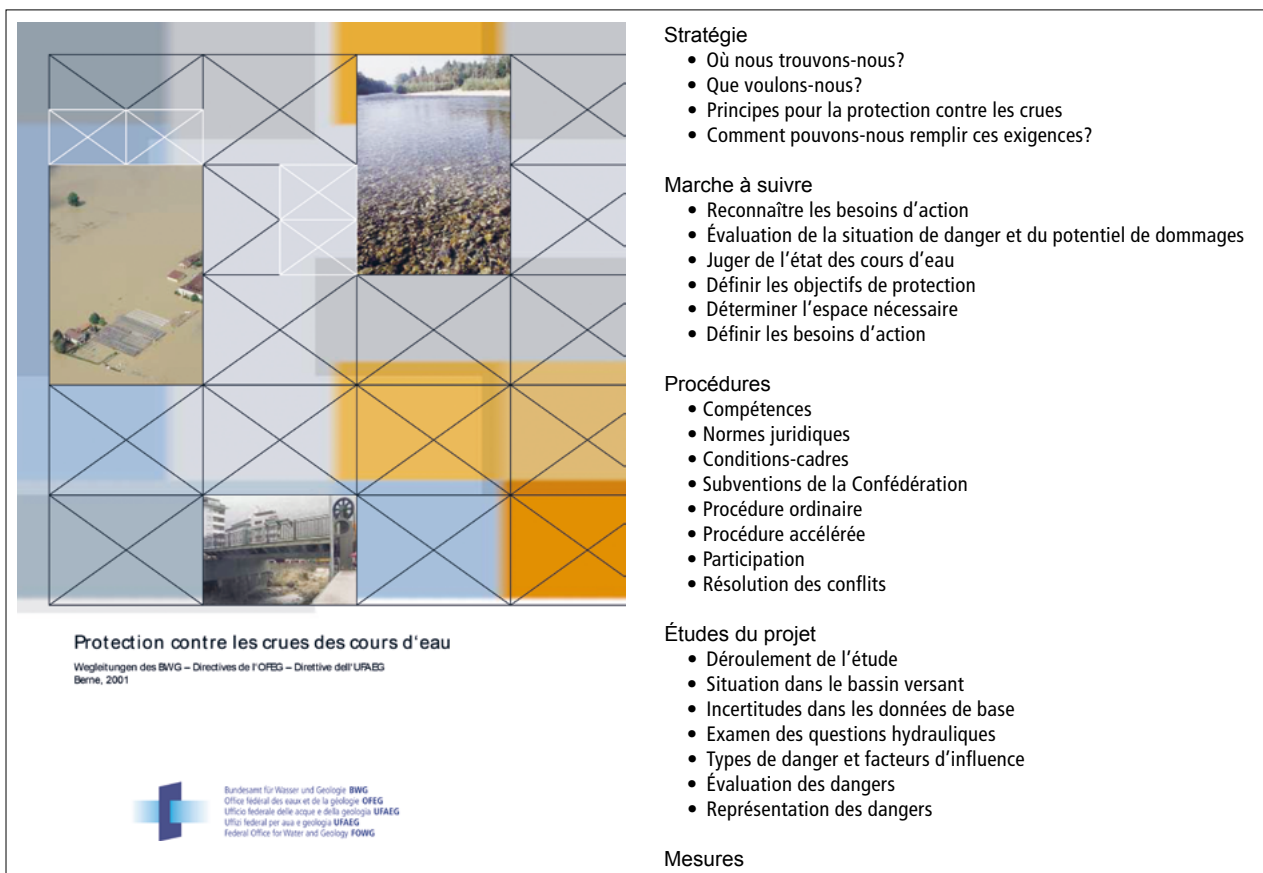


Fig. I.4.8 Première de couverture et table des matières des directives 2001 de l'OFEV (ancien nom de l'OFEV de 2000 à 2005), consacrées à la protection contre les crues des cours d'eau.

Les différentes étapes de la planification et de la réalisation des mesures suivent une logique simple [Fig. I.4.9](#), qui développe en parallèle la gestion du danger et la protection du cours d'eau.

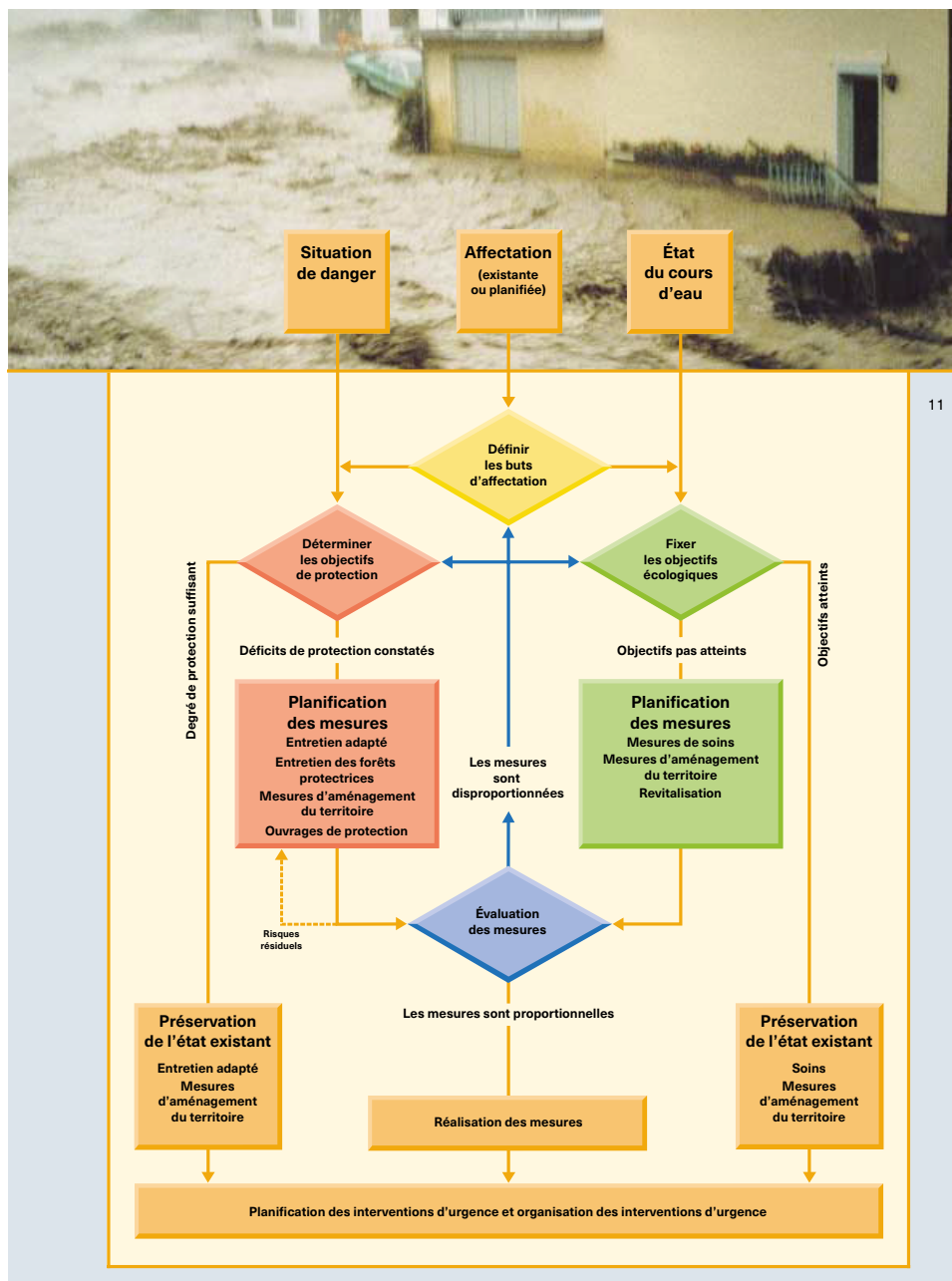
Une étape importante du processus de décision consiste à définir les objectifs de protection. Ceux-ci sont appréhendés de manière différenciée, selon le type de danger et les besoins de protection. La matrice des objectifs de protection [Fig. I.4.10](#) pose les bases d'une approche méthodique. Le choix de l'objectif est basé sur un dialogue à propos du risque encouru. Il s'agit de le réduire à un niveau supportable pour les différents acteurs.

L'objectif de protection est, en principe, lié à une probabilité d'occurrence. Le paramètre le plus utilisé à cet effet est le débit de pointe Q associé à une période de retour déterminée. Comparativement, le débit limite des dommages Q_a correspond au débit qui peut s'écouler sans causer de dégâts aux objets à protéger, alors que le débit limite des dangers Q_b désigne le débit qui, lorsqu'il est dépassé, peut conduire à des conditions d'écoulement incontrôlées. La sécurité des objets à protéger n'est plus assurée dans cette dernière situation.

Lorsque des processus liés aux crues engendrent un danger grandissant, il convient logiquement d'augmenter le débit de dimensionnement Q_a à celui de la limite des dangers Q_b . De même, lorsqu'une zone recouvre des catégories d'objets différents, l'objectif de protection sera déterminé en analysant les risques résiduels. Par ailleurs,

Fig. I.4.9 Schéma d'identification des besoins et de planification des mesures dans le cadre de la protection contre les crues.

Source : OFEV [37]



lorsqu'un projet occasionne des interventions ou des coûts excessifs, il convient d'adapter les objectifs de protection ou les affectations du sol concernées.

Parmi les dangers naturels gravitationnels, les laves torrentielles (voir la section III.2.3 de cet ouvrage) occupent une place de choix. Elles se caractérisent par un mélange d'eau avec une forte proportion de matériaux solides (30 à 60 %), qui

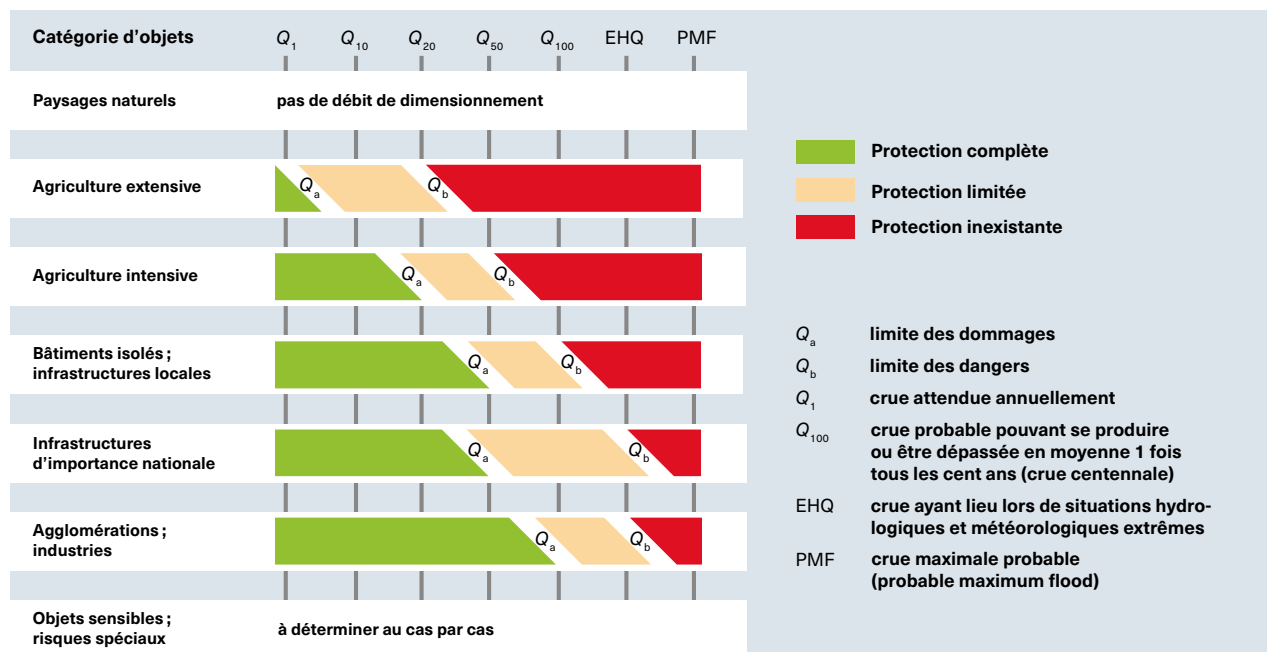


Fig. I.4.10 Matrice des objectifs de protection, associée aux débits de crues et échelonnés en fonction des catégories d'objets.
Source : OFEV [37]

s'écoule lentement ou rapidement dans un chenal à forte pente (> 20 %), souvent en bouffées successives.

Les laves torrentielles se déclenchent spontanément lors de fortes précipitations. Elles possèdent une capacité érosive importante mais s'immobilisent lorsque la déclivité diminue (< 10 %). Les matériaux charriés atterrissent alors sous forme de bourrelets ou de dépôts hétérogènes. Ce phénomène est brutal et difficilement prévisible ; il possède une grande force destructrice, capable de causer des dommages considérables et de mettre des vies en danger. Ces particularités doivent être prises en compte lors de la définition des objectifs de protection.

1.4.3 Eaux souterraines

Les ruisseaux, les rivières, les lacs et les eaux souterraines subissent une forte pression d'origine anthropique. La pollution résultant des engrais, des pesticides et des médicaments, l'endiguement et les aménagements de cours d'eau, ainsi que la modification du cycle hydrologique par les barrages constituent autant d'atteintes qui ont des répercussions qualitatives et quantitatives sur les eaux.

En Suisse, l'eau potable et les eaux industrielles proviennent à plus de 80 % des eaux souterraines. Des mesures de protection sont nécessaires afin d'éviter que les activités humaines ne polluent cette ressource. Ainsi, l'agriculture, les transports, l'industrie, l'artisanat et les loisirs représentent une menace, aussi bien sur le plan qualitatif que quantitatif, pour la principale source d'eau potable du pays.

Les Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines [58] et Fig. I.4.11 sont destinées à garantir une harmonisation des précautions et des mesures à prendre en Suisse. Elles décrivent la procédure à suivre pour délimiter les secteurs de

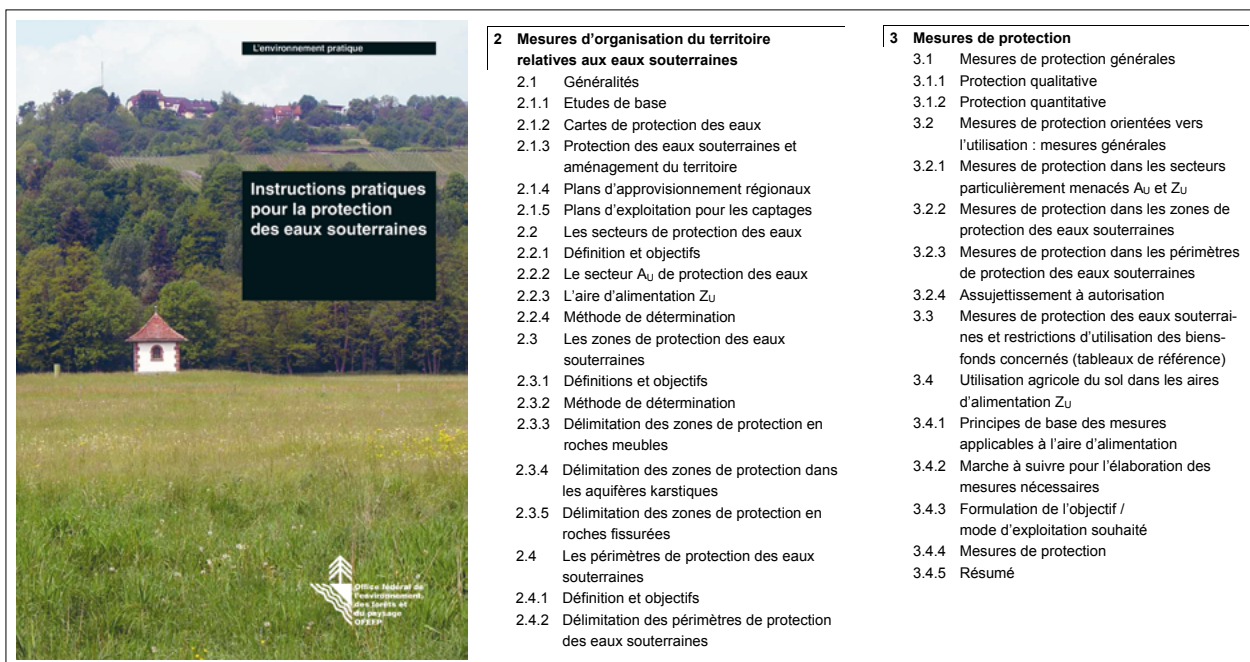


Fig. 1.4.11 Première de couverture et table des matières (chapitres 2 et 3) des instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines.

protection des eaux et les aires d'alimentation, ainsi que les zones et les périmètres de protection des eaux souterraines. Ce document décrit le milieu des eaux souterraines et les enjeux qui y sont rattachés. Il fournit des instructions pour faciliter l'application des dispositions légales et passe en revue les mesures de protection à appliquer, en particulier les mesures d'organisation du territoire.

Principaux aquifères

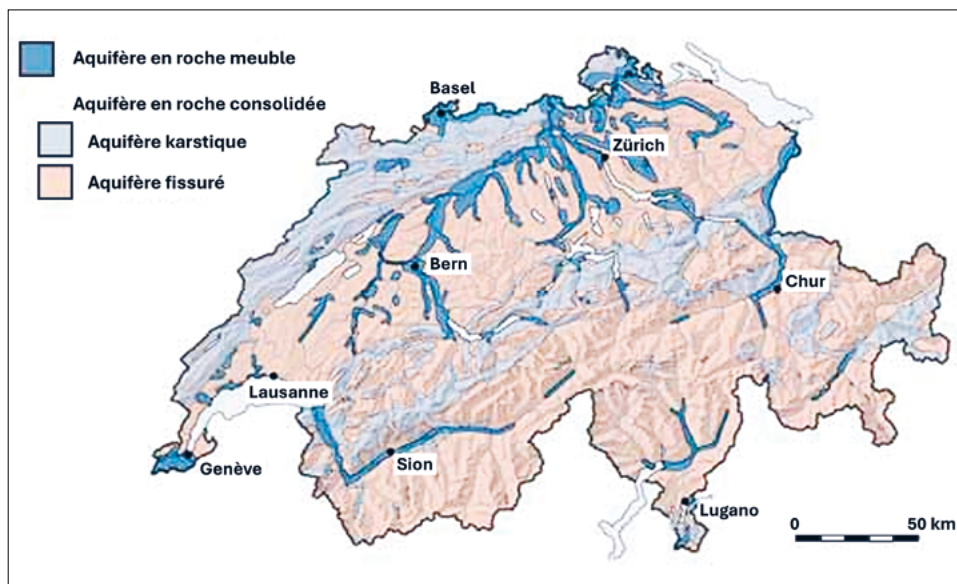
Les principaux aquifères de Suisse [Fig. 1.4.12](#) se trouvent dans les dépressions glaciaires à remplissage de roches meubles, dans les vallées de l'Aar, du Rhône, du Rhin, ainsi que dans d'autres vallées du Plateau et du Tessin. De grandes nappes d'eaux souterraines interdépendantes, caractérisées par la présence de sources importantes, se rencontrent en particulier dans les roches karstiques du Jura et des Alpes. Enfin, les roches fissurées couvrent la majeure partie du pays.

Dans les roches meubles (sable, gravier), l'eau circule dans les pores et la vitesse d'écoulement atteint en général quelques mètres par jour. Les eaux souterraines y sont relativement bien protégées contre la pollution, lorsque les couches de couverture sont suffisamment épaisses et composées de terrains fins. Ces conditions offrent de bonnes capacités d'épuration naturelle.

Les régions karstiques se caractérisent par l'absence de réseau hydrographique superficiel et par l'existence de cavités et de sources. Lorsque la couche de couverture est faible, les eaux de pluie s'infiltrant rapidement dans le réseau perméable du sous-sol. Les eaux souterraines sont alors peu filtrées et donc très sensibles à la pollution. C'est pourquoi les eaux du karst ne peuvent généralement pas être utilisées comme eau potable sans un traitement préalable.

Fig. I.4.12 Répartition spatiale des trois types d'aquifères concernés par la législation suisse sur la protection des eaux.

Source : OFEV [38]



Les roches cristallines fissurées des Alpes suisses constituent d'importants aquifères. La capacité d'autoépuration de ces roches dépend de leur degré de fracturation. Si celui-ci est important, les vitesses d'écoulement sont élevées et les substances polluantes insuffisamment filtrées ou adsorbées. Ce type d'aquifère est particulièrement vulnérable en l'absence de couches de couverture.

Protection des eaux souterraines

La protection générale des eaux souterraines est assurée par l'application de la loi et de l'Ordonnance qui s'y réfèrent [13, 17]. Les exigences légales visent implicitement à ce que les eaux souterraines restent proches de leur état naturel et cela tant du point de vue qualitatif que quantitatif. Les objectifs de protection [Tab. I.4.1](#) incluent l'environnement géologique et hydrogéologique, le régime hydraulique et les propriétés chimiques et biologiques.

Carte de protection des eaux

Dans la perspective d'une future exploitation, la protection des eaux souterraines impose la délimitation des secteurs qui doivent être préservés. Ces informations relatives à l'aménagement du territoire se traduisent par des restrictions graduelles des mesures de protection et des droits d'utilisation.

Les cartes de protection des eaux [Fig. I.4.13](#) sont établies par les cantons et comprennent au moins les éléments suivants :

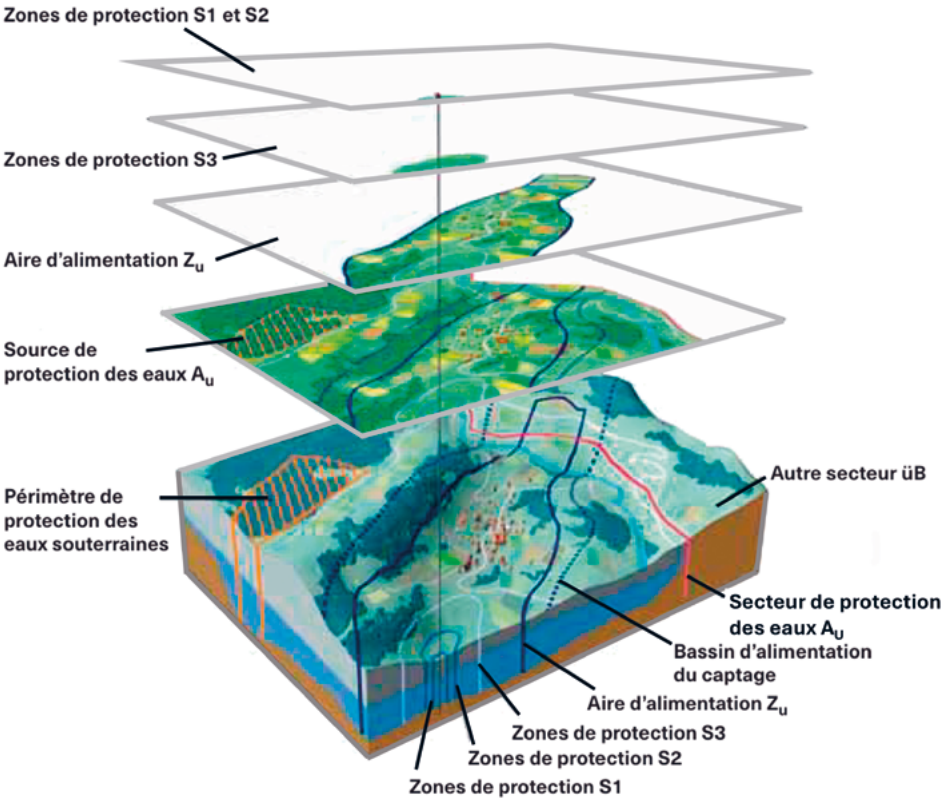
- autres secteurs, üB ;
- secteur A_U de protection des eaux (toutes les nappes d'eaux souterraines exploitables, ainsi que les zones attenantes nécessaires à leur protection) ;

Tab. I.4.1 Objectifs de la protection des eaux souterraines.

<i>protection systématique</i>	assurer une qualité de l'eau et de la biocénose proche de l'état naturel	préserver dans l'aquifère des conditions hydrauliques proches de l'état naturel
<i>axée sur l'utilisation</i>	garantir la qualité de l'eau potable	assurer des réserves suffisantes d'eau potable
	<i>qualitativement</i>	<i>quantitativement</i>

Fig. I.4.13 Principes de délimitation territoriale de la protection des eaux souterraines.

Source: OFEV [38]



- secteur A_O de protection des eaux (qualité des eaux superficielles);
- aire d'alimentation Z_U (toute la zone où se reforment environ 90 % des eaux souterraines qui parviennent à un captage);
- aire d'alimentation Z_O (protection de la qualité des eaux superficielles, si l'eau est polluée par des produits phytosanitaires ou des éléments fertilisants, entraînés par ruissellement);
- zone de protection des eaux souterraines (S1, zone de captage; S2, zone de protection rapprochée; S3, zone de protection éloignée);
- périmètre de protection des eaux souterraines (espace de protection en vue d'une utilisation future, interdit de construction);
- sources non captées, captages et installations d'alimentation artificielle.

Le suivi des niveaux et de la température des eaux souterraines, ainsi que des débits des sources, est effectué dans une centaine de stations de mesure, dans le cadre de l'Observation nationale des eaux souterraines *NAQUA*.

L'état et l'évolution de la qualité des eaux souterraines sont également relevés dans le cadre de *NAQUA*. Les mesures réalisées dans 550 stations permettent non seulement de détecter rapidement la présence de substances problématiques ou de changements indésirables, mais aussi de vérifier l'efficacité des mesures prises dans le domaine de la protection des eaux souterraines.

Ces données ^[34, 39] renseignent sur les quantités et la qualité des eaux souterraines en Suisse. Leur analyse permet d'en comparer l'évolution sur de longues séries de données et d'évaluer l'impact potentiel du changement climatique sur ces ressources.

NAQUA

Le réseau *NAQUA* est composé de quatre modules: *QUANT*, *TREND*, *SPEZ* et *ISOT*. Le module *QUANT* est consacré à l'observation quantitative des eaux souterraines et les deux modules *TREND* et *SPEZ* à l'observation de leur qualité. Le module *ISOT* concerne l'observation des isotopes stables dans les précipitations et les cours d'eau.

1.4.4 Biodiversité

À l'état naturel, les cours d'eau et leurs berges constituent des habitats variés pour de nombreux organismes, animaux comme végétaux. Ils constituent la trame des réseaux nécessaires aux échanges et à la reproduction des espèces locales.

Les investigations effectuées en Suisse au cours des dernières décennies montrent que la *biodiversité* n'est pas dans un état satisfaisant. Les actions entreprises à ce jour ont contribué à freiner légèrement son déclin mais pas à l'arrêter. L'extension des zones urbaines et des infrastructures de transport, l'essor des activités de tourisme et de loisirs, le développement des énergies renouvelables, l'intensification de l'exploitation agricole dans les régions de montagne, le mitage des milieux naturels, le changement climatique et la propagation d'espèces exotiques envahissantes sont autant de facteurs qui contribuent à l'appauvrissement de la biodiversité.

La remédiation au déclin constaté de la biodiversité et à la dégradation des *écosystèmes* est un des grands défis du XXI^e siècle. Elle concerne en particulier la production alimentaire, les espaces récréatifs et l'eau potable. La Confédération recourt à divers instruments et programmes pour améliorer cette situation.

Biodiversité

La biodiversité représente la diversité:

- des espèces animales, végétales, de champignons et de micro-organismes;
- génétique au sein des espèces;
- des écosystèmes et de leurs interactions.

Écosystème

Communauté d'êtres vivants en interaction (biocénose) avec leur environnement (biotope).

Stratégie suisse

La stratégie biodiversité suisse ^[40], adoptée par le Conseil fédéral en 2017, formule dix objectifs stratégiques visant à maintenir et à développer durablement la biodiversité.

Ceux-ci décrivent les orientations que tous les acteurs devront suivre pour que leurs efforts conjoints produisent des résultats visibles.

Le plan d'action propose des mesures dans trois domaines :

- **développement direct à long terme de la biodiversité**, s'appuyant sur une ossature spatiale et fonctionnelle organisée en réseaux ;
- **utilisation durable, valeur économique, engagement international**. Il existe de multiples interfaces entre la politique de la Confédération en matière de biodiversité et d'autres domaines. Il convient donc d'analyser ces interfaces afin d'identifier et d'exploiter les synergies potentielles ;
- **développement et diffusion des connaissances**. La population possède des connaissances lacunaires sur la diversité des espèces et leurs habitats. Il est donc important de sensibiliser le public ainsi que les personnes en formation sur les effets de la perte de biodiversité.

Pour les cours d'eau, les mesures de développement de la biodiversité incluent :

- la revitalisation ;
- l'assainissement écologique de la force hydraulique ;
- la délimitation d'un espace réservé aux eaux ;
- la protection des milieux aquatiques et la restauration des espèces indigènes ;
- la valorisation des *milieux frontinaux* ;
- la conservation du bois mort ;
- l'arborisation des berges.

Milieux frontinaux
Écosystèmes situés à l'interface entre les eaux souterraines et les habitats terrestres, abritant une biodiversité menacée.

Un écosystème aquatique est une mosaïque dynamique constituée non seulement de plans d'eau, mais aussi de berges boisées, de fonds graveleux, de bois mort et de végétation de rives [Fig. I.4.14](#). Le changement climatique et le réchauffement des eaux qui en découle rendent les sources d'ombre de plus en plus nécessaires. Si la plantation d'arbres en continu profite aux salmonidés, elle peut affecter les espèces qui requièrent des zones ouvertes ^[41]. Chaque situation se doit donc d'être analysée individuellement en fonction des objectifs poursuivis.

Fig. I.4.14 Zone alluviale de l'Aubonne (VD). Espace réservé aux eaux avec berges boisées, fonds graveleux et souches de bois mort.

Photo : J.-L. Boillat



Bibliographie du chapitre I

- [1] Vischer, D. L., 2003, *Histoire de la protection contre les crues en Suisse, Des origines jusqu'au 19e siècle*, rapports de l'OFEF, Série Eaux n° 5, Berne.
- [2] Früh, H., Schudel, B., Frank, F., 2013, *Barrage de régulation de Port, L'ouvrage majeur de la correction des eaux du Jura*, Berne.
- [3] Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage (OFEFP), 1998, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse, Système modulaire gradué*, Berne.
- [4] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2009, *Écomorphologie des cours d'eau suisses, État du lit, des berges et des rives, Résultats des relevés écomorphologiques*, Berne.
- [5] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2023, *Revitalisation des cours d'eau, Planification stratégique, Un module de l'aide à l'exécution «Renaturation des eaux»*, Berne.
- [6] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2025, *Exigences écologiques pour les projets d'aménagement des eaux, Projets de revitalisation et de protection contre les crues, Un module d'aide à l'exécution «Renaturation des eaux»*, Berne.
- [7] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2017, *Risques et opportunités liés au climat, Une synthèse à l'échelle de la Suisse*, Berne.
- [8] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2025, *Analyse des risques climatiques en Suisse, Base pour l'adaptation aux changements climatiques*, Berne.
- [9] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2023, *Biodiversité en Suisse, État et évolution*, Berne.
- [10] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2016, *Stratégie de la Suisse relative aux espèces exotiques envahissantes*, Berne.
- [11] Commission fédérale d'experts pour la sécurité biologique (CFSB), 2023, *Plantes exotiques envahissantes, Détection précoce – réaction immédiate*, Berne.
- [12] RS 814.911, Fedlex, 2024, Ordonnance fédérale sur l'utilisation d'organismes dans l'environnement (Ordonnance sur la dissémination dans l'environnement, ODE), Berne.
- [13] RS 814.20, Fedlex, 2025, Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux), Berne.
- [14] RS 721.100, Fedlex, 2025, Loi fédérale sur l'aménagement des cours d'eau (LACE), Berne.
- [15] RS 730.0, Fedlex, 2025, Loi fédérale sur l'énergie (LEne), Berne.
- [16] RS 211.412.11, Fedlex, 2014, Loi fédérale sur le droit foncier rural (LDFR), Berne.
- [17] RS 814.201, Fedlex, 2025, Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), Berne.
- [18] RS 923.0, Fedlex, 2023, Loi fédérale sur la pêche (LFSP), Berne.
- [19] RS 700, Fedlex, 2019, Loi fédérale sur l'aménagement du territoire (LAT), Berne.
- [20] RS 910.1, Fedlex, 2025, Loi fédérale sur l'agriculture (LAgr), Berne.
- [21] RS 814.201, Fedlex, 2025, Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), Berne.
- [22] RS 721.101, Fedlex, 2025, Ordonnance sur l'aménagement des cours d'eau (OACE), Berne.
- [23] RS 700.1, Fedlex, 2022, Ordonnance sur l'aménagement du territoire (OAT), Berne.
- [24] RS 616.1, Fedlex, 2023, Loi fédérale sur les aides financières et les indemnités (Loi sur les subventions, LSu), Berne.
- [25] RS 451, Fedlex, 2025, Loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage (LPN), Berne.
- [26] RS 921.0, Fedlex, 2025, Loi fédérale sur les forêts (LFO), Berne.
- [27] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG), avec la participation de l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG) et de l'Office fédéral du développement territorial (ARE), 2005, *Idées directrices, Cours d'eau suisses, Pour une gestion durable de nos eaux*, Berne.
- [28] Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2023, *Bestimmung der natürlichen Sohlenbreite von Fliessgewässern*, Berne.
- [29] Conférence suisse des directeurs cantonaux des travaux publics, de l'aménagement du territoire et de l'environnement (DTAP), Conférence des directeurs cantonaux de l'agriculture (CDCA), Office fédéral de l'environnement (OFEV), Office fédéral du développement territorial (ARE), Office fédéral de l'agriculture (OFAG), 2024, *Espace réservé aux eaux, Guide modulaire pour la détermination et l'utilisation de l'espace réservé aux eaux en Suisse*, Berne.
- [30] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2023, *Recommandations pour l'élaboration d'une «expertise sur l'espace réservé aux eaux pour les grands cours d'eau»*, Berne.
- [31] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2023, *Manuel sur les conventions programmes 2025-2028 dans le domaine de l'environnement, Communication de l'OFEV en tant qu'autorité d'exécution*, Berne.
- [32] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2025, *Contrôle des effets des revitalisations de cours d'eau*, Berne.
- [33] Jordan, F., García Hernández, J., Dubois, J., Boillat, J.-L., 2008, «Minerve - Modélisation des intempéries de nature extrême du Rhône valaisan et de leurs effets», Communication 38, Laboratoire de constructions hydrauliques, Lausanne.
- [34] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2025, *Annuaire hydrologique de la Suisse 2024, Débit, niveau et qualité des eaux suisses*, Berne.
- [35] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2021, *Effets des changements climatiques sur les eaux suisses, Hydrologie, écologie et gestion des eaux*, Berne.
- [36] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2025, *Analyse des risques climatiques en Suisse, Base pour l'adaptation aux changements climatiques*, Berne.
- [37] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2001, *Protection contre les crues des cours d'eau, Directives de l'OFEF*, Berne.

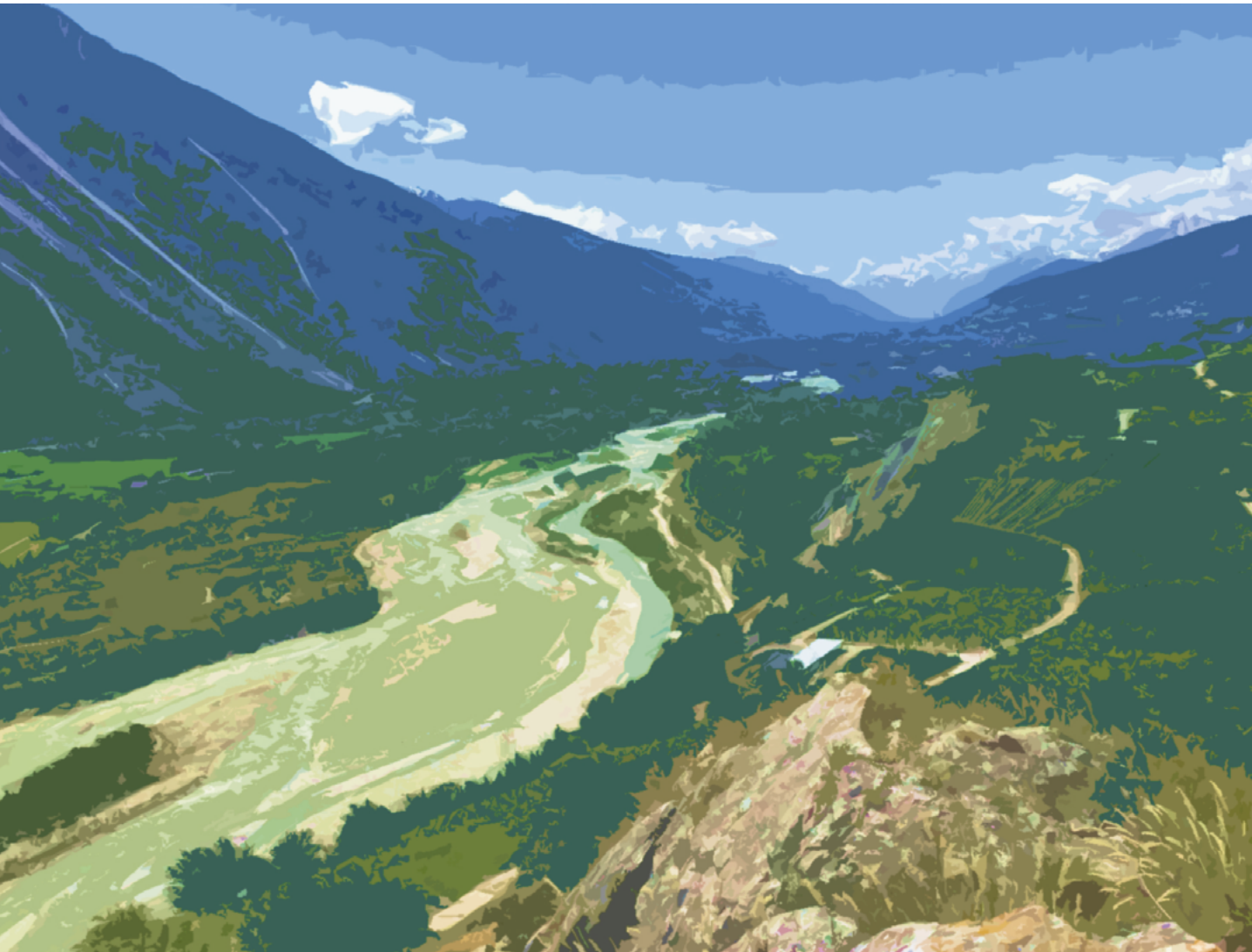
- [38] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), 2004, *Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines*, Berne.
- [39] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEV), 2016, *État et évolution des eaux souterraines en Suisse, Résultats de l'Observation nationale des eaux souterraines NAQUA*, Berne.
- [40] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEV), 2017, *Plan d'action Stratégie Biodiversité Suisse*, Berne.
- [41] UNA (Atelier für Naturschutz und Umweltfragen), 2021, *Überblick über die Bedeutung der Bestockung von Fließgewässern auf National Prioritäre Arten*, Berne.

II

Bases hydrologiques et hydrogéologiques de la renaturation

Sous la direction de Jean-Marc Ribí

II.1	Processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant et régimes hydrologiques	59
II.2	Processus hydrogéologiques à l'échelle du tronçon	71
II.3	Débits caractéristiques de la renaturation et courbe de débits classés	83
II.4	Extrêmes hydrologiques: enjeux pour la renaturation	95



Présentation générale du chapitre

La compréhension des processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant constitue une étape cruciale dans l'étude et l'aménagement des cours d'eau. Ces processus incluent la précipitation et son interception, l'infiltration, l'évapotranspiration, la génération de ruissellement de surface et de subsurface et les échanges avec les eaux souterraines. L'ensemble de ces processus explique la génération de l'écoulement à l'échelle du bassin versant et par conséquent la dynamique du débit d'un cours d'eau ainsi que son régime hydrologique. L'analyse et la compréhension des processus hydrologiques et des régimes hydrologiques qui y sont liés, ainsi que celles de leur variabilité naturelle ou anthropique, sont essentielles pour développer un projet de renaturation pertinent qui rétablisse un régime d'écoulement proche de l'état naturel et tienne compte des interactions entre l'hydrologie, la qualité de l'eau, la morphologie fluviale et l'écologie.

Ce chapitre fournit les bases essentielles pour comprendre la dynamique de débit d'un cours d'eau, les régimes hydrologiques naturels et modifiés (sous-chapitre II.1), les débits caractéristiques qui y sont liés (sous-chapitre II.3), les échanges entre les processus de surface et l'eau souterraine (sous-chapitre II.2), et les extrêmes hydrologiques (sous-chapitre II.4).

II.1

Processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant et régimes hydrologiques

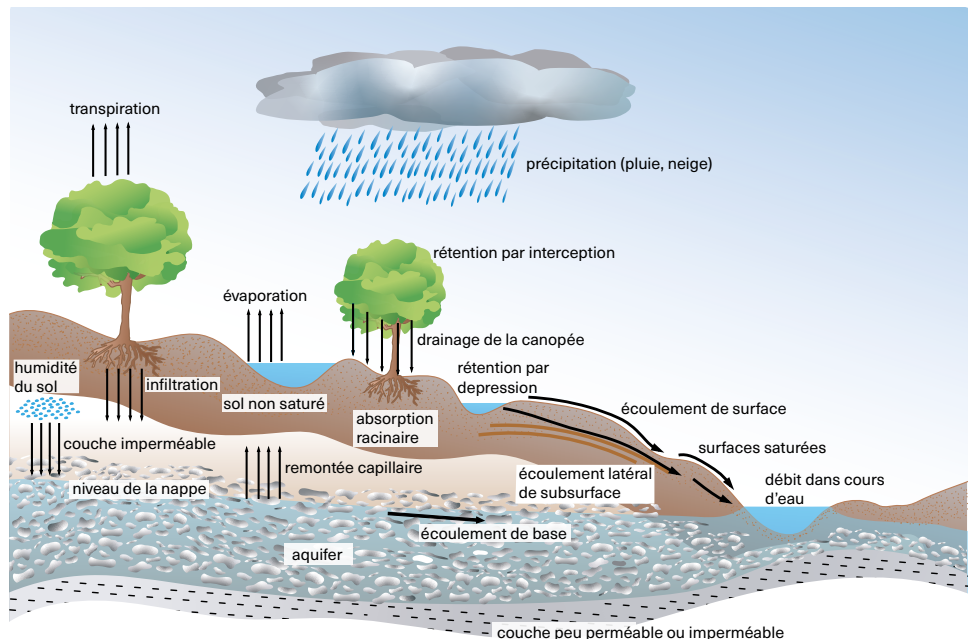
Bettina Schaefli et Tristan Brauchli,
avec la collaboration de Ueli Ammann (illustrations)

II.1.1 Processus hydrologiques : vue d'ensemble

Génération de l'écoulement

Les processus hydrologiques dépendent avant tout des précipitations qui varient fortement dans le temps et dans l'espace, notamment en raison du relief. La topographie joue également un rôle prépondérant dans la répartition des précipitations sous forme solide ou liquide. Les apports de pluie sur un bassin versant se répartissent entre l'interception (sur la végétation, la litière forestière ou toute autre surface), l'accumulation dans des dépressions du terrain, l'infiltration dans le sol, le ruissellement (ou l'écoulement) de surface et la pluie tombée sur des lacs ou cours d'eau [Fig. II.1.1](#).

Fig. II.1.1 Processus hydrologiques à l'échelle de la pente vue en coupe. L'ensemble des pentes contribue au débit à l'exutoire du bassin versant.
Illustration basée sur ^[1]



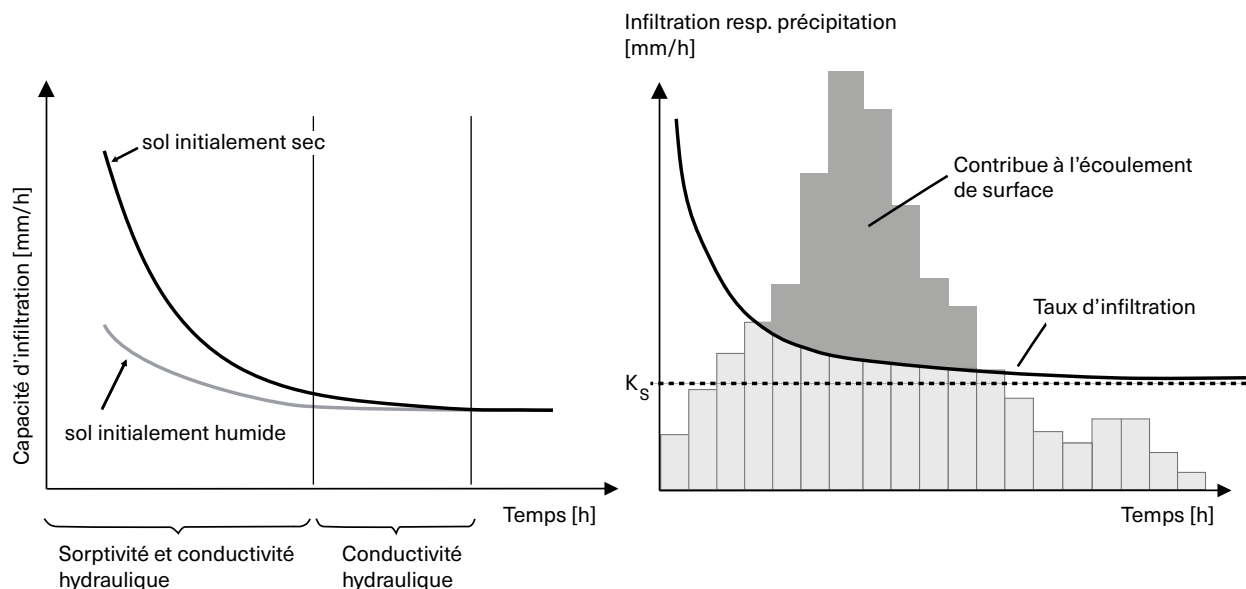
Évapotranspiration potentielle (ETP)

Mesure de la capacité de l'atmosphère à recevoir de l'eau évaporée, quantifiée en mm par unité de temps. Sa détermination se base sur l'humidité relative, le rayonnement et le vent. Pour la Suisse, il existe des méthodes simplifiées, utilisées notamment pour des besoins agricoles [2]. La notion d'*ET de référence* est utilisée si le calcul fait intervenir un couvert végétal standard, abondamment approvisionné en eau. L'*ET réelle* correspond alors à un état hydrique et une végétation réels.

Conductivité hydraulique à saturation K_s ou K_{sat}

Paramètre représentant la valeur limite du taux d'infiltration pour un sol donné s'il est saturé. Ce paramètre dépend des propriétés du milieu poreux et du fluide, il est déterminé expérimentalement (au laboratoire ou sur le terrain).

Fig. II.1.2 À gauche : évolution de la capacité d'infiltration au cours du temps pour des conditions hydriques initiales différentes. À droite : écoulement de surface par dépassement de la capacité d'infiltration (basé sur [5]).



Une partie de l'eau interceptée ou stockée en surface retourne dans l'atmosphère par évaporation. En période de croissance végétale, la végétation prélève une partie de l'eau du sol et la transmet à l'atmosphère sous forme de transpiration.

Conjointement avec l'évaporation d'eau ouverte (lacs, étangs, rivière, eau stagnante temporairement en surface) ou interceptée, la transpiration joue un rôle essentiel dans les échanges d'énergie avec l'atmosphère; les deux processus sont communément regroupés sous le terme d'évapotranspiration ou ET. Celle-ci dépend du pouvoir évaporatoire de l'atmosphère (de l'*évaporation potentielle*), de la disponibilité d'eau ouverte ou de l'humidité du sol, et du stade de la végétation.

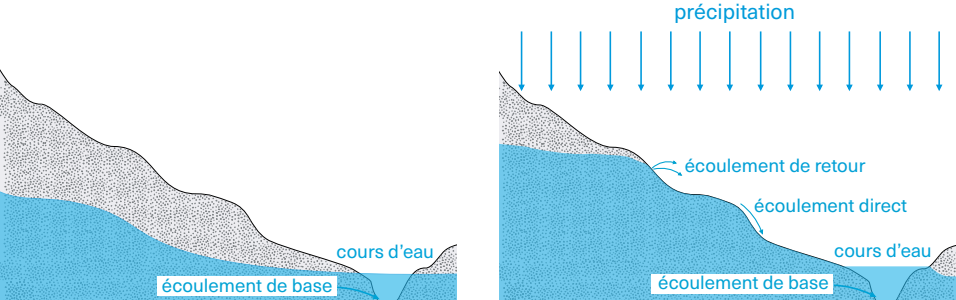
La part de la pluie qui arrive au sol (directement ou indirectement par égouttage de la végétation) peut s'infiltrer à une vitesse dépendant de la capacité d'infiltration du sol. Celle-ci est exprimée en mm par unité de temps et dépend de l'humidité du sol, ainsi que de sa texture et sa structure.

La capacité d'infiltration est plus grande pour un sol initialement sec que pour un sol humide Fig. II.1.2 et tend vers la *conductivité hydraulique à saturation* Tab. II.1.1. La diminution de la capacité d'infiltration au cours d'un évènement de pluie est souvent représentée par une décroissance exponentielle Fig. II.1.2. Un écoulement de surface (appelé écoulement de Horton) est initié localement dès que l'intensité de pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol Fig. II.1.2. Il convient de souligner qu'en conditions naturelles, ce type d'écoulement de surface est un phénomène rare, ne se produisant qu'en cas d'épisodes de pluie très intenses ou sur des sols imperméables. Un écoulement de surface peut également survenir à la suite d'une saturation locale du sol (écoulement par saturation) Fig. II.1.3. Tout écoulement de surface peut s'écouler directement vers le réseau hydrographique (par ex. le long d'un chemin forestier) ou, plus généralement, se réinfiltrer dans le sol plus à l'aval.

Tab. II.1.1 Classification de la conductivité hydraulique à saturation selon ^[3] comme cité dans ^[1]. Les exemples de textures sont tirés de ^[4].

Catégorie	Conductivité hydraulique à saturation (en cm/jour)	Exemple de texture
Très faible	< 1	Limons, argile
Faible	1 à 10	Limons
Moyenne	10 à 40	Sable limoneux
Élevée	40 à 100	Sable limoneux
Très élevée	100 à 300	Sable
Extrêmement élevée	> 300	Sable

Fig. II.1.3 Génération d'écoulement par saturation à l'échelle de la pente.



Capacité de rétention du sol
Valeur maximale que la teneur volumétrique en eau du sol peut atteindre avant que l'eau ne s'écoule verticalement sous l'effet de la gravité. Cette valeur est atteinte avant la saturation complète.

Lorsque l'humidité du sol sous l'effet des apports par infiltration atteint localement la *capacité de rétention du sol*, l'eau du sol s'écoule sous l'effet de la gravité vers la nappe, selon un processus appelé percolation. En fonction de la configuration du sous-sol, l'eau peut aussi s'écouler latéralement dans le sol **Fig. II.1.1** et donner lieu à un écoulement latéral de subsurface anciennement appelé «*interflow*». Un tel écoulement latéral peut être favorisé par la structure du sol (par ex. présence de macropores due aux systèmes racinaires ou à la petite faune) et par la configuration du sous-sol (succession de couches à forte et faible conductivité hydraulique). L'eau qui percole vers des couches plus profondes recharge les nappes phréatiques. Celles-ci sont connectées aux réseaux hydrographiques et alimentent la rivière, ce qui constitue le débit de base (cf. sous-chapitre II.2).

Réponse hydrologique : production, transfert, acheminement

L'ensemble des processus d'évaporation, de stockage temporaire, d'infiltration, de formation d'écoulement et de percolation à l'*échelle des pentes* contrôle la part de l'eau mobilisable et pouvant s'écouler vers l'exutoire d'un bassin versant lors d'un évènement de pluie. En hydrologie, ces processus sont résumés sous le terme de *production hydrologique*.

La réponse hydrologique à l'échelle du bassin versant s'observe à travers les variations du débit de la rivière à l'exutoire choisi (par ex. le point aval du périmètre de projet de renaturation). Ces variations s'expliquent par la *production hydrologique*,

Hydrogramme de crue

Graphique qui représente l'évolution du débit d'un cours d'eau en fonction du temps à la suite d'un évènement de pluie ou de fonte (cf. exemple Fig. II.1.4). La représentation graphique de la pluie est appelée hyétoگرامme.

Ordre de Strahler

Classification topologique d'un réseau hydrographique. Les têtes de rivières sans affluent reçoivent l'ordre 1. À chaque confluence de deux branches d'ordre égal, l'ordre augmente de 1 [5]. L'ordre est généralement identifié à partir de cartes et ne tient pas compte des rivières intermittentes qui n'y apparaissent pas.

le transfert des écoulements ainsi générés vers le réseau hydrographique et l'acheminement de l'eau dans le réseau hydrographique. La production hydrologique dépend du niveau de stockage d'eau dans le bassin versant, que ce soit dans le sous-sol (conditions d'humidité antécédentes) ou à sa surface (présence de neige ou de glacier), et de l'intensité et de la répartition spatiale des précipitations. Le transfert dépend des caractéristiques des pentes (topographie, constitution de la surface et du sous-sol), tandis que l'acheminement dépend de la structure du réseau hydrographique (contribution des cours d'eau latéraux) et de la morphologie des tronçons (qui détermine la vitesse d'écoulement). L'acheminement conduit à un effet de laminage de l'hydrogramme de crue, résultant de la contribution différée dans l'espace des cours d'eau latéraux, de la rétention d'eau à l'échelle du tronçon et de ses zones inondables ou d'éventuels réservoirs naturels ou artificiels.

En résumé, la réponse hydrologique d'un bassin versant à un évènement de pluie dépend de la végétation naturelle et des cultures, des types de sol, de leurs épaisseur, porosité et conductivité hydraulique, de la géologie et des aquifères qui y sont liés, ainsi que des caractéristiques physiographiques du bassin versant : topographie, forme, structure et densité du réseau hydrographique (résumé en *ordre de Strahler*). Les facteurs anthropiques tels que le compactage et l'imperméabilisation du sol, l'aménagement de drainages agricoles ou urbains, le prélèvement, la diversion ou la rétention d'eau influencent également la réponse hydrologique.

Bilan en eau et année hydrologique

Les processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant peuvent se résumer à l'aide du bilan en eau :

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = P - Q - E - F \quad (1)$$

où ΔS représente la variation du stock d'eau pendant la période Δt , P est la précipitation pendant cette même période, Q le débit total à l'exutoire, E l'eau qui est retournée à l'atmosphère via l'évapotranspiration et F un terme générique pour d'éventuels flux d'eau quittant le système autrement que par écoulement dans la rivière ou évapotranspiration. Il peut par exemple s'agir de prélèvements anthropiques ou d'écoulement vers des nappes profondes qui ne sont pas localement connectées au réseau hydrographique. La variation du stock ΔS comprend toute l'eau stockée en surface (sous forme solide ou liquide) et en subsurface (y compris dans la nappe phréatique). Le bilan en eau est exprimé en volume par unité de temps ou en flux ramenés à la surface du bassin versant (en mm/an ou $\text{m}^3/(\text{m}^2 \text{ an})$). La période de référence pour le bilan en eau est choisie de sorte à minimiser les variations de stock ΔS . Dans les pays alpins et notamment en Suisse, le bilan se fait généralement sur une année hydrologique qui commence le 1^{er} octobre afin de minimiser les quantités de neige présentes initialement dans le bassin versant. La neige représente souvent la plus importante variation du stock d'eau à l'échelle des bassins versants alpins. Le début de l'année hydrologique peut varier d'un pays ou d'une région à l'autre en fonction des processus hydrologiques prépondérants. Il est ainsi fixé au 1^{er} septembre en France métropolitaine et au 1^{er} novembre en Allemagne.

Processus hydrologiques en présence de neige et en haute montagne

Il convient de distinguer les bassins versants qui reçoivent occasionnellement de la neige et ceux où se forme chaque année une couche de neige saisonnière, du moins sur une partie. En cas de manteau neigeux intermittent, l'effet de la neige conduit à un retardement de l'apport en eau liquide qui est stockée pendant quelques heures ou quelques jours à la surface du bassin versant, avant de contribuer à la génération de l'écoulement de manière concentrée lors des prochains épisodes de fonte. Si de tels épisodes de fonte sont accompagnés de pluie, l'apport d'eau dans le bassin versant peut alors être considérable, un phénomène désigné par le terme de *pluie-sur-neige*. Pendant ces événements, la fonte de neige peut être extrêmement rapide, ce qui s'explique souvent par des flux de chaleur turbulents de l'atmosphère vers la couche de neige lorsque l'humidité de l'air est très élevée (bien davantage que par l'apport de chaleur de la pluie à proprement parler). Si l'apport d'eau total pendant de tels événements augmente significativement la saturation de la neige et du sol, il peut en résulter de fortes crues, même sur de grands bassins versants.

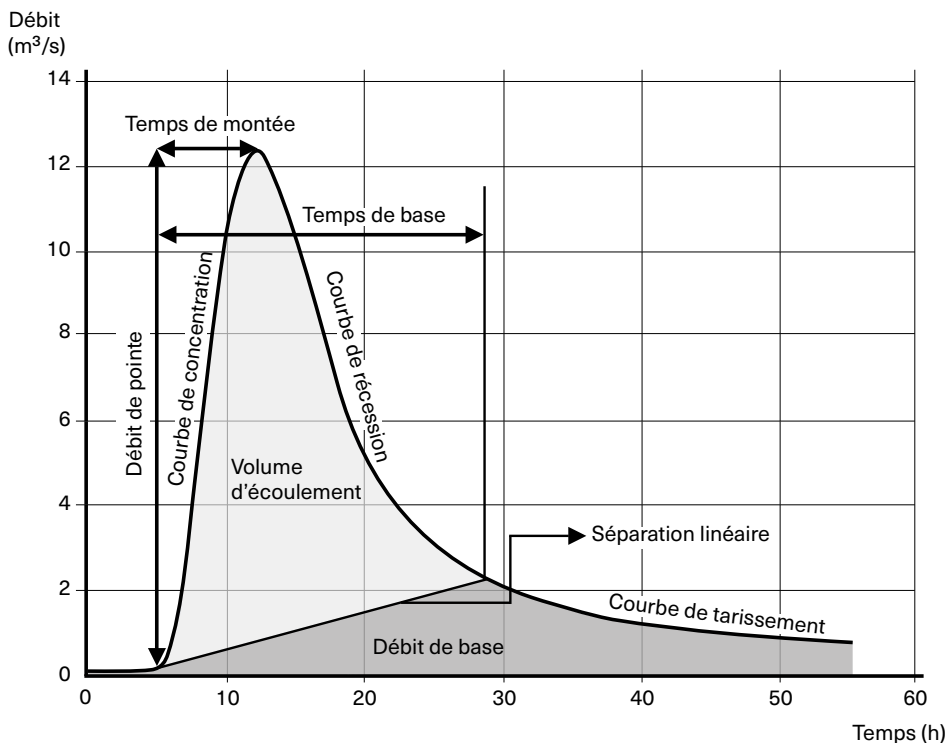
Pour les bassins versants pourvus d'un manteau neigeux saisonnier, l'accumulation de la neige en hiver conduit à une quasi-absence de génération d'écoulement au niveau des pentes pendant plusieurs semaines, voire plusieurs mois. Le débit hivernal est alors réduit au débit de base alimenté par l'eau souterraine, suivi d'une période de hautes eaux engendrée par la fonte printanière et estivale. En présence de glaciers, la fonte de glace va prendre le relais en été lorsque la neige a disparu et peut prolonger la période des hautes eaux jusqu'à l'arrivée de l'automne (voir section II.1.2). En termes de bilan en eau, la hauteur de neige stockée dans un bassin versant est exprimée sous la forme de son équivalent en eau liquide (en mm). Afin d'obtenir une estimation fiable, il faut non seulement connaître les hauteurs de neige réelles mais aussi leur densité. Celle-ci varie fortement au cours de la saison (entre 50 kg/m^3 pour de la neige fraîche et jusqu'à 600 kg/m^3 pour de la neige ancienne, voir ^[6]).

Description de l'hydrogramme : terminologie

L'hydrogramme désigne la série temporelle du débit observé à l'exutoire d'un bassin versant, exprimé généralement en l/s , m^3/s ou sous forme de débit spécifique (ramené à la surface du bassin versant) en mm par unité de temps. L'hydrogramme de crue [Fig. II.1.4](#) en réaction à un événement de pluie ou de fonte se compose de la courbe de concentration (ou de montée) et de la courbe de récession [Fig. II.1.4](#). Le terme étiage ou débit d'étiage désigne les basses eaux en absence de pluie ou de fonte. La fin de la récession, lorsque seules les nappes contribuent à l'écoulement, est appelée courbe de tarissement. L'analyse de la forme de la récession, qui s'approche souvent d'une décroissance exponentielle, permet de tirer des conclusions quant à la relation stockage-débit d'un bassin versant et reflète le rôle du débit de base, alimenté principalement par les eaux souterraines. La vitesse de récession ainsi que son niveau permettent notamment d'anticiper la vulnérabilité d'un cours d'eau en cas de sécheresse prolongée.

Le ratio entre l'écoulement spécifique de surface et de subsurface et la pluie tombée sur le bassin versant pendant l'événement de pluie correspondant s'appelle *coefficient*

Fig. II.1.4 Exemple d'un hydrogramme de crue et terminologie associée.



d'écoulement. Ce coefficient résume la réponse hydrologique du bassin versant, la part non écoulee de la pluie étant stockée dans le bassin versant ou évapotranspirée. Un coefficient d'écoulement > 1 indique que de l'eau stockée préalablement dans le bassin versant a été mobilisée.

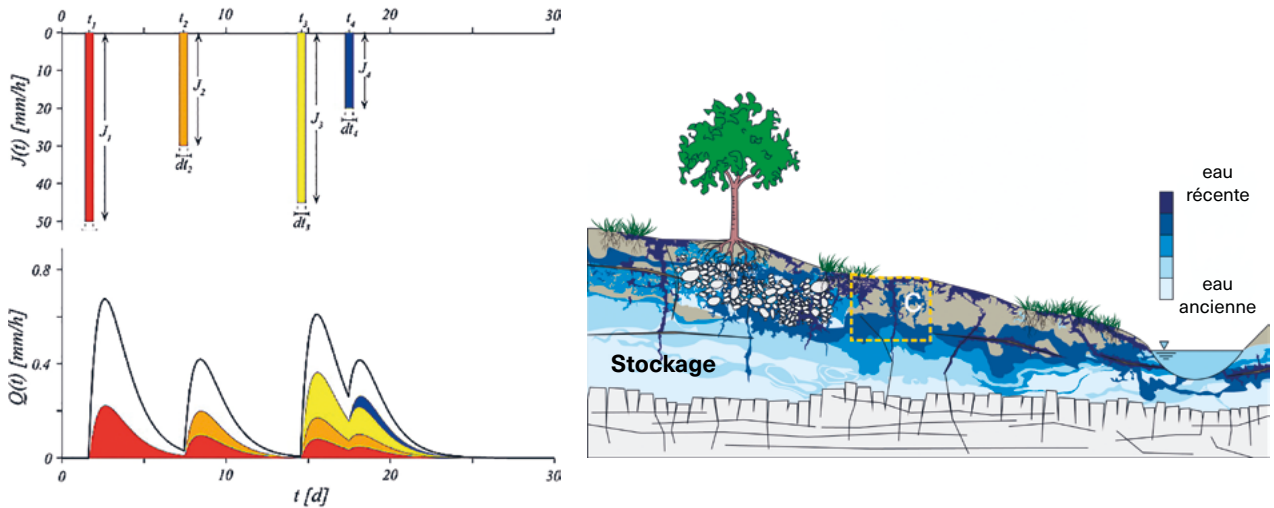
Lien avec le transport de sédiments

Les processus hydrologiques dominants déterminent le transport de sédiments à deux titres. Premièrement, si la génération d'écoulement à la suite d'un événement de pluie ou de fonte a lieu sur des pentes qui sont sources de sédiments, il peut y avoir un apport potentiel, à condition que l'écoulement atteigne une capacité de transport suffisante localement et qu'il y ait une connexion avec le réseau hydrographique et le long de celui-ci. Deuxièmement, l'évolution d'une crue le long du réseau hydrographique détermine s'il peut y avoir remobilisation des sédiments à l'échelle des tronçons. Une cartographie des sources de sédiments potentiels et de leur connectivité avec le réseau hydrographique permet d'anticiper l'apport potentiel de sédiments en cas de crue. Combinée à une analyse de la capacité de transport des débits d'un cours d'eau, elle constitue une étape fondamentale pour les questions relatives à l'assainissement du charriage d'un cours d'eau ^[7].

Le paradoxe de l'eau ancienne

Le paradoxe de l'eau ancienne, plus connue sous le terme anglais de « *Old water paradox* » [8], désigne le phénomène hydrologique suivant : à l'échelle du bassin versant, une grande partie de l'eau qui constitue l'hydrogramme de crue pendant ou après un évènement de pluie ou de fonte n'est pas constituée d'eau récemment tombée ou fondue, mais d'eau ancienne stockée dans le bassin versant depuis plusieurs semaines ou mois Fig. II.1.5. Ce paradoxe a ainsi été révélé grâce à l'analyse des isotopes stables de l'eau, dont le ratio d'isotopes lourds dépend des conditions atmosphériques lors de la formation de la précipitation et varie fortement au cours de l'année (en particulier, en hiver et en été). Cette signature isotopique étant préservée après infiltration dans le sol, des analyses de l'eau de la rivière permettent par conséquent de tirer des conclusions sur l'origine de l'eau et son ancienneté. Le paradoxe de l'eau ancienne implique d'abandonner l'idée que la précipitation s'écoule très rapidement vers la rivière en cas de fortes pluies. La majeure partie de la précipitation s'infiltre et peut mobiliser l'eau stockée au préalable dans le sous-sol du bassin versant qui fournit alors l'essentiel du débit, non seulement en conditions d'étiage mais également pendant les crues. Ce phénomène s'explique notamment par le fait que la conductivité hydraulique des zones saturées peut varier de plusieurs ordres de grandeur.

Fig. II.1.5 À gauche, illustration de la présence d'eau ancienne dans des hydrogrammes de crue, $Q(t)$, à la suite de quatre évènements d'apports de pluie, désignés par $J(t)$. À droite, illustration du stockage d'eau ancienne à l'échelle de la pente. Figure tirée de [9]



II.1.2 Régimes hydrologiques naturels

L'interaction des processus hydrologiques au cours des saisons détermine la dynamique interannuelle moyenne du débit. La notion de régime hydrologique est utilisée pour désigner la variation typique du débit à l'échelle annuelle. Il se base en Suisse sur les coefficients de Pardé mensuels [10] :

$$C_{P,m} = \frac{\overline{Q_m}}{\overline{Q_a}} \quad (2)$$

où $C_{P,m}$ est le coefficient de Pardé du mois m , $\overline{Q_m}$ est le débit moyen du mois m et $\overline{Q_a}$ est le débit annuel moyen. Un coefficient de Pardé > 1 indique que le mois en question

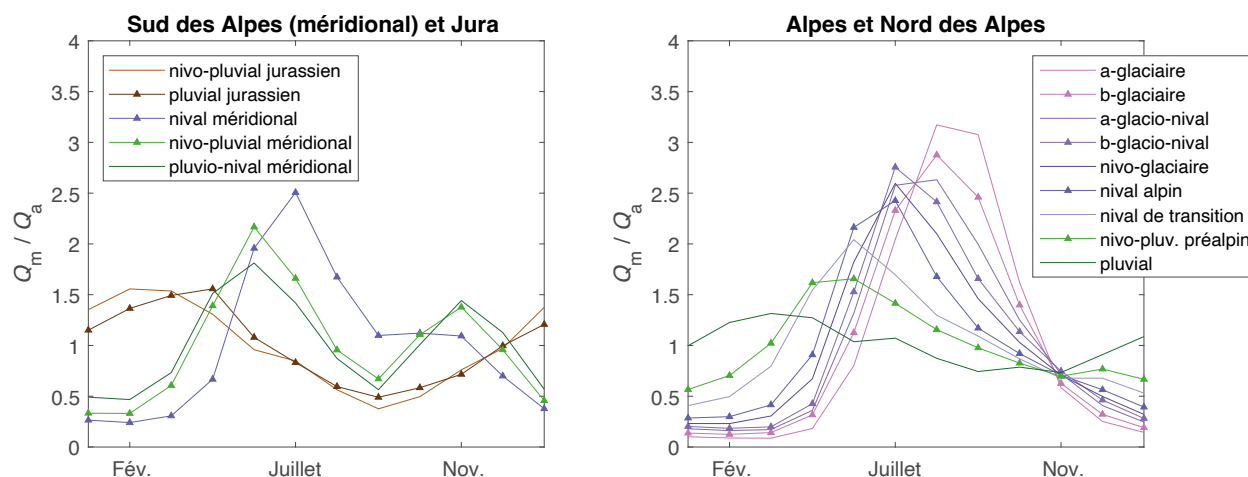
présente un débit mensuel au-dessus de la moyenne annuelle, un coefficient < 1 indique un mois d'étiage.

Pour la Suisse, trois types de régime hydrologique de base ont été définis ^[10] :

- le régime alpin pour des débits qui présentent un seul pic des coefficients de Pardé par an et qui correspondent à des bassins versants ayant une altitude moyenne au-dessus de 1550 m ;
- le régime préalpin et jurassien qui présente plusieurs pics des coefficients de Pardé et une altitude moyenne en dessous de 1550 m ;
- le régime sud-alpin qui reflète les conditions hydrométéorologiques particulières du sud des Alpes.

Ces trois types de base sont ensuite subdivisés en 16 types spécifiques [Fig. II.1.6](#). Pour les bassins versants d'une taille allant de 10 à 500 km² et dont le régime n'est pas modifié par des facteurs anthropiques (voir section II.1.4), le régime peut être déterminé à l'aide d'attributs géographiques (appartenance à une des régions de base de la Suisse et altitude moyenne) et du taux de glaciation. Pour les bassins versants plus grands, le régime résulte de la superposition des régimes de ses affluents principaux et ne peut donc pas être classé selon les régimes prédéfinis. De même, les lacs (naturels ou non) conduisent à un laminage des variations de débit et le régime hydrologique s'en voit modifié à l'aval.

Fig. II.1.6 Illustration des principaux régimes hydrologiques suisses selon ^[11], graphiques basés sur le jeu de données de ^[12].



Les régimes hydrologiques s'expliquent par l'importance et la prédominance des processus hydrologiques au cours des saisons. Pour les régimes alpins (glaciaire, nivo-glaciaire et nival), c'est l'accumulation et la fonte de neige et de glace qui crée un cycle annuel prononcé, avec des débits très faibles en hiver et un pic des coefficients de Pardé allant du début de l'été (faible ou pas de couverture glaciaire) vers la fin de l'été (forte couverture glaciaire). Pour les régimes sud-alpins peu influencés par la neige (pluvio-nival et pluvial), la dynamique de débit s'explique par le régime des précipitations avec des forts cumuls en automne. Tous les régimes pluviaux montrent des variations des coefficients de Pardé modérées par rapport aux régimes alpins [Fig. II.1.6](#), avec une période des hautes eaux en hiver quand l'évapotranspiration est très faible et

que les précipitations peuvent recharger les nappes et une période des basses eaux en été. Les régimes jurassiens se distinguent par une récession rapide en été à cause de la géologie karstique, limitant les capacités de rétention souterraines.

La connaissance du régime hydrologique permet de comprendre les processus prépondérants de la génération des débits d'un cours d'eau et de mettre en évidence certains aspects clés de sa dynamique sans même disposer de mesures de débit détaillées :

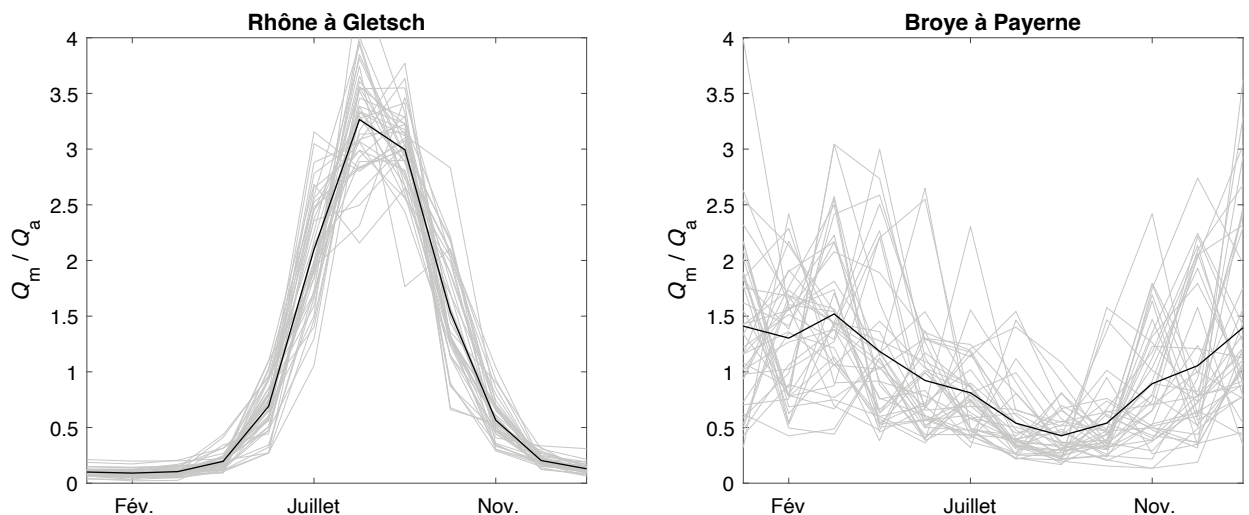
- l'occurrence de la période des basses eaux (en hiver ou en été) ;
- l'occurrence de la saison des crues saisonnières (printemps, été, automne).

Sur la base du régime hydrologique et des coefficients de Pardé associés, il est possible de reconstruire l'évolution mensuelle du débit d'une rivière en connaissant uniquement le débit moyen annuel ^[10]. En l'absence de mesures de débit, il est possible d'estimer le débit moyen annuel sur la base de la précipitation annuelle moyenne à l'échelle du bassin versant et des pertes annuelles par évapotranspiration estimées (par ex. sur la base d'estimations régionales).

II.1.3 Variabilité naturelle et changements climatiques

Le régime hydrologique décrit la dynamique moyenne du débit d'un cours d'eau au cours de l'année, mais ne donne aucune information sur sa variabilité interannuelle naturelle. Pour les régimes de haute montagne, on observe généralement une plus faible variabilité interannuelle que pour les régimes de plaine, puisque le cycle d'accumulation et de fonte suit le cycle annuel relativement constant du climat alpin (température de l'air, rayonnement). Pour les régimes pluviaux et pluvio-nivaux, le régime hydrologique cache une très forte variabilité interannuelle des débits mensuels [Fig. II.1.7](#) résultant de la variabilité interannuelle des précipitations et, pour les étiages, des périodes sans précipitation ou des périodes chaudes à forte évapotranspiration.

Fig. II.1.7 Illustration de la variabilité naturelle des régimes à l'aide d'un régime a-glaciaire (le Rhône à Gletsch, à gauche) et d'un régime pluvial (la Broye à Payerne, à droite). Les données de débits couvrent la période de 1981-2020 et sont tirées de ^[15].



Les changements climatiques renforceront cette variabilité naturelle, avec en particulier des successions d'années chaudes et sèches suivies d'années humides. De manière générale, les projections de changements climatiques pour la Suisse ^[13] montrent que les précipitations annuelles resteront relativement inchangées, avec un accroissement de l'ordre de quelques pourcents en hiver et une réduction en été. L'augmentation de la température de l'air conduira à une augmentation de la limite pluie-neige, ce qui engendrera une augmentation des débits hivernaux. À l'inverse, elle réduira l'accumulation de neige en hiver et donc la fonte au printemps et en été. De plus, le réchauffement augmentera l'évapotranspiration à toutes les altitudes. Combinée à la réduction des précipitations estivales, ceci entraînera une réduction des débits estivaux à large échelle et une augmentation de la température de l'eau. Dans les bassins versants à forte couverture glaciaire, les débits estivaux pourraient augmenter temporairement en raison du pic de fonte de la glace, avant de diminuer sensiblement. En haute montagne, le retrait des glaciers conduit à une diminution importante du stock d'eau à l'échelle du bassin versant. Pour la période 1980-2010, les glaciers suisses ont perdu en moyenne l'équivalent de -0,62 m d'équivalent en eau par année, soit un volume total de 22,51 km³ ^[14].

II.1.4 Régimes modifiés

L'influence des activités humaines sur les débits naturels est un élément central dans l'analyse des ressources en eau. Les aménagements hydrauliques, les changements d'occupation ou l'imperméabilisation des sols, ainsi que les drainages agricoles et urbains modifient fortement le cycle naturel de l'eau. En Suisse, les modifications anthropiques des régimes sont de trois types principalement :

- la régulation du niveau des grands lacs périalpins qui influence le régime hydrologique à l'aval ;
- les grands aménagements hydrauliques (retenues, dérivations) pour la production hydroélectrique qui conduisent à un stockage saisonnier de grandes quantités d'eau ou à la dérivation sur de longs tronçons de rivières, voire d'un bassin versant à l'autre ;
- pour les petits bassins versants fortement urbanisés, le cycle de l'eau urbain et la gestion de l'eau de pluie, le manque de recharge des nappes, le prélèvement d'eau souterraine et la restitution d'eaux usées à l'aval peuvent conduire à des changements de régimes locaux.

La régulation des lacs vise à abaisser leurs niveaux avant la période des hautes eaux dues à la fonte printanière de la neige et modifie les régimes naturels à l'aval, notamment au printemps et au début de l'été. Les grandes retenues d'eau pour la production hydroélectrique par accumulation stockent l'eau de fonte (de la neige et de la glace) produite en été pour la libérer en hiver quand la demande en électricité est plus élevée. Immédiatement à l'aval de ces retenues, le débit est fortement réduit et se limite souvent au *débit résiduel* tout le long de l'année, ce qui influence fortement l'écosystème. Au point de restitution du débit, le régime hydrologique est fortement influencé en hiver, période de grande production hydroélectrique coïncidant avec la période naturelle des basses eaux.

Débit résiduel
Débit qui reste dans un cours d'eau après prélèvement ou déviation de l'eau. Le débit résiduel qui doit s'écouler dans un cours d'eau est régi en Suisse par la loi de protection des eaux, LEaux ^[16].

En plus des variations saisonnières, s'ajoute la problématique des éclusées dans les tronçons de restitution de l'eau turbinée : l'enclenchement des turbines pour de courts instants (durant quelques minutes à quelques heures) crée des variations brutales du débit, du niveau, de la température et de la turbidité de l'eau aux conséquences potentiellement négatives pour les écosystèmes. Les installations hydroélectriques au fil de l'eau (sans stockage significatif) ont un effet négligeable sur le régime hydrologique d'une rivière (à l'exception de potentielles dérivations locales sur des tronçons courts), mais comme tout aménagement hydraulique fluvial, elles affectent le transport de sédiments.

Les prélèvements dans les eaux de surface ou souterraines, que ce soit pour l'eau potable, l'industrie ou l'agriculture, influencent également le régime hydrologique des cours d'eau. Ces impacts sont néanmoins souvent difficiles à quantifier en raison de l'absence de données détaillées sur les prélèvements effectués.

En ce qui concerne les régimes modifiés des bassins versants urbains, il convient de souligner que la mise en application du *concept de ville éponge* vise à reproduire le fonctionnement naturel des bassins versants en limitant le ruissellement et en promouvant l'infiltration, la rétention, voire la réutilisation des eaux pluviales. Les débits de restitution provenant des stations d'épuration peuvent localement influencer le régime des cours d'eau en conditions d'étiage : ils sont en général secondaires au regard de la préservation de la qualité des eaux du milieu récepteur, telle que prescrite par l'ordonnance fédérale OEaux ^[18].

Concept de ville éponge

Concept de planification urbaine qui intègre des mesures d'infiltration et de rétention des eaux pluviales et de recharge de nappe, afin de favoriser le cycle de l'eau naturel plutôt que d'évacuer ces eaux.

Ces mesures visent à rendre les villes plus résilientes au changement climatique ^[17].

Bibliographie du sous-chapitre II.1

- [1] Fohrer, N., 2016, *Hydrologie*, Haupt Verlag, Berne, 389.
- [2] Calanca, P., Smith, P., Holzkämper, A., Ammann, C., 2011, «Die Referenzverdunstung und ihre Anwendung in der Agrarmeteorologie» [L'évapotranspiration de référence et son application en agrométéorologie], *Agrarforschung Schweiz*, 2(4), p. 176-183.
- [3] AG Boden, 2005, *Bodenkundliche Kartieranleitung KA 5*, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, Stuttgart.
- [4] Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979, *Groundwater*, Englewood Cliffs, Prentice-Hall Inc., 604.
- [5] Musy, A., Higy, C., Reynard, E., 2014, *Hydrologie 1 - Une science de la nature, Une gestion sociétale*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 489.
- [6] Jonas, T., Marty, C., Magnusson, J., 2009, «Estimating the snow water equivalent from snow depth measurements in the Swiss Alps», *Journal of Hydrology*, 378(1-2), p. 161-167, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.09.021>.
- [7] Office fédéral de l'environnement, 2023, *Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité, Recherche axée sur la pratique en matière d'aménagement et d'écologie des cours d'eau*, in Connaissance de l'environnement, Eaux/Dangers naturels, Berne.
- [8] Botter, G., Bertuzzo, E., Rinaldo, A., 2010, «Transport in the hydrologic response: Travel time distributions, soil moisture dynamics, and the old water paradox», *Water Resources Research*, 46, p. W03514, <https://doi.org/10.1029/2009WR008371>.
- [9] Benettin, P., Rodriguez, N.B., Sprenger, M., Kim, M., Klaus, J., Harman, C.J., van der Velde, Y., Hrachowitz, M., Botter, G., McGuire, K.J., Kirchner, J.W., Rinaldo, A., McDonnell, J.J., 2022, «Transit Time Estimation in Catchments: Recent Developments and Future Directions», *Water Resources Research*, 58(11), p. e2022WR033096, <https://doi.org/10.1029/2022WR033096>.
- [10] Weingartner, R., Aschwanden, H., 1992, «Régimes d'écoulement comme base pour l'estimation des valeurs moyennes», in *Atlas hydrologique de la Suisse*, planche 5.2, <http://hades.unibe.ch>, Weingartner, R., Spreafico, M. (éd.), Berne.
- [11] Weingartner, R., Aschwanden, H., 1994, «Quantification des débits des cours d'eau des Alpes suisses et des influences anthropiques qui les affectent», *Revue de géographie alpine*.
- [12] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2013, *Documentation sur le jeu de données MQ-GWN-CH, Valeurs simulées du débit naturel (moyennes mensuelles et annuelles) [MQ] et le type du régime d'écoulement pour les cours d'eau de moyenne taille du réseau hydrographique [GWN] de la Suisse [CH]*, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fluesse-und-baeche/wasser-fuehrung-und-abflussregime-der-fliessgewaesser/mittlerer-monatlicher-und-jaehrlicher-abfluss.html>, Berne, p. 10.
- [13] Office fédéral de l'environnement, 2021, *Effets des changements climatiques sur les eaux suisses*, *Hydrologie, écologie et gestion des eaux*, Connaissance de l'environnement n° 2101, Berne.
- [14] Fischer, M., Huss, M., Hoelzle, M., 2015, «Surface elevation and mass changes of all Swiss glaciers 1980-2010», *Cryosphere*, 9(2), p. 525-540, <https://doi.org/10.5194/tc-9-525-2015>.
- [15] Höge, M., et al., 2023, «CAMELS-CH: hydro-meteorological time series and landscape attributes for 331 catchments in hydrologic Switzerland», *Earth Syst. Sci. Data.*, 15(12), p. 5755-5784, <https://doi.org/10.5194/essd-15-5755-2023>.
- [16] Confédération, 1991, RS 814.20, Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) du 24 janvier 1991.
- [17] Hasler, S., Sicher, P., 2021, «Projet ville éponge, pour une gestion des eaux adaptée au climat en zone urbaine», article traduit d'*Aqua & Gas*, n° 10, disponible sur https://vsa.ch/wp-content/uploads/2021/12/FA_Sicher_F_1021.pdf, dernier accès 08.06.2026.
- [18] Confédération, 1998, RS 814.201, Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux.

Pour aller plus loin

- Dingman, S. L., 2002, *Physical Hydrology*, 2^e édition, Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009, *Hydrologie 2 - Une science pour l'ingénieur*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, p. 289-338.
- McMahon, T. A., Nathan, R. J., 2021, «Baseflow and transmission loss: A review», *WIREs Water*, 8, e1527, <https://doi.org/10.1002/wat2.1527>.
- Seibert, J., Jeníček, M., Huss, M., Ewen, T., 2015, «Snow and Ice in the Hydrosphere», in *Snow and Ice-Related Hazards, Risks, and Disasters*, Elsevier, p. 99-137.

Processus hydrogéologiques à l'échelle du tronçon

Bettina Schaepli et Mario Schirmer,
avec la collaboration de Ueli Ammann (illustrations)

L'hydrogéologie joue un rôle clé dans la renaturation des cours d'eau pour comprendre les interactions entre les eaux souterraines et celles de surface. Ces interactions sont généralement invisibles à première vue, ce qui constitue un défi majeur. La morphologie naturelle d'un cours d'eau dépend des débits de crue et du charriage associé, donc de la réponse hydrologique aux épisodes de pluie ou de fonte. Entre ces épisodes, le débit d'un cours d'eau et sa qualité sont conditionnés par les échanges avec les aquifères, aussi bien alluviaux que ceux localisés dans les pentes du bassin amont. Les interactions bidirectionnelles (exfiltration et infiltration) entre l'eau de surface et l'eau souterraine jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes fluviaux, mais ces échanges sont complexes. La connectivité entre les aquifères et le cours d'eau varie dans le temps tout au long du réseau hydrographique. À l'échelle du tronçon, ces processus influencent non seulement le débit en situation de basses eaux (ou d'étiage, voir section II.1.1), mais également la qualité de l'eau, sa température et sa composition chimique. Comprendre ces interactions et les facteurs d'influence est primordial pour restaurer ou préserver les fonctions écologiques des rivières et doit souvent se faire en absence de données détaillées. Ce sous-chapitre présente les mécanismes fondamentaux des interactions entre les cours d'eau et les aquifères alluviaux et de pente, ainsi que leurs impacts sur les débits, la qualité de l'eau et la production d'eau potable. Une compréhension approfondie des propriétés physiques régissant les systèmes hydrogéologiques est essentielle pour définir des objectifs de renaturation durable, tels que l'amélioration des interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines et celle de la qualité des eaux, ou le maintien des régimes d'écoulement souterrain à l'échelle locale et régionale.

II.2.1 Interaction entre les cours d'eau et les nappes alluviales

Vue d'ensemble

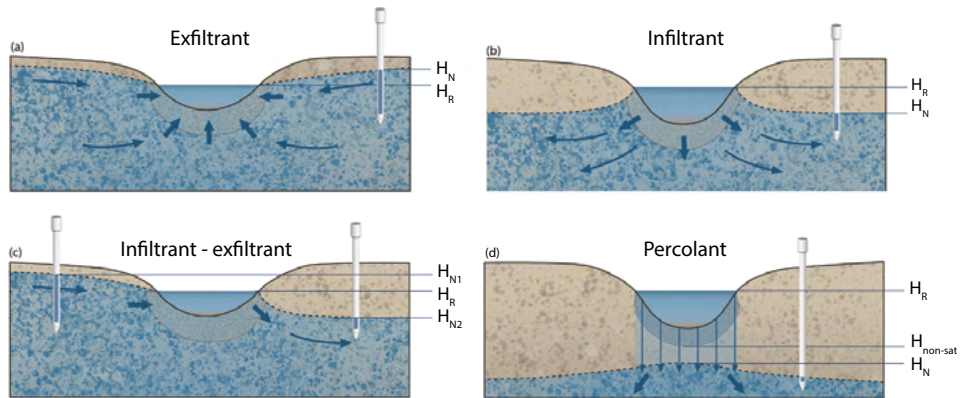
Les rivières ont des échanges permanents avec l'eau souterraine, à travers la *zone hyporhéique*, une interface dynamique où l'eau circule entre le lit de la rivière et les nappes souterraines. Un tronçon de rivière peut soit être alimenté par l'eau souterraine (situation d'exfiltration de l'eau souterraine ou *gaining stream*), soit en perdre par drainage vers l'eau souterraine (situation d'infiltration de l'eau souterraine ou *loosing stream*), soit être déconnecté de l'eau souterraine [Fig. II.2.1](#). Dans ce dernier cas, une situation de percolation s'installe. Cette situation se présente surtout pour des rivières qui ont un lit colmaté (artificiellement, par sédimentation ou par activité biologique), dans les zones arides ou

Zone hyporhéique
Zone où les eaux de la rivière et de la nappe sont en échange direct. Cette zone revêt une grande importance pour les processus écologiques.

Fig. II.2.1 Types d'interaction entre l'eau souterraine et la rivière d'après [1].

- (a): la rivière (niveau H_R) peut drainer la nappe (niveau H_N);
 (b): ou vice versa;
 (c): les deux situations peuvent se présenter simultanément;
 (d): le niveau de la nappe peut être en dessous du fond de la rivière ($H_{non-sat}$ désigne le potentiel hydraulique non-saturé).

Figure reproduite avec l'autorisation de l'éditeur



pendant les périodes d'étiage lorsque le niveau de la nappe phréatique est très bas. La direction des échanges à l'échelle d'un tronçon dépend de la configuration géomorphologique et hydrogéologique et de la perméabilité du lit, et évolue dans le temps en fonction de la hauteur d'eau relative dans la nappe par rapport à celle de la rivière. Le type d'interaction peut s'inverser rapidement ; par exemple, pendant un événement de crue, un tronçon avec des conditions d'eau souterraine exfiltrant peut commencer à recharger la nappe. Un tronçon donné peut montrer simultanément une exfiltration et une infiltration [Fig. II.2.1](#) ; par conséquent, la détermination du type d'interaction entre la nappe et l'eau souterraine nécessite l'installation de piézomètres des deux côtés de la rivière [1].

Le niveau d'eau d'une rivière est ainsi en équilibre dynamique avec le niveau d'eau souterraine adjacente ou sous-jacente (*niveau piézométrique*). Cet équilibre dépend autant du régime hydrologique de la rivière et des propriétés du lit (de sa perméabilité) que du régime de recharge de la nappe par les pentes et les caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère.

Les caractéristiques les plus importantes de l'aquifère sont les suivantes [2] :

- Transmissivité T [L^2/T] : un paramètre qui mesure la capacité d'un aquifère à transmettre l'eau horizontalement par unité du gradient hydraulique et par unité de section transversale. Il s'agit d'une extension de la conductivité hydraulique K [L/T] qui tient compte de l'épaisseur saturée b [L] de l'aquifère (son extension verticale).

$$T = Kb \quad (1)$$

- Storativité S [L/L] : un paramètre (sans dimension) qui mesure la capacité de stockage d'un aquifère, mesuré comme le volume d'eau par unité de surface qui est libéré par l'aquifère par unité d'abaissement vertical du niveau de la nappe (pour un aquifère libre) ou par unité d'abaissement de la charge hydraulique (pour un *aquifère captif*).

Dynamique de l'eau souterraine

La dynamique de l'eau souterraine est conditionnée par des différences de charge hydraulique (énergie), ce qui peut être décrit par la loi de Darcy [Fig. II.2.2](#) :

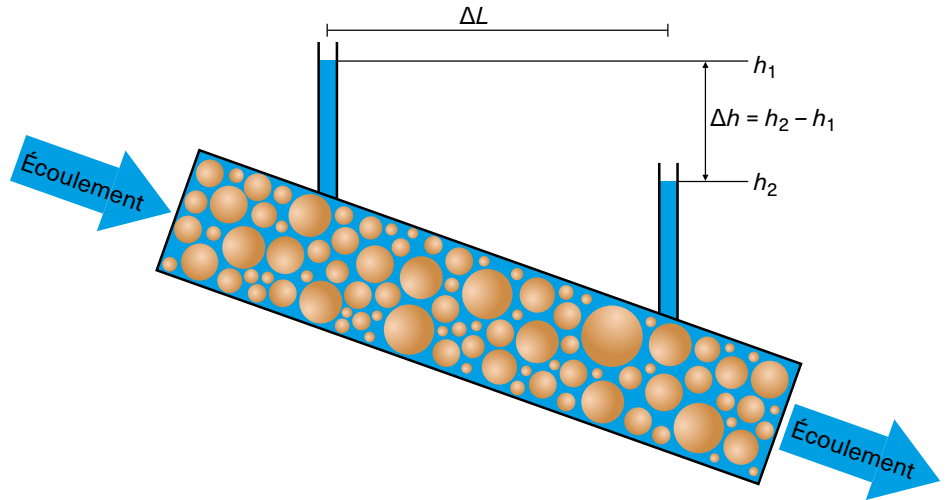
Niveau piézométrique

Mesure de la charge hydraulique, c.-à-d. de la hauteur à laquelle l'eau se stabilise dans un forage ; cette hauteur peut se trouver au-dessus du niveau du terrain dans le cas d'un aquifère captif.

Aquifère captif

Aquifère confiné, c.-à-d. dont le toit est délimité par une couche quasi imperméable, ce qui met l'eau sous pression. Dans le cas contraire, il s'agit d'un aquifère à nappe libre.

Fig. II.2.2 Représentation schématique de la loi de Darcy qui dit que l'écoulement dans un milieu poreux est proportionnel au gradient de charge $\nabla H = \Delta h / \Delta L$.



$$Q = K A \nabla H \quad (2)$$

où Q [L^3/T] est le flux d'eau, K [L/T] est la conductivité hydraulique, A [L^2] est la section transversale (section de contrôle) et ∇H est le gradient hydraulique [L/L] (différence de charge par unité de distance).

Recharge de la nappe

Les nappes alluviales se rechargent par échange avec la rivière principale et ses affluents, mais aussi directement par l'infiltration et la percolation de l'eau de pluie (ou de fonte) lorsque la capacité de rétention du sol est localement dépassée (voir sous-chapitre II.1). Sur le Plateau suisse, la recharge se fait essentiellement en hiver et au début du printemps quand l'évapotranspiration (et donc les prélèvements d'eau par la végétation) est basse ou lors de pluies abondantes pendant les autres saisons. Dans les vallées alpines, les nappes alluviales peuvent également se recharger pendant la saison des hautes eaux dues à la fonte de neige et de glace (printemps, été). En milieu urbain, la recharge artificielle des nappes, par ex. à des fins de production d'eau potable, peut également jouer un rôle important. Ceci est notamment le cas dans la région de Bâle ^[3].

Effet de la renaturation sur la nappe alluviale

Les travaux de renaturation visant à améliorer l'écomorphologie des rivières et à augmenter leur perméabilité jouent un rôle clé dans la recharge des nappes alluviales ^[4]. En restaurant la connectivité entre la rivière et sa zone alluviale, l'alimentation en eau souterraine fraîche pendant les épisodes d'étiage peut contribuer à améliorer grandement les conditions écologiques d'un cours d'eau. Selon la configuration hydrogéologique, l'effet inverse peut également s'observer [Fig. II.2.1](#) : l'exfiltration

Fig. II.2.3 Lit de rivière de l'Emme, asséchée le 23 juillet 2023. Le projet de renaturation à cet endroit remonte à 1991 et faisait figure de projet pionnier. L'assèchement complet de la rivière se produisait déjà avant la renaturation. Depuis, ce phénomène s'observe toujours régulièrement.

Photo : B. Mathys, © Tamedia



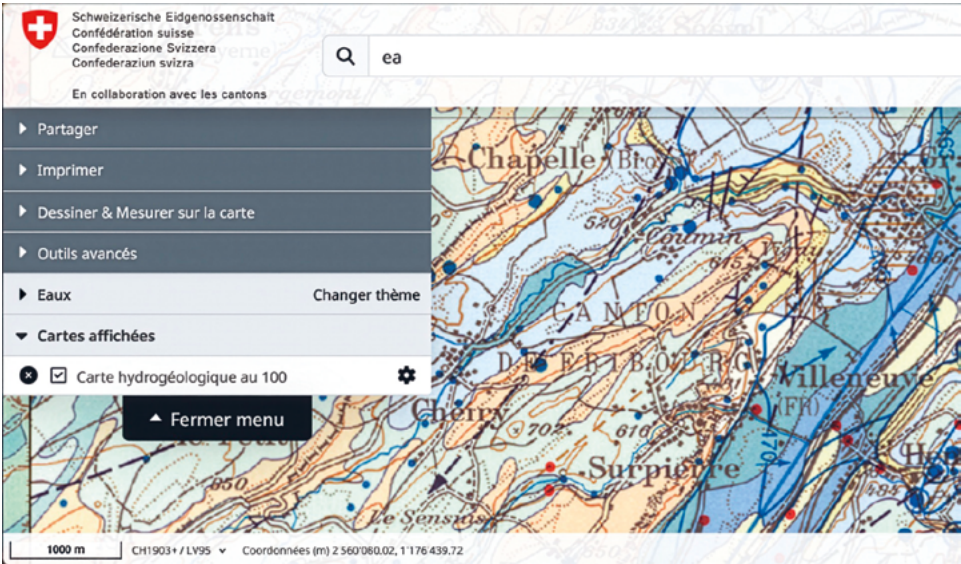
de l'eau vers l'aquifère alluvial peut, en situation d'étiage extrême, conduire à l'assèchement du lit de la rivière. Ce phénomène est régulièrement observé au lieu-dit Emmen-Birne [Fig. II.2.3](#). Il convient de souligner qu'il s'agit d'un phénomène localisé : lors de ces épisodes, l'Emme retrouve son débit d'étiage à l'aval grâce à l'exfiltration d'eau souterraine vers le lit de la rivière.

II.2.2 Quantification de l'interaction avec les eaux de surface

Méthodes de quantification

La quantification des échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines ainsi que l'établissement d'une typologie constituent une étape clé pour tout projet d'aménagement fluvial ^[5], afin de pouvoir anticiper les effets potentiels du projet sur ces échanges. Il existe à cet effet différentes méthodes hydrologiques, hydrogéologiques, géochimiques et géophysiques ^[6]. La première phase de caractérisation de l'hydrogéologie dans un périmètre de projet peut se baser sur les cartes hydrogéologiques (voir ^[7] pour une vue d'ensemble de la Suisse). Ces cartes, qui contiennent des informations sur les ressources en eaux souterraines, y compris leur productivité et leurs interactions avec les eaux de surface, peuvent fournir une vue globale [Fig. II.2.4](#). Une compréhension détaillée à l'échelle locale doit se baser sur des sondages (hydro-) géologiques, parfois inventoriés dans le cadastre géologique. Les sondages permettent notamment de déterminer l'épaisseur de l'aquifère et sa transmissivité. Des méthodes de géophysique permettent d'obtenir une représentation 2D de la structure du sous-sol et de l'aquifère, par exemple à l'aide de mesures géoélectriques ^[8].

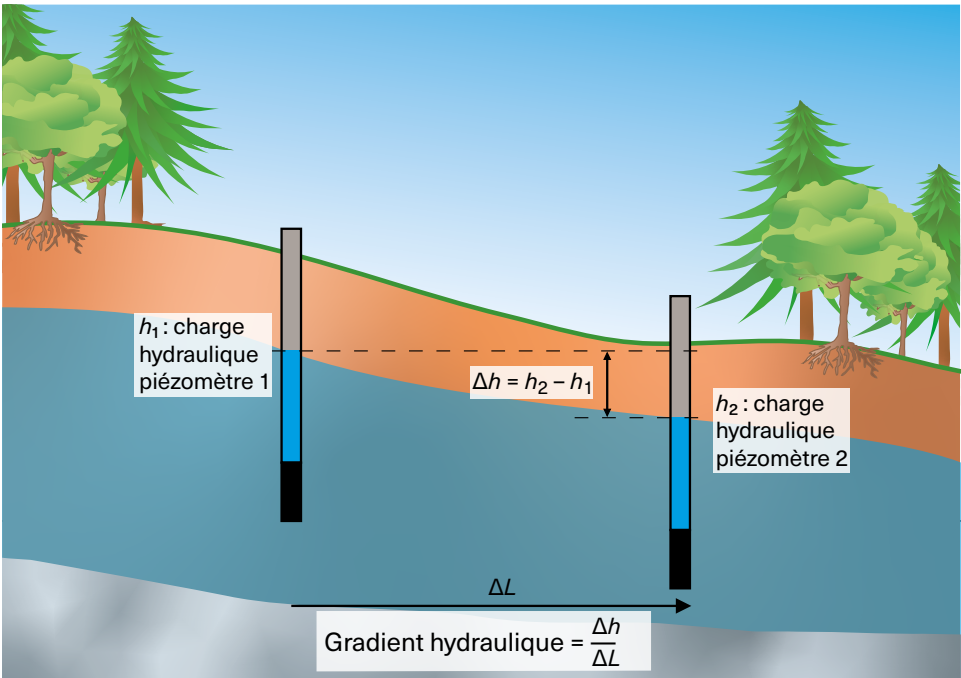
Fig. II.2.4 La carte hydrogéologique 1:100 000 (HYGEO100) donne un aperçu régional des eaux souterraines. On y accède via les thèmes « Eaux », « OFEV » ou « Géologie » depuis le portail cartographique map.geo.admin.ch ; pour une description détaillée, voir [9].
Image: © swisstopo, données: swisstopo, OFEV



Gradient hydraulique

La quantification des échanges entre l'eau souterraine et l'eau de surface se base tout d'abord sur des mesures de la charge hydraulique dans la nappe (à l'aide de piézomètres) [Fig. II.2.5](#) ou de la hauteur d'eau dans la rivière (avec des sondes limnimétriques), afin de déterminer le gradient hydraulique. Des observations continues sur

Fig. II.2.5 Représentation schématique de la détermination du gradient hydraulique entre deux points de mesure dans une pente.



plusieurs mois, voire années, permettent de déterminer la dynamique de l'eau sur la base de principes hydrauliques, de caractériser la conductivité hydraulique et le cas échéant de calibrer un modèle numérique ^[10].

Traçage hydrogéologique

Pour analyser le cheminement de l'eau, par exemple pour comprendre la migration de polluants, il faut avoir recours au traçage hydrogéologique. Le traçage s'effectue selon deux principes : à l'aide de traceurs artificiels (par ex. des colorants fluorescents) injectés dans un des deux compartiments (rivière ou eau souterraine) et observés dans l'autre, ou à l'aide de traceurs naturellement présents dans l'eau. Les essais de traçage renseignent sur la connectivité et permettent également d'estimer la conductivité hydraulique. Les traceurs naturels peuvent renseigner sur la provenance géographique ou saisonnière de l'eau d'une nappe et sur son âge : les isotopes stables de l'eau (et leur masse isotopique) donnent des indications sur la provenance de l'eau de la nappe ou de la rivière (neige ou pluie, zone altitudinale de recharge), le tritium permet d'estimer l'âge de l'eau, les ions majeurs prélevés dans la rivière peuvent renseigner sur la part d'eau souterraine locale. La conductivité électrique (CE) peut indiquer si la rivière est alimentée par l'eau souterraine (*gaining stream*), ou si elle perd de l'eau par exfiltration (drainage) vers l'eau souterraine (*losing stream*). La CE peut également fournir des informations sur le temps de transit entre la rivière et un piézomètre lorsque la rivière s'exfiltre dans la nappe phréatique ^[11]. Des mesures modernes de gaz rares peuvent affiner ces analyses ^[12].

Modèles numériques

Pour les projets d'envergure, l'utilisation d'un modèle de simulation hydrogéologique peut s'avérer indispensable, afin de quantifier les variations spatio-temporelles du niveau de l'eau souterraine selon les différents scénarios de projet. Ceci permet par exemple d'éviter des dégâts au bâti existant ou d'anticiper les modifications du régime hydrique des sols agricoles. La mise en place d'un modèle numérique demande des données continues des débits et des niveaux piézométriques (par ex. pendant une année) afin de calibrer les paramètres du modèle, ainsi qu'une caractérisation détaillée du sous-sol.

Analyse de récession

Enfin, il peut s'avérer utile d'avoir une compréhension de la dynamique de l'eau souterraine à l'échelle du bassin versant à l'aide d'une analyse de récession ^[13]. Cette méthode repose sur l'observation de la phase de décrue des hydrogrammes, lorsque les apports (pluie, fonte) cessent et que le débit de base devient contrôlé essentiellement par les écoulements souterrains. La vitesse de ce tarissement des nappes renseigne sur la capacité de stockage des aquifères et sur la rapidité de vidange vers le réseau hydrographique. Le modèle le plus simple est la loi de tarissement exponentielle ^[13] :

$$Q(t) = Q_0 e^{-\alpha(t-t_0)} \quad (3)$$

où $Q(t)$ [L^3/T] est le débit à l'instant t , Q_0 [L^3/T] est débit initial au début t_0 de la récession, α [$1/T$] est le coefficient de récession et $t - t_0$ est le temps écoulé depuis le début de la décrue. Le coefficient de récession α est directement lié aux propriétés hydrodynamiques de l'aquifère, notamment à sa transmissivité et son stockage effectif. Plus α est grand, plus l'aquifère se vide rapidement, ce qui indique des écoulements rapides ou un faible stockage. Le temps de vidange caractéristique peut alors être défini comme $1/\alpha$. Le volume d'eau libérée par l'aquifère au cours de la décrue correspond à l'intégrale de l'équation (3) sur t en prenant $t_0 = 0$ et vaut Q_0/α [13].

Une analyse détaillée de multiples récessions observées au cours de différentes saisons et années permet de déterminer une gamme de coefficients de récession réalistes et de faire des projections d'étiage pour des périodes de sécheresses prolongées en appliquant l'équation (3) pour différentes durées.

II.2.3 Rôle de l'interaction pour la qualité de l'eau et le niveau de la nappe

Autoépuration

La connectivité entre les eaux de surface et les eaux souterraines joue un rôle fondamental dans la préservation de la qualité de l'eau, à travers ce qui est appelé l'effet d'autoépuration. Ce terme désigne l'ensemble des processus biologiques et physico-chimiques qui permettent à un écosystème (aquatique ou terrestre) de transformer, décomposer et éventuellement éliminer des substances exogènes. Ces processus sont favorisés par l'interaction entre la nappe et l'eau de surface grâce à une combinaison d'effets de filtration, d'élimination et de dilution.

Qualité et température

Notamment en période d'étiage, l'exfiltration d'eau souterraine vers les cours d'eau a un effet de dilution sur des eaux de surface potentiellement polluées (par ex. par les effluents de station d'épuration ou des écoulements de surface) et un effet de régulation de la température. Du fait de sa moindre interaction avec l'atmosphère, l'eau souterraine montre une variation saisonnière de température faible. En plaine, l'exfiltration d'eau souterraine vers les rivières aura donc un effet de refroidissement en été, essentiel pour réduire les effets du stress thermique sur la faune aquatique.

Crues et qualité

En période de hautes eaux et notamment lors des événements de forte pluie et de fonte de neige et de glace, l'eau d'une rivière peut s'exfiltrer vers les aquifères alluviaux et contribuer de manière significative à leur recharge. Ceci peut apporter des polluants vers la nappe ou, au contraire, avoir un effet bénéfique sur la qualité de l'eau souterraine si l'eau de surface n'est pas chargée en polluants. Il convient de souligner ici que, contrairement à l'eau de surface, l'eau souterraine ne se mélange pas. L'apport d'eau peu chargée en polluants peut conduire à une amélioration de la qualité d'eau locale puisque l'eau plus ancienne est chassée.

Le niveau des nappes peut être relevé significativement lors d'événements de crue. Lors de la restauration de la connectivité entre le cours d'eau et les eaux souterraines, cet effet n'est souvent pas souhaité car il peut nécessiter des mesures de protection du bâti à proximité des cours d'eau renaturés ou une modification des pratiques agricoles à la suite d'un changement du régime hydrique des sols. À proximité de sites pollués, une restauration de la connectivité peut également poser des problèmes de remobilisation de polluants dans le sol alluvial. En revanche, l'élévation du niveau de la nappe est recherchée dans le cadre d'un projet de renaturation visant à restaurer la dynamique des plaines alluviales humides.

Le cas des vallées alpines

Dans les vallées alpines [Fig. II.2.6](#), il convient de souligner que la dynamique de la nappe n'est pas uniquement conditionnée par le cours d'eau principal mais également par les pentes adjacentes et par les affluents latéraux qui traversent la plaine. Ces affluents peuvent avoir un régime hydrologique différent du cours d'eau principal, notamment si les bassins versants montrent de grandes différences d'altitude ou si des dérivations ou retenues d'eau conséquentes existent à l'amont. Dans les petits bassins versants de montagne (ordre de grandeur 10 à 100 km²), l'eau souterraine ne provient pas des grands aquifères, mais des pentes et des structures géomorphologiques associées comme les talus d'éboulis et les marges proglaciaires. Le rôle de l'eau souterraine dans le soutien d'étiage de ces petits bassins versants a longtemps été sous-estimé et sous-étudié ^[17] en faveur de l'étude du rôle de la fonte de neige et de la glace.

Fig. II.2.6 La plaine de l'Inn à Bever, bel exemple de renaturation d'une plaine alluviale de montagne ^[16].

Photo prise le 28 octobre 2016 par H. Böhler & F. Bertschinger, © Ex-Press/OFEV



Espaces réservés aux cours d'eau

L'espace réservé au cours d'eau (Loi sur la protection des Eaux, LEaux, art. 36a ^[14]) doit lui assurer son fonctionnement naturel, ce qui inclut une bonne connectivité avec les eaux souterraines afin de favoriser l'autoépuration des eaux, le renouvellement des eaux souterraines et la connectivité des biotopes. Malgré ce principe de base, la loi n'énonce pas d'exigence explicite dans ce domaine.

Interaction avec la production d'eau potable

La restauration de la connectivité de la nappe avec l'eau souterraine améliore la fonction d'autorégulation de la qualité de l'eau de la rivière et de l'eau souterraine. La renaturation est donc généralement considérée comme bénéfique pour la qualité de l'eau de l'écosystème dans son ensemble. Elle peut cependant présenter un risque de pollution ponctuelle pour l'eau potable si celle-ci est produite à proximité immédiate. En Suisse, environ 40 % de l'eau potable provient de captages d'eau souterraine. Ces captages se situent pour la majeure partie dans des aquifères alluviaux à proximité de cours d'eaux du Plateau et des vallées alpines. Ces nappes, souvent très productives, sont en échange étroit avec les eaux de surface des cours d'eau. Les eaux captées contiennent de l'eau qui a récemment exfiltré de la rivière, une eau également appelée filtrat de rive. La qualité du filtrat dépend i) de la durée d'écoulement entre le cours d'eau et le captage et ii) du degré d'épuration lors de la filtration à travers la subsurface.

Zones de protection pour l'eau potable

Afin de garantir une eau potable sûre, la législation prévoit des zones de protection des captages existants et futurs (art. 20 et 21 LEaux) qui tiennent compte de ces facteurs d'épuration de l'eau. Vu que ces captages ont généralement été aménagés après la rectification des cours d'eau ^[16], les périmètres de renaturation se trouvent aujourd'hui souvent dans des zones de protection de captages existants ou futurs (au sens des art. 20 et 21 LEaux), ce qui nécessite des mesures de précaution particulières. Ici, la renaturation représente un risque de pollution chimique ou microbiologique de l'eau potable, autant pendant la phase de construction (mobilisation de sédiments pollués, activités de chantier) qu'après avoir rétabli une connectivité plus naturelle entre l'eau souterraine et le cours d'eau. En cas de crue ou lors d'érosion du fond du lit et des berges, des polluants peuvent migrer plus rapidement vers l'eau souterraine qu'avant la renaturation, ce qui demande une attention particulière et une recherche de compromis dès les premières étapes d'un projet.

Tendances futures

Pour les projets de renaturation, il convient de tenir compte de deux tendances importantes (voir également Lanz, 2017 ^[16]) : d'une part, les changements climatiques

conduiront à des situations d'étiage estival a priori plus longues et plus intenses le long des cours d'eau du Plateau, ce qui pourra accentuer les problèmes de qualité de l'eau liés aux eaux usées (manque de dilution) ; d'autre part, les grandes stations d'épuration sont en cours d'assainissement afin de réduire la charge en micropolluants de leurs effluents, ce qui peut réduire leur impact sur la qualité des eaux des rivières situées à l'aval et de l'eau potable associée.

II.2.4 Renaturation en milieu urbain – l'exemple de la Wiese à Bâle

La canalisation des rivières en milieu urbain, combinée aux effets de l'urbanisation, entraîne des problèmes d'inondation, de pollution de l'eau et de perte d'habitats. Dans le cas de la rivière Wiese, près de sa confluence avec le Rhin à Bâle, les berges sont fixées depuis 150 ans afin d'empêcher la migration du chenal ^[5]. Un important objectif écologique de la renaturation était de rétablir la connexion des eaux de la Wiese avec le Rhin afin de restaurer l'habitat du saumon. La première phase de renaturation de la partie aval (terminé en 2018) avait donc pour but de rétablir la migration des poissons dans un environnement urbain densément construit. Dans la partie plus en amont, le périmètre de projet correspond à un parc paysager urbain transfrontalier, le Wiesenpark. Cette zone de 7 km² joue un rôle clé dans la production d'eau potable pour Bâle et les villes allemandes avoisinantes, partiellement par recharge artificielle de l'eau souterraine.

Une grande partie du périmètre de projet se trouve en zone S2 ^[18] de protection de l'eau souterraine, ce qui implique un cadre très strict concernant les travaux possibles.

Fig. II.2.7 Vue de l'état actuel de la Wiese à Bâle.

Photo : S. Aemisegger



La construction d'un nouveau lit de rivière qui permet un échange avec l'eau souterraine sans mettre en danger la qualité de l'eau a nécessité des études d'envergure, y compris un modèle physique ^[19] et des modèles numériques à haute résolution pour évaluer les risques liés aux interactions entre les eaux de surface et souterraines pour l'eau potable. L'expérience d'un premier tronçon de renaturation, finalisé en 1999 (Tierpark Lange Erle), a montré que la colmatation naturelle du lit ne peut pas se rétablir, notamment en raison du faible charriage. Le projet de lit de rivière retenu [Fig. II.2.7](#) implique l'excavation du lit complet : les sédiments seront triés, et la fraction fine enrichie en bentonite avant d'être remise en place. L'enrichissement en bentonite doit garantir une colmatation suffisante du fond du lit afin de protéger l'eau souterraine des éventuels polluants, notamment en cas de fortes pluies qui conduisent à l'apport d'eaux polluées et chargées bactériologiquement des régions amont. La fraction grossière sera utilisée pour former une nouvelle couche protectrice. Une colmatation complète est prévue ponctuellement.

La capacité du lit futur est projetée à 30 m³/s, ce qui correspond à un débit d'un temps de retour compris entre 1 et 2 ans. Le débordement vers les plaines inondables (servant à la production d'eau potable) se produira donc une à deux fois en deux ans et entraînera potentiellement la fermeture de quelques puits d'eau potable, ce qui est jugé acceptable par rapport à la situation actuelle (avec des fermetures plusieurs fois par année). Les travaux sont projetés sur 8-9 ans, ce qui permettra notamment de construire un tronçon test afin de valider les résultats obtenus sur des modèles. La durée des travaux est également rallongée par les contraintes de chantier liées aux travaux en zone de protection de l'eau souterraine.

Bibliographie du sous-chapitre II.2

- [1] Brunner, P., Hunkeler, D., Schälchli, U., Zimmermann, S., 2023, « Grundlagen der Fluss-Grundwasser-Interaktionen », *Wasser Energie Luft*, 115(2), p. 109-116.
- [2] Woessner, W.W., Poeter, E.P., 2020, *Hydrogeologic Properties of Earth Materials and Principles of Groundwater Flow*, The Groundwater Project, <https://doi.org/10.21083/978-1-7770541-2-0>.
- [3] Huggenberger, P., Epting, J., Affolter, A., Butscher, C., Fäh, D., Gechter, D., Konz, M., Page, R.M., Regli, C., Romanov, D., Scheidler, S., Zechner, E., Zidane, A., 2011, « Examples and Case Studies » in *Urban Geology: Process-Oriented Concepts for Adaptive and Integrated Resource Management*, Huggenberger, P., Epting, J. (éd.), Springer, p. 95-191, Bâle.
- [4] Schirmer, M., Luster, J., Linde, N., Perona, P., Mitchell, E. A., Barry, D. A., Hollender, J., Cirpka, O. A., Schneider, P., Vogt, T., Radny, D., Durisch-Kaiser, E., 2014, « Morphological, hydrological, biogeochemical and ecological changes and challenges in river restoration - the Thur River case study », *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18(6), p. 2449-2462, <https://doi.org/10.5194/hess-18-2449-2014>.
- [5] Blanc, T., Brunner, P., Hunkeler, D., Roques, C., Kobierska, F., Schälchli, U., Rast, A., Di Gioia, E., Zimmermann, S., 2023, « Grundwasser und Wasserbau – Ergebnisse einer Analyse von Wasserbauprojekten in der Schweiz », *Wasser Energie Luft*, 115(4), p. 260-270.
- [6] Kalbus, E., Reinstorf, F., Schirmer, M., 2006, « Measuring methods for groundwater - surface water interactions: a review », *Hydrology and Earth System Sciences*, 10(6), p. 873-887, <https://doi.org/10.5194/hess-10-873-2006>.
- [7] Sinreich, M., Kozel, R., Greber, E., 2023, « Grundwasserkörper der Schweiz », *Aqua & Gas*, 6, p. 44-52.
- [8] Binley, A., Hubbard, S. S., Huisman, J. A., Revil, A., Robinson, D. A., Singha, K., Slater, L. D., 2015, « The emergence of hydrogeophysics for improved understanding of subsurface processes over multiple scales », *Water Resources Research*, 51(6), p. 3837-3866, <https://doi.org/10.1002/2015WR017016>.
- [9] Sinreich, M., Helg, U., 2016, « Neue Daten zum Schweizer Grundwasser » [Nouvelles données sur les eaux souterraines suisses], *GeoPanorama*, 3/16, p. 19-22.
- [10] Müller, T., Lane, S. N., Schaeffli, B., 2022, « Towards a hydrogeo-morphological understanding of proglacial catchments: an assessment of groundwater storage and release in an Alpine catchment », *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 26(23), p. 6029-6054, <https://doi.org/10.5194/hess-26-6029-2022>.
- [11] Vogt, T., Hoehn, E., Schneider, P., Freund, A., Schirmer, M., Cirpka, O. A., 2010, « Fluctuations of electrical conductivity as a natural tracer for bank filtration in a losing stream », *Advances in Water Resources*, 33(11), p. 1296-1308, <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.02.007>.
- [12] Schilling, O. S., Parajuli, A., Tremblay Otis, C., Müller, T. U., Antolinez Quijano, W., Tremblay, Y., Brennwald, M. S., Nadeau, D. F., Jutras, S., Kipfer, R., Therrien, R., 2021, « Quantifying Groundwater Recharge Dynamics and Unsaturated Zone Processes in Snow-Dominated Catchments via On-Site Dissolved Gas Analysis », *Water Resources Research*, 57(2), p. e2020WR028479, <https://doi.org/10.1029/2020WR028479>.
- [13] Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009, *Hydrologie 2 - Une science pour l'ingénieur*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, p. 289-338.
- [14] Confédération, 1991, RS 814.20, Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) du 24 janvier 1991.
- [15] Plattform Renaturierung, 2017, *Un bel exemple de revitalisation sur l'Inn*, disponible sur <https://plattform-renaturierung.ch/fr/revitalisation/exemple-de-cas/exemples-revitalisation/inn-bever-gr/> (dernier accès 08.06.2026).
- [16] Lanz, K., 2017, « Protection des eaux – approvisionnement en eau - conflits d'intérêts relatifs aux revitalisations », in *Collection de fiches d'information - Conflits d'intérêts dans le cadre de la gestion de l'eau*, WasserAgenda21, Dübendorf, disponible sur <https://wa21.ch/fr/themes/gestion-par-bassin-versant-2/fiches-dinformation> (dernier accès 08.06.2026).
- [17] Hayashi, M., 2020, « Alpine Hydrogeology: The Critical Role of Groundwater in Sourcing the Headwaters of the World », *Groundwater*, 58(4), p. 498-510, <https://doi.org/10.1111/gwat.12965>.
- [18] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, 2004, *Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines*, L'environnement pratique, Berne, p. 141.
- [19] Venuleo, S., Unrau, S., Derungs, G., Lebrezn, H., 2024, « Physikalische Modellierung des Geschiebetransports für „WieseVital“ », *Wasser, Energie, Luft*, 116(1), p. 58-65.

Pour aller plus loin

- Brunner, P., Therrien, R., Renard, P., Simmons, C. T., Franssen, H.-J. H., 2017, « Advances in understanding river-groundwater interactions », *Rev. Geophys.*, 55, p. 818-854, <https://doi.org/10.1002/2017RG000556>.
- Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, 2004, *Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines*, L'environnement pratique., Berne, p. 141, disponible sur <https://www.bafu.admin.ch/> (dernier accès 08.06.2026).
- DTAP, CDCA, OFEV, ARE, OFAG (éd.), 2024, *Espace réservé aux eaux, Guide modulaire pour la détermination et l'utilisation de l'espace réservé aux eaux en Suisse*, p. 91, <https://www.bpuk.ch/fr/dtap/documentation/notices-dinformation/guide-modulaire-espace-reserve-aux-eaux/> (dernier accès 08.06.2026).
- Sinreich, M., Darazs, O., Di Gioia, E., 2024, « Anfälligkeit genutzter Grundwasservorkommen gegenüber Trockenheit », *Aqua & Gas*.
- Tallaksen, L. M., 1995, « A review of baseflow recession analysis », *Journal of Hydrology*, 165, p. 349-370, [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)02540-R](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)02540-R).

Débits caractéristiques de la renaturation et courbe de débits classés

Tristan Brauchli et Bettina Schaefli

Afin de mener à bien une renaturation, un prérequis est de caractériser au mieux l'hydrologie à l'échelle du tronçon de cours d'eau. Le débit liquide d'une rivière et ses variations au cours du temps (échelles journalière, saisonnière, voire climatique) déterminent de nombreux aspects de sa dynamique fluviale, de sa capacité de transport (cf. sous-chapitre III.2) et de la qualité de l'eau qui influencent fortement son écosystème. Le débit annuel ou mensuel moyen permet tout d'abord de quantifier la disponibilité en eau, que ce soit pour la nature ou les besoins anthropiques. Des connaissances détaillées des bas débits sont nécessaires pour anticiper les effets sur la température de l'eau en situation d'étiage. À l'inverse, les hauts débits vont être importants pour quantifier le débit solide qui influence la morphologie du cours d'eau. La variation du débit au cours de l'année est déterminant pour l'écosystème benthique, dont l'étendue spatiale, la qualité et la dynamique temporelle dépendent grandement. Enfin, en cas d'assainissement écologique d'un tronçon de cours d'eau, la détermination du débit résiduel lié à un prélèvement d'eau (hydroélectricité, irrigation, eau potable, etc.) est primordiale. En pratique, la renaturation fait intervenir un ensemble de débits caractéristiques qu'il est possible de déterminer directement sur la base de débits observés, ou indirectement sur la base des caractéristiques du bassin versant.

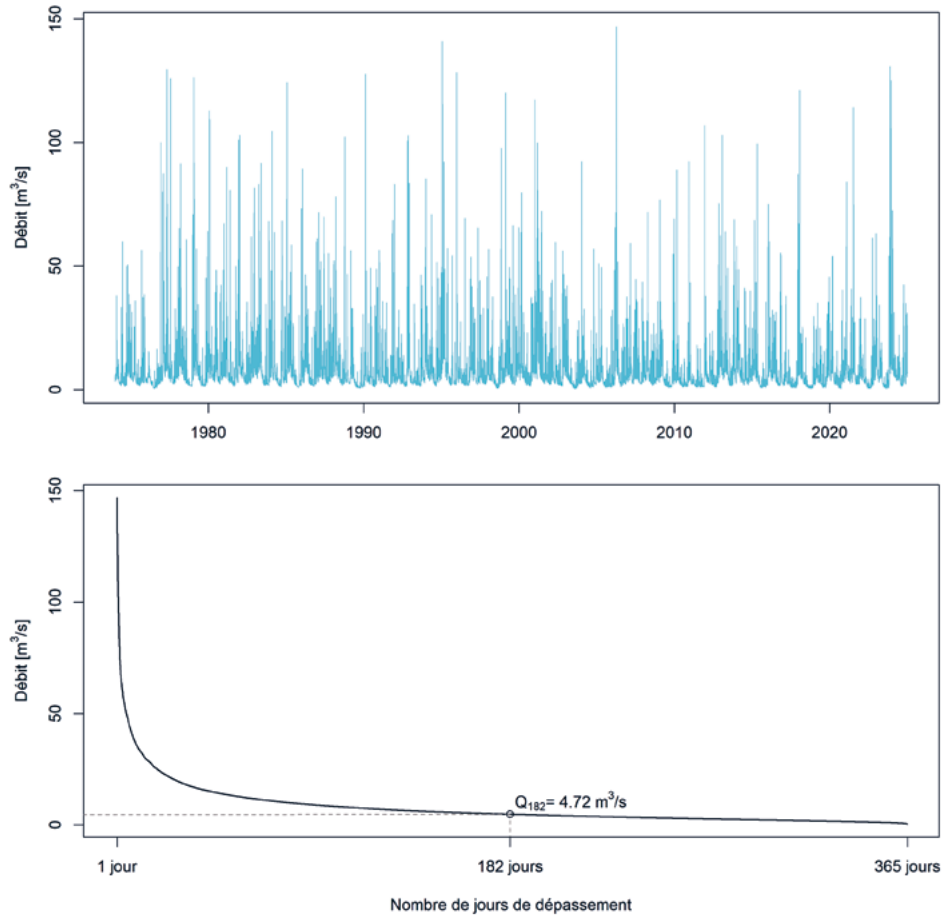
Ce sous-chapitre présente le concept de la *courbe de débits classés* ainsi que sa méthode de calcul. Les principaux débits caractéristiques utilisés pour la renaturation des cours d'eau seront ensuite introduits, ainsi que les méthodes existantes pour leur détermination. Des approches alternatives seront proposées lorsque les observations de débit font défaut ou ne constituent pas une archive assez longue. En dernier lieu, la question des incertitudes ainsi que l'impact des changements climatiques sur les débits caractéristiques seront abordés.

II.3.1 Courbe de débits classés

Définition

L'hydrogramme d'un cours d'eau à un endroit donné [Fig. II.3.1](#) décrit sa dynamique : il montre la vitesse de réaction aux événements de pluie ou de fonte ainsi que la vitesse de décrue (récession). Il est néanmoins difficile de l'interpréter directement et d'en tirer des grandeurs exploitables. Pour ce faire, il convient d'analyser la distribution

Fig. II.3.1 En haut, hydrogramme de la Broye à Payerne entre 1974 et 2024. En bas, courbe de débits classés calculée sur la même période. Le débit médian Q_{182} est indiqué. Source des données: OFEV



statistique de la série de débits. La *courbe de débits classés* est une représentation statistique simple et robuste du comportement hydrologique d'un cours d'eau. Comme illustré à la figure II.3.1, elle indique en abscisse le nombre de jours au cours de l'année (ou le pourcentage du temps) durant lequel un débit (en ordonnée) est atteint ou dépassé ^[1].

En statistique, on peut calculer la fonction de distribution cumulative de la variable ainsi :

$$F_X(x) = P(X \leq x) \quad (1)$$

où $P(X \leq x)$ est la probabilité que la variable X soit inférieure ou égale à x .

Ici, on souhaite calculer la probabilité complémentaire $P(X \geq x)$, c'est-à-dire la probabilité que la variable X soit supérieure ou égale à x , et ce pour différentes valeurs de x . D'un point de vue statistique, il s'agit de la fonction de distribution cumulative complémentaire $F_X^*(x)$ définie ainsi :

$$F_X^*(x) = P(X \geq x) = 1 - F_X(x) \quad (2)$$

La courbe de débits classés n'est rien d'autre que la fonction de distribution cumulative complémentaire estimée à partir d'une série temporelle de débits. Il est ainsi possible de connaître sa distribution empirique et de calculer différentes grandeurs statistiques qui la caractérisent.

La courbe de débits classés est utilisée pour de nombreuses applications en gestion de l'eau [5]. Elle permet de déterminer certains débits caractéristiques comme le débit médian Q_{182} , celui d'étiage Q_{347} ou tout autre percentile utile. Ces débits caractéristiques sont présentés dans la section II.3.2. La courbe de débits classés est aussi utilisée pour caractériser la capacité de transport solide annuelle d'un cours d'eau. Il est en effet possible de délimiter sur cette courbe une gamme de débits pour laquelle du transport solide a lieu en fonction des caractéristiques géomorphologiques du cours d'eau et de son bassin versant.

Méthode de calcul

En pratique, la méthode de calcul de la courbe de débits classés est la suivante :

1. Calculer le nombre de données n d'une série de débits Q_k ($k = 1, \dots, n$) à pas de temps constant.
2. Classer les données de débits par ordre décroissant.
3. Attribuer à chaque valeur un rang r croissant de 1 à n .
4. Calculer la fréquence empirique de non-dépassement, $F_{\text{emp}}(Q_k)$ (comprise entre 0 et 1) de chaque débit :

$$F_{\text{emp}}(Q_k) = \frac{r(Q_k)}{n} \quad (3)$$

5. Calculer la fréquence de dépassement associée qui est simplement le complément à 1, $1 - F_{\text{emp}}(Q_k)$, et la multiplier par 365 pour obtenir la durée de dépassement en jours ou par 100 pour obtenir un pourcentage.
6. Tracer un graphique avec la fréquence de dépassement obtenue en abscisse et le débit en ordonnée.

Deux méthodes d'estimation sont principalement utilisées pour le calcul de la courbe de débits classés [2]. La méthode globale calcule la courbe de débits classés en utilisant toute la série de débits à disposition. Cette méthode est celle recommandée en Suisse par la Confédération pour le calcul du débit d'étiage Q_{347} [3, 4]. La série ne doit pas présenter de changement évident comme après la construction d'une retenue, par exemple. Dans ce cas, il conviendrait d'enlever cette influence ou de réduire la longueur de la série à une période représentative (voir [3]). La seconde méthode, dite de la moyenne ou de la médiane [2], propose de calculer une courbe de débits classés par année hydrologique. La courbe de débits classés générale sera ensuite obtenue en calculant la moyenne ou la médiane des courbes annuelles. Cette méthode permet de visualiser la variabilité interannuelle des débits et d'estimer un intervalle de confiance [2]. Il est important de garder à l'esprit que les deux méthodes ne donnent pas des résultats strictement équivalents. Pour une fréquence donnée, la moyenne ou la médiane des courbes de débits classés annuels ne correspond pas à la valeur de la courbe des débits classés calculée sur une longue période. Chaque méthode a ses avantages et ses inconvénients et le choix doit se faire au cas par cas. En Suisse, la méthode globale est néanmoins plus répandue du fait de son utilisation pour la détermination des débits d'étiage (voir section II.3.2).

II.3.2 Identification des débits caractéristiques

Chaque spécialiste impliqué dans un projet de renaturation aura besoin de variables propres à sa discipline. Bien qu'il soit difficile de dresser une liste exhaustive, le but de cette section est de lister les débits caractéristiques les plus utilisés dans la pratique.

Débit annuel moyen

Le *débit annuel moyen* MQ est utilisé pour caractériser la moyenne interannuelle des débits d'un cours d'eau [6]. Il est calculé ainsi :

$$MQ := \overline{Q_k} = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n Q_k \quad (4)$$

Module

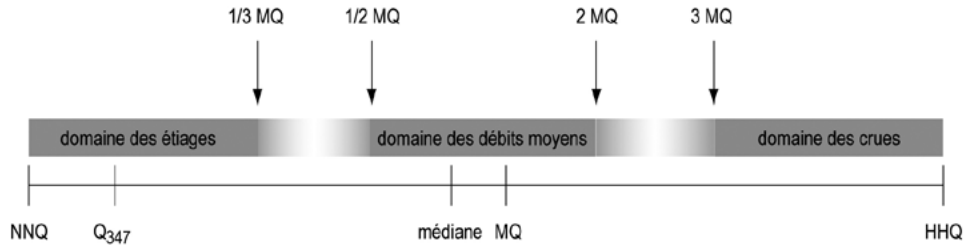
Terme (surtout utilisé en France) qui désigne une moyenne interannuelle. Le module annuel de débit désigne la moyenne interannuelle, ce qui équivaut au débit annuel moyen. De même, le terme module pluviométrique (annuel ou mensuel) est utilisé. Dans un contexte international, il est conseillé de favoriser des termes plus explicites comme « débit mensuel moyen ».

où n correspond au nombre de mesures et Q_k au débit journalier ou horaire moyen selon les données à disposition. Il est important de considérer des séries annuelles couvrant des années hydrologiques complètes (cf. section II.1.1).

La méthode « Hydrologie - régime d'écoulement » (HYDMOD-R) [6] de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) propose de caractériser de manière simple l'hydrologie d'un cours d'eau Fig. II.3.2. Sur la base du débit annuel moyen MQ , il est possible de délimiter les trois grands domaines suivants : étiages, débits moyens et crues. À noter que le débit NNQ correspond au débit le plus bas mesuré et HHQ au débit le plus haut mesuré pendant une longue période. Le débit Q_{347} correspond au débit d'étiage qui sera défini ci-après.

Fig. II.3.2 Délimitation du domaine des étiages, des débits moyens et des crues, basée sur le débit annuel moyen MQ .

Source : OFEV [6], reproduit avec l'accord de l'auteur



Débit mensuel moyen

Le *débit mensuel moyen* MMQ_i représente la moyenne interannuelle des débits moyens d'un mois donné i :

$$MMQ_i := \frac{1}{n_i} \sum_{\forall k \in i} Q_k \quad (5)$$

où n_i correspond au nombre de valeurs mesurées pendant tous les mois i de la période d'observation.

Débit saisonnier moyen

On trouve aussi dans la littérature le débit saisonnier moyen. Ce débit est calculé comme le débit mensuel moyen mais en considérant en général les trois mois des saisons météorologiques. Celles-ci sont définies comme suit :

- hiver : décembre-janvier-février (DJF) ;
- printemps : mars-avril-mai (MAM) ;
- été : juin-juillet-août (JJA) ;
- automne : septembre-octobre-novembre (SON).

Les termes débit estival (en Suisse : avril à septembre) ou hivernal (octobre à mars) sont plus rarement utilisés. Cette définition est néanmoins plus arbitraire et dépend de la définition de l'année hydrologique (cf. section II.1.1).

Débit médian Q_{182}

Un débit caractéristique de la renaturation est le *débit médian*, aussi appelé Q_{182} en référence au nombre de jours où le débit est atteint ou dépassé au cours d'une année. Ce débit médian peut être calculé en utilisant une série de débits classés du plus grand au plus petit :

$$Q_{182} = \begin{cases} Q_{\text{classé}} \left[\frac{n+1}{2} \right], & \text{si } n \text{ est impair} \\ \frac{Q_{\text{classé}} \left[\frac{n}{2} \right] + Q_{\text{classé}} \left[\frac{n}{2} + 1 \right]}{2}, & \text{si } n \text{ est pair} \end{cases} \quad (6)$$

où n correspond au nombre de valeurs classées et $Q_{\text{classé}} [n]$ à la $n^{\text{ième}}$ valeur de la série. Il est également possible de déterminer graphiquement le débit médian à l'aide de la courbe des débits classés [Fig. II.3.1](#).

Le débit médian est par exemple utilisé, dans le cadre des mesures d'assainissement des éclusées, pour définir l'état de référence d'un cours d'eau et sert à calculer la superficie des habitats benthiques ^[7]. Le débit médian doit être calculé sur une série d'observations représentative du régime naturel (c.-à-d. non influencé) du cours d'eau.

Débit d'étiage Q_{347}

Le débit caractéristique permettant de quantifier les étiages en Suisse est le débit Q_{347} . Il est défini à l'art. 4, al. h de la Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) ^[8] comme suit :

« *débit Q_{347} : le débit d'un cours d'eau atteint ou dépassé pendant 347 jours par année, dont la moyenne est calculée sur une période de dix ans et qui n'est pas influencé sensiblement par des retenues, des prélèvements ou des apports d'eau.* »

Il s'agit donc du débit qui est atteint ou dépassé 347 jours sur 365, ce qui correspond au percentile 95 % d'un point de vue statistique. On rencontre d'ailleurs parfois la notation $Q_{95\%}$. Le débit Q_{347} sert également à définir le caractère permanent d'un cours d'eau (LEaux, art. 4, al. i) :

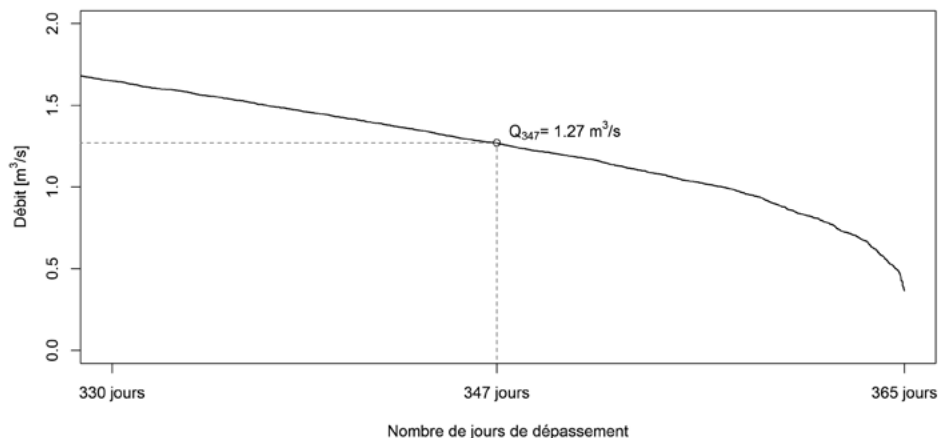
« *Débit permanent : un débit Q_{347} supérieur à zéro* »

Le débit Q_{347} peut être déterminé en calculant le percentile 95 % de la série de données ou déterminé graphiquement sur la courbe des débits classés [Fig. II.3.3](#).

Dans le cadre d'un prélèvement d'eau dans un cours d'eau, ces deux débits sont utilisés dans la LEaux pour définir la nécessité d'une autorisation de prélèvement ainsi que le débit résiduel minimal qu'il convient de laisser dans le cours d'eau (voir section II.2.2 et chapitre IX).

Fig. II.3.3 Débit d'étiage Q_{347} tiré de la courbe de débits classés de la Broye à Payerne (période 1974-2024).

Source des données: OFEV



Coefficient de variation du Q_{347}

Le *coefficient de variation du débit d'étiage* $CV-Q_{347}$ permet de quantifier la variabilité interannuelle du débit Q_{347} . Il se calcule ainsi ^[6]:

$$CV-Q_{347} := \frac{s(Q_{347,j}) \cdot 100}{\sum_{j=1}^{n_a} Q_{347,j} / n_a} \quad (7)$$

où s correspond à l'écart-type des débits Q_{347} des différentes années et n_a est le nombre d'années à disposition.

Débit de fonctionnement d'une passe à poisson

Lorsque le projet de renaturation prévoit un rétablissement de la migration piscicole (par ex. contournement d'un obstacle), un ouvrage de migration artificiel peut être prévu. Pour garantir une migration efficace, un ouvrage artificiel de montaison devrait théoriquement fonctionner toute l'année (365 jours/an). En pratique, un fonctionnement de 300 jours/an minimal doit être garanti ^[9]. Afin de maximiser l'efficacité de l'ouvrage de migration, on privilégiera les débits moyens et on exclura les périodes d'étiage et de crue. Les poissons sont en effet moins actifs lorsque les conditions hydrologiques deviennent extrêmes. Le domaine de fonctionnement d'un tel ouvrage doit donc être garanti entre les débits Q_{30} et Q_{330} . Ces débits de dimensionnement de l'ouvrage peuvent être déterminés à l'aide de la courbe de débits classés (voir II.3.1).

Crue annuelle moyenne

La *crue annuelle moyenne MHQ* correspond à la moyenne arithmétique des débits journaliers maximums annuels :

$$MHQ := \frac{1}{n_a} \sum_{j=1}^{n_a} Q_{d \max j} \quad (8)$$

où n_a correspond au nombre d'années et $Q_{d \max j}$ au débit journalier maximal d'une année j donnée.

Il est important de noter que cette méthode de détermination de la crue annuelle moyenne est simplificatrice. Des méthodes plus robustes de détermination des débits de crue pour un temps de retour donné sont présentées en détail dans la section II.4.3.

Valeur seuil de crue (pour le transport solide)

Sur la base de la crue annuelle moyenne *MHQ*, il est possible de définir la *valeur seuil de crue* Q^* qui fournit une estimation du débit à partir duquel on suppose du transport solide et une modification du lit à l'état naturel ^[6] :

$$Q^* = 0,6 \cdot MHQ \quad (9)$$

En pratique, le transport solide dépend fortement de la hauteur d'eau dans la rivière, elle-même dépendante de la morphologie. La valeur seuil de crue devra donc être ajustée par des observations sur le terrain.

Débit morphogène

Il n'existe pas de définition stricte du *débit morphogène*. L'OFEV utilise par exemple les principes suivants pour le définir ^[10] :

«Le débit morphogène est suffisamment élevé pour provoquer des remaniements morphologiques conséquents. Il est atteint dans le cas de crues de petite à moyenne envergure s'écoulant dans le lit du cours d'eau.»

«Le débit morphogène se manifeste à une fréquence telle que les surfaces morphologiquement actives n'ont pas le temps de se recouvrir de végétation (boisements) et donc de se stabiliser.»

Le débit morphogène a un effet important sur la morphologie naturelle du cours d'eau et correspond plus ou moins au débit qui atteint le plein bord dans le lit naturel ^[10]. Il varie en fonction du style fluvial. Dans la pratique, Paccaud et al. ^[11] recommande de prendre la crue de temps de retour 2 ans, HQ_2 (voir la section VI.2.2), pour les lits à méandres et celle de temps de retour 5 ans, HQ_5 , pour les lits ramifiés. Pour les torrents à forte pente, le débit morphogène peut atteindre la crue décennale (HQ_{10}).

Débit de plein bord

Désigne le débit qui est atteint quand la rivière commence à déborder du lit mineur.

II.3.3 Méthodes recommandées

En général, on cherche à calculer des valeurs moyennes. Cela implique de disposer de séries de mesures suffisamment longues afin de garantir une certaine représentativité et de fournir ainsi des résultats robustes. L'Organisation mondiale de météorologie (OMM) préconise une période climatologique standard de 30 ans ^[12], durée qui est reprise en Suisse par l'OFEV pour le calcul de ses normes. En pratique, il est rare de disposer d'un tel historique à l'endroit d'un projet de renaturation, ce qui nécessite d'utiliser des séries plus courtes. Des mesures ponctuelles, ou sur quelques mois, voire années, peuvent apporter une information pertinente et être valorisées, par ex. en étant combinées avec des méthodes alternatives telles que la régionalisation ou la modélisation pluie-débit ^[13].

Sont présentées ici les différentes méthodes disponibles pour caractériser de manière robuste l'hydrologie d'un cours d'eau, allant du cas idéal où des mesures sont disponibles au bassin versant non jaugé sans aucune donnée.

Mesures de débit disponibles

Le calcul de la courbe de débits classés et des débits caractéristiques présentés nécessite de disposer d'une série de mesures de bonne qualité et suffisamment longue à proximité immédiate du projet. La période d'observation minimale dépend des variables d'intérêt. En Suisse, les recommandations suivantes sont données ^[6]:

- période d'observation d'au minimum 5 ans pour déterminer les débits moyens ;
- période d'observation d'au minimum 8-10 ans pour déterminer les variables liées aux crues et étiages.

La résolution temporelle des mesures est également importante. Le calcul des débits moyens peut se faire avec des moyennes journalières, alors que le calcul des crues bénéficiera grandement de données à pas de temps horaire ou infra-horaire (voir le sous-chapitre II.4).

Les mesures nécessaires varient donc fortement selon le but de l'étude menée. Lorsque les conditions énumérées précédemment sont remplies, il est possible de calculer les débits caractéristiques et la courbe des débits classés directement sur la base des mesures de débits.

Reconstruction

Il arrive que des observations soient disponibles sur un cours d'eau mais que le débit mesuré soit influencé par les activités anthropiques (prélèvement d'eau à l'amont, retenue, turbinage, etc.). Afin d'estimer le débit naturel ou non influencé du cours d'eau, il est possible, dans certains cas, de mener à bien une reconstruction. Cela nécessite de connaître ou d'estimer la série temporelle qui influence la mesure à l'amont. Une reconstruction est relativement aisée lorsque le prélèvement est constant mais devient difficile en cas de prélèvements ou d'apports intermittents (turbinage, dérivation) ou en présence d'influences combinées. En effet, les activités anthropiques

engendrent des transferts d'eau potentiellement complexes entre bassins versants dont il faut tenir compte. La reconstruction d'une série nécessite donc une certaine expertise afin de fournir un résultat probant.

Interpolation/extrapolation

On dispose fréquemment de données sur le même cours d'eau (à l'amont ou à l'aval) mais pas nécessairement à l'endroit du projet. Pour autant que la station hydrométrique soit représentative du tronçon étudié, il est possible d'interpoler ou d'extrapoler la mesure en tenant compte du ratio des surfaces. La formule générale pour les débits caractéristiques MQ , MHQ et Q_{347} est la suivante ^[6]:

$$X = X_{\text{Ref}} \cdot \left(\frac{A}{A_{\text{Ref}}} \right)^{\alpha} \quad (10)$$

où X est la variable d'intérêt à l'endroit du projet, X_{Ref} cette même variable à la station hydrométrique de référence, A la surface du bassin versant à l'emplacement du projet [km^2], A_{Ref} la surface du bassin versant de référence [km^2] et α un coefficient qui vaut 1 pour HQ et Q_{347} et 0,7 pour MHQ .

On se limitera en général à un ratio des surfaces allant de 30 % à 250 % ^[6]. Il est également possible de combiner plusieurs stations hydrométriques dans le calcul ^[6].

La question de la représentativité de la station de mesure de référence est particulièrement importante. On raisonne généralement en termes de régime hydrologique, de caractéristiques hydrométéorologiques (précipitation, température) et physiographiques (géologie, topographie, utilisation du sol) du bassin versant. En étant particulièrement attentif à ces paramètres de similitude, il est également possible d'utiliser les observations d'un bassin versant situé à proximité de la zone d'étude. Cette démarche requiert donc également une certaine expertise.

Régionalisation

Lorsqu'aucune mesure n'est disponible à l'endroit du projet, il est possible d'utiliser des méthodes de régionalisation. Celles-ci sont basées sur des analyses statistiques qui permettent de transférer spatialement l'information hydrologique d'un bassin versant à un autre. Il s'agit plutôt d'une estimation du comportement hydrologique attendu. En Suisse, la méthode de régionalisation la plus utilisée est celle du régime hydrologique ^[14] (voir section II.1.2). Elle permet d'estimer la plupart des débits caractéristiques vus précédemment en fonction du type de régime et de la surface du bassin versant ^[6]. Une estimation du débit annuel moyen MQ peut être obtenue comme suit:

$$\widehat{MQ} = M_{q_{\text{régime}}} \cdot A \quad (11)$$

où $M_{q_{\text{régime}}}$ est le débit annuel moyen spécifique [l/s/km^2] correspondant au type de régime du bassin versant étudié et A est la surface du bassin versant [km^2]

à l'emplacement du projet. La détermination des autres débits caractéristiques repose en grande partie sur le débit annuel moyen. Il existe également un débit d'étiage spécifique pour la détermination du Q_{347} . Les méthodes détaillées sont disponibles dans la littérature [6].

Modélisation pluie-débit

Une solution alternative à la régionalisation consiste à utiliser un modèle hydrologique. Un tel modèle permet de simuler numériquement le comportement hydrologique d'un cours d'eau sur la base de données météorologiques en entrée (pluie, température, évapotranspiration potentielle). La mise en place d'un tel modèle nécessite de passer par différentes étapes allant du choix du modèle, de la préparation des données spécifiques au cas d'étude, au calage des paramètres jusqu'à l'évaluation des résultats (la capacité à reproduire des débits observés). Une modélisation permet de valoriser une série de mesures de débit relativement courte ou des observations ponctuelles, et ensuite de fournir une estimation des débits sur une plus longue période (selon la disponibilité des observations météorologiques nécessaires en entrée du modèle).

Pour la Suisse, l'OFEV met à disposition les résultats d'une modélisation menée pour l'ensemble du territoire sur la période 1981-2010 pour les cours d'eau allant de 3 km² à 500 km² [15], ainsi que sous forme de grille de 500 × 500 m [16]. Il est donc possible d'estimer le débit annuel moyen et les débits mensuels moyens sur la base de ces données en tenant compte de la surface du bassin versant étudié.

II.3.4 Incertitudes, analyse de sensibilité et changements climatiques

Incertitude des mesures

Les mesures de débit sont entachées d'incertitudes inhérentes à toute observation [17]. Bien qu'une estimation de l'incertitude dépasse le cadre de cet ouvrage, il est important de garder en tête que les incertitudes des données d'entrée se retrouveront dans les indicateurs calculés. Il est donc recommandé d'estimer les incertitudes des mesures, notamment si elles ne proviennent pas d'un service hydrométrique reconnu. Une indication de l'incertitude peut servir lors d'une analyse de sensibilité ou lors d'une analyse de variante d'un projet. Il est important de noter que les incertitudes sont généralement les plus importantes pour les débits de crue ainsi que pour les étiages.

Validation/analyse de sensibilité

Lorsque les périodes d'observation sont plus courtes que les recommandations données précédemment, il est possible de calculer les débits caractéristiques et de les valider à l'aide d'une ou plusieurs méthodes alternatives [6]. Il est ainsi possible de consolider le résultat fourni en combinant différentes méthodes et en écartant potentiellement un résultat aberrant.

Lors de l'utilisation de méthodes alternatives (interpolation, régionalisation, modélisation), il est recommandé de mener à bien une analyse de sensibilité afin de connaître la robustesse des résultats [6]. En effet, ces méthodes ont été développées

pour des conditions définies qui peuvent différer du bassin versant étudié (taille, processus hydrologiques). L'idée générale est de faire varier les paramètres d'entrée afin de quantifier l'impact sur les résultats fournis et avoir ainsi une estimation de l'incertitude attendue.

Impact des changements climatiques

Les débits caractéristiques décrivent les processus hydrologiques moyens des cours d'eau, en faisant l'hypothèse que ceux-ci sont stationnaires. Comme discuté dans les autres sous-chapitres, les changements climatiques rendent cette hypothèse caduque. On observe déjà une tendance claire dans l'évolution du débit des rivières et de la température de l'eau depuis le milieu du XX^e siècle ^[18] et donc du régime hydrologique ^[19]. Étant donné la durée de vie des projets de renaturation, il convient de tenir compte de ces évolutions dans la détermination des débits caractéristiques, par exemple en prenant des marges selon les changements attendus. Cela permettra d'augmenter la résilience des projets de renaturation face aux changements climatiques.

Bibliographie du sous-chapitre II.3

- [1] Vogel, R. M., Fennessey, N. M., 1994, «Flow-Duration Curves. I: New Interpretation and Confidence Intervals», *Journal of Water Resources Planning and Management*, 120(4), p. 485-504.
- [2] Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009, *Hydrologie 2 - Une science pour l'ingénieur*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, p. 289-338.
- [3] Aschwanden, H., 1992, *Die Niedrigwasserabflussmenge Q347 - Bestimmung und Abschätzung in alpinen schweizerischen Einzugsgebieten, Eine Arbeitsanleitung*, Communications du Service hydrologique et géologique national, n° 18, Berne.
- [4] Aschwanden, H., Kan, C., 1999, *Débit d'étiage Q347 – État de la question*, Communications du Service hydrologique et géologique national, n° 27, Berne.
- [5] Vogel, R. M., Fennessey, N. M., 1995, «Flow duration curves II: a review of applications in water resources planning», *Water Resources Bulletin*, 31(6), p. 1029-1039.
- [6] Pfandl M. *et al.*, 2011, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, Hydrologie – régime d'écoulement niveau R (région)*, in L'environnement pratique n° 1107, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [7] Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurverra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K., 2017, *Éclusées – Mesures d'assainissement, Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux*, in L'environnement pratique n° 1701, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [8] Confédération, 1991, RS 814.20, Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) du 24 janvier 1991.
- [9] Hefti, D., 2012, *Aide à l'exécution, Migration du poisson vers l'amont et vers l'aval à la hauteur des ouvrages hydroélectriques, Check-list Best practice*, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [10] Office fédéral de l'environnement, 2023, *Détermination de la largeur naturelle du fond du lit des cours d'eau*.
- [11] Paccaud, G., Roulier, C., 2016, *Espace nécessaire aux grands cours d'eau de Suisse*, Service conseil Zones alluviales, Yverdon.
- [12] Organisation météorologique mondiale (OMM), 2017, *Directives de l'OMM pour le calcul des normales climatiques*, Rapport technique, n° 1203.
- [13] Seibert, J., Clerc-Schwarzenbach, F. M., van Meerveld, H. J., 2024, «Getting your money's worth: Testing the value of data for hydrological model calibration», *Hydrological Processes*, 38(2), e15094 <https://doi.org/10.1002/hyp.15094>.
- [14] Aschwanden, H., Weingartner, R., 1985, *Die Abflussregimes der Schweiz*, Publikation Gewässerkunde, n° 65, Berne.
- [15] Office fédéral de l'environnement, 2013, *Documentation sur le jeu de données MQ-GWN-CH*, Division Eaux, Berne.
- [16] Pfandl M., Zappa M., 2006, «Die mittleren Abflüsse über die ganze Schweiz. Ein optimierter Datensatz im 500 x 500 m Raster», *Wasser, Energie, Luft*, Heft 4/2006, p. 291-298.
- [17] Di Baldassarre, G., Montanari, A., 2009, «Uncertainty in river discharge observations: a quantitative analysis», *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 13, n° 6, p. 913-921.
- [18] Michel, A., Brauchli, T., Lehning, M., Schaepli, B., Huwald, H., 2020, «Stream temperature and discharge evolution in Switzerland over the last 50 years: annual and seasonal behaviour», *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 24, p. 115-142, <https://doi.org/10.5194/hess-24-115-2020>, 2020.
- [19] Weingartner R., 2018, *Veränderungen der Abflussregimes der Schweiz in den letzten 150 Jahren*, rapport commandé par l'Office fédéral de l'environnement dans le cadre du thème «Hydrologische Grundlagen zum Klimawandel» du National Centre for Climate Services (NSSC), Berne, p. 76.

Extrêmes hydrologiques : enjeux pour la renaturation

Bettina Schaefli et Tristan Brauchli,
avec la collaboration de Ueli Ammann (illustrations)

La renaturation a pour but de concilier protection contre les crues et fonctions écologiques fondamentales des rivières. Il s'agit d'une démarche intégrée où la dynamique fluviale est prise en compte dans sa globalité, ce qui implique de comprendre les processus hydrologiques liés aux extrêmes – crues et étiages. Pour proposer des mesures de gestion des crues, il faut pouvoir quantifier les crues exceptionnelles (temps de retour 100 ans et plus). Cette quantification permet d'évaluer les aléas et de proposer des mesures d'aménagement cohérentes avec les enjeux de sécurité. La connaissance des conditions d'étiage – périodes de très basses eaux – est essentielle pour anticiper les effets sur la qualité de l'eau, la perte d'habitat et le stress thermique potentiel pour la faune. Ce sous-chapitre présente les notions essentielles liées à ces extrêmes hydrologiques ainsi que les principales méthodes permettant leur évaluation. S'agissant d'événements rares, l'analyse d'extrêmes hydrologiques se heurte cependant à un défi majeur : le manque de données observées, en particulier pour les petits cours d'eau ou les bassins peu instrumentés. Nous proposons quelques pistes en l'absence de données, qu'il s'agisse d'extrapolations, d'analyses régionales ou de l'utilisation de mesures ponctuelles collectées dans le cadre d'un projet.

La renaturation rétablit les fonctions naturelles d'un cours d'eau en le reconnectant avec sa zone inondable, l'eau souterraine et les milieux humides, ce qui d'une part augmente la résilience de l'écosystème face aux périodes de faibles et de forts débits, et d'autre part permet d'atténuer les crues en absorbant une partie des volumes d'eau excédentaires, ou de soutenir les étiages (cf. sous-chapitre II.1) en favorisant l'alimentation du cours d'eau par les nappes alluviales (cf. sous-chapitre II.2). Dans ce contexte, le dimensionnement d'un projet de renaturation doit se baser sur une estimation fiable des débits de crues que le cours d'eau doit être capable d'évacuer ou, au contraire, les plus faibles débits qui sont à attendre en période d'étiage. En plus de l'estimation des valeurs de débits caractéristiques à l'échelle du tronçon (section II.3.2), il convient également d'analyser les processus de génération d'écoulement qui conduisent à la formation de crues ou à des situations d'étiage, à l'échelle du réseau hydrographique et du bassin versant amont. Ceci permet d'identifier des mesures de gestion des débits à l'amont du périmètre de projet ou à l'échelle du bassin versant ^[1].

II.4.1 Crues et processus de génération

Les hautes eaux ou les crues sont le résultat de processus hydrologiques complexes, influencés par des facteurs météorologiques, hydrologiques, géomorphologiques et anthropiques à l'échelle du bassin versant (voir section II.2.1). Le temps de retour des crues – c'est-à-dire l'inverse de leur probabilité d'occurrence (voir section II.4.3) – est une donnée clé pour l'aménagement du territoire (protection contre les risques naturels), le dimensionnement des ouvrages et l'aménagement fluvial.

Plusieurs types de crues peuvent être distingués selon les mécanismes déclencheurs : les crues éclair, générées par des précipitations intenses et localisées sur des sols souvent déjà saturés dans les petits bassins versants (ordre de grandeur de 1 à 100 km²) ; les crues pluviales, liées à des épisodes de pluie prolongée sur de grandes parties du bassin versant ; les crues de fonte de neige en présence d'un manteau neigeux exceptionnel au printemps et les crues type pluie-sur-neige où la fonte et la libération d'eau du manteau neigeux s'ajoutent aux pluies liquides. Le moment d'occurrence de ces types de crues suit la saisonnalité des processus déclencheurs. Les crues éclair se produisent par exemple surtout en été et en automne en cas de forts orages, tandis que les événements pluie-sur-neige ont lieu au début et à la fin de l'hiver ou en cas de redoux important. La réaction du bassin versant à un événement exceptionnel d'apport d'eau (pluie et fonte) dépendra toujours de son état de saturation antécédent et de sa capacité à stocker de l'eau (en subsurface, dans les dépressions du terrain ou dans les lacs) et à ralentir ainsi la montée de la crue.

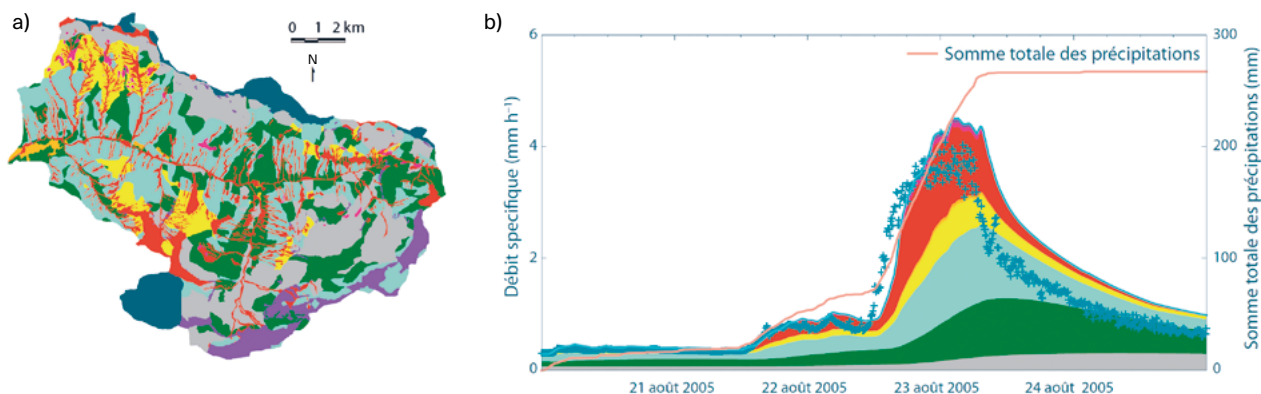
En milieu urbain, les crues sont amplifiées par l'imperméabilisation des surfaces et la faible capacité d'infiltration qui y est liée, ce qui donne lieu à des écoulements de surface par dépassement de la capacité d'infiltration (écoulement de Horton, voir sous-chapitre II.1). En cas de pluie exceptionnellement forte, un tel écoulement de Horton peut également se produire localement en milieu naturel, surtout après de longues périodes de sécheresse qui peuvent considérablement abaisser la capacité d'infiltration du sol par formation de croûte de surface.

À ces crues générées par des processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant se rajoutent les crues exceptionnelles causées par embâcle et débâcle (rupture de lacs glaciaires, de barrages de bois flottants) ou les laves torrentielles dans les bassins alpins.

À l'échelle du bassin versant, certains processus peuvent modifier localement l'intensité d'une crue générée par la pluie ou la fonte à l'amont : des glissements de

Fig. II.4.1 Analyse des processus de génération de crues tirée de [4].

- a) Carte du bassin versant du Schächen, 109 km² ; les surfaces violettes, rouges, orange et jaunes réagissent plus vite aux fortes précipitations que les surfaces turquoise, vertes et grises.
- b) Simulation des contributions d'eau correspondantes pendant la crue exceptionnelle du 22 août 2025 : les croix bleues indiquent le débit observé.



Bassin versant jaugé

Bassin versant qui dispose de mesures continues de hauteur d'eau et de débit correspondant. L'analyse hydrologique de bassins versants non jaugés requiert des outils d'analyse régionale et des modèles hydrologiques du type pluie-débit (qui transforment des séries de pluie en séries de débits) [3].

terrain sont susceptibles de modifier le cheminement d'un cours d'eau, l'instabilité latérale des berges peut conduire au déversement d'eau dans le terrain adjacent et le transport solide (surtout le bois flotté) peut obstruer les ponts ou modifier le fonctionnement hydraulique des cours d'eau. De plus, tout aménagement fluvial entraîne une modification de la propagation d'une crue le long du réseau hydrographique en aval.

Une analyse détaillée de tous ces facteurs de génération de crue n'est généralement pas possible. Pour des *bassins versants jaugés*, l'occurrence de crue peut s'estimer à l'aide d'une analyse statistique des débits observés ou simulés (voir plus loin). Dans le cas contraire, des spécialistes peuvent analyser les processus de génération de crue à l'aide de cartes topographiques, géologiques et d'utilisation du sol [Fig. II.4.1](#) et [2].

II.4.2 Étiages, processus et grandeurs caractéristiques

Processus, étiages naturels et anthropiques

On parle d'un étiage lorsque le débit d'un cours d'eau atteint son niveau saisonnier ou annuel minimal. Les conditions d'étiage peuvent être nuisibles pour l'écosystème à cause d'un manque de dilution d'éventuels polluants, du réchauffement excessif de l'eau et du manque d'oxygène associé, ou de la perte d'habitat et de possibilité de déplacement pour la faune.

Un étiage s'apparente à une *sécheresse hydrologique* à la suite d'un déséquilibre prolongé entre les apports (précipitations, débits entrants, exfiltration d'eau souterraine) et les sorties (évapotranspiration, écoulement dans la rivière, prélèvements anthropiques). En Suisse, l'occurrence saisonnière des étiages dépend du régime hydrologique (voir section II.1.2) ; ils se produisent en hiver pour les bassins versants dominés par la neige et la glace (sécheresse hivernale due à l'absence de fonte) et en été pour les autres, en l'absence prolongée de pluie couplée à une forte évapotranspiration.

En plus des conditions climatiques qui déterminent les déficits saisonniers d'apport d'eau (pluie ou fonte) et les pertes par évapotranspiration, l'occurrence et l'intensité des étiages sont conditionnées par la géologie du bassin versant, la capacité de stockage des nappes, la couverture végétale et l'utilisation du sol. En l'absence de pluie ou de fonte, le débit d'une rivière dépend des échanges avec l'eau souterraine tout au long du réseau hydrographique (sous-chapitre II.2). Par conséquent, l'occurrence d'étiage dépend du régime de recharge des nappes, c.-à-d. de la fréquence et de l'intensité des événements de recharge, qui à leur tour sont conditionnées par le climat (fréquence des apports), la topographie, ainsi que par les propriétés du sol et du couvert végétal. Ces dernières déterminent les possibilités d'infiltration de l'eau et les pertes vers l'atmosphère par évapotranspiration. Pour un événement d'étiage donné, son intensité dépend de la durée sans pluie ou fonte significative, de l'eau stockée en subsurface au moment des derniers apports d'eau, des pertes par évapotranspiration, et de la vitesse de vidange de l'eau stockée, qui est conditionnée par les propriétés hydrauliques des aquifères et de leurs connexions au réseau hydrographique.

Des facteurs anthropiques peuvent influencer les étiages, notamment toute forme de prélèvement ou de dérivation d'eau (de la nappe ou de la rivière) ainsi que les infrastructures (retenues artificielles) et activités agricoles ou urbaines qui altèrent la capacité d'infiltration du sol ou le drainage. On peut donc distinguer les étiages naturels liés à des conditions climatiques sèches persistantes et les étiages anthropiques

Types de sécheresses

On parle de sécheresse hydrologique si le débit d'une rivière est exceptionnellement bas. Si on considère uniquement la pluie, on parle de sécheresse météorologique. Une sécheresse agricole se réfère à des niveaux bas d'humidité du sol et une sécheresse d'eau souterraine au niveau d'eau des nappes phréatiques.

NM7Q

Indicateur d'étiage.

Valeur minimale des débits moyennés sur 7 jours consécutifs, durant l'année d'étiage. En Suisse celle-ci est fixée en fonction du régime, du 1^{er} avril au 31 mars pour les régimes pluviaux et du 1^{er} juin au 31 mai pour les régimes influencés par la neige et la glace.

aggravés par les prélèvements (irrigation, industrie, alimentation en eau potable) ou le stockage de l'eau (hydroélectricité). À noter que des changements d'utilisation du sol à large échelle, comme la déforestation, peuvent également influencer le régime de recharge des nappes. En Suisse, cependant, compte tenu des règles strictes en matière d'aménagement du territoire et de protection de la forêt, cet aspect est négligeable.

Différents débits caractéristiques sont généralement utilisés pour caractériser les étiages ^[5] : i) des débits minimaux tirés de la courbe chronologique des débits, par exemple le minimum annuel, ii) les débits atteints ou dépassés en moyenne x jours par an, déterminés à partir de la courbe de débits classés (voir section II.3.1), notamment le Q_{347} (voir section II.3.2). Le débit le plus utilisé pour caractériser l'intensité des étiages est le NM7Q.

Température et qualité de l'eau

Lors des étiages, la réduction du débit diminue la capacité du cours d'eau à réguler naturellement sa température. La faible profondeur d'eau et la diminution des échanges avec les nappes souterraines entraînent une élévation rapide de la température, particulièrement en période estivale. Cette hausse thermique peut avoir des effets écologiques majeurs : diminution de l'oxygène dissous, stress thermique pour les espèces sensibles (notamment les salmonidés), prolifération d'algues et de pathogènes. Le couplage entre débit et température constitue ainsi un facteur critique pour la qualité des habitats aquatiques en période d'étiage. Le manque d'oxygène et de dilution peut également conduire à des problèmes de qualité de l'eau, notamment à l'aval de points de rejet des stations d'épuration.

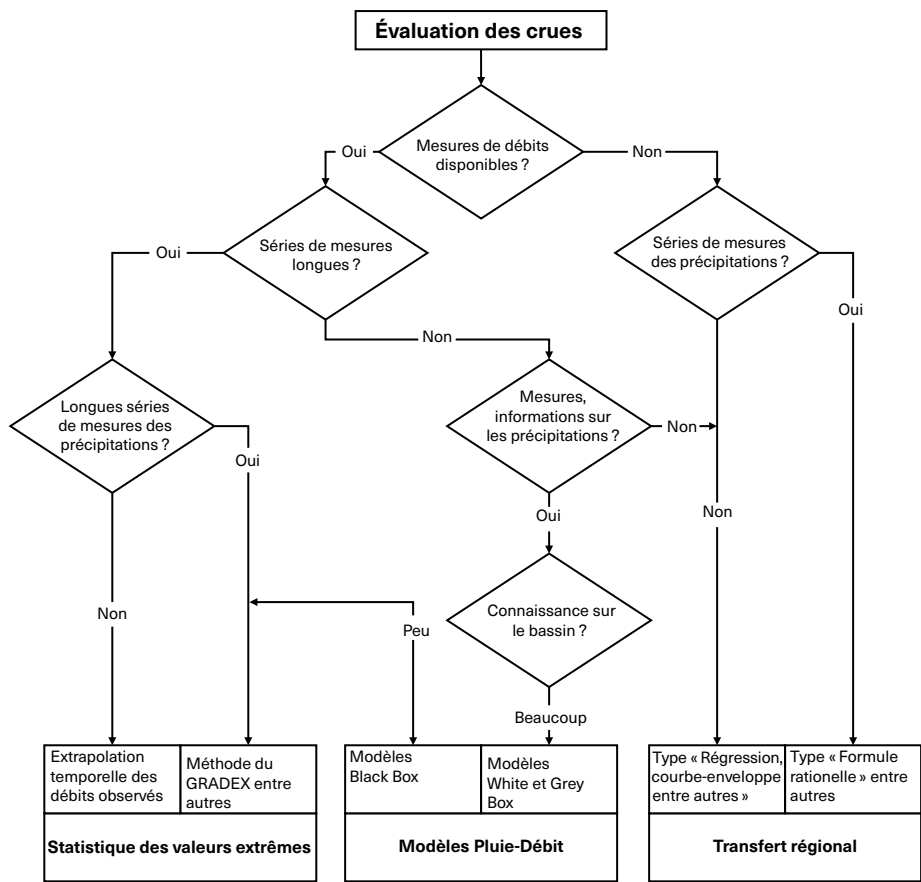
Prélèvement d'eau

La loi sur la protection des eaux LEaux ^[5] édicte des règles concernant les débits résiduels en cas de prélèvement, de dérivation ou de retenue d'eau, basées sur le débit Q_{347} . Les rivières du Plateau suisse sont largement utilisées pour l'irrigation agricole. Celle-ci s'effectue fréquemment à partir d'infrastructures mobiles qui prélèvent directement de l'eau de la rivière, ce qui diminue le débit en situation d'étiage. En cas de sécheresse marquée, les cantons édictent des interdictions de prélèvement dans les cours d'eau. À noter qu'en Suisse, les concessions d'irrigation sont soumises à une autorisation cantonale, mais que les débits effectivement prélevés sont souvent inconnus. Les prélèvements d'eau souterraine, notamment pour l'eau potable, ont également un impact direct sur le débit en situation de basses eaux (cf. sous-chapitre II.2).

II.4.3 Méthodes d'estimation

La prise en compte des extrêmes hydrologiques dans un projet d'aménagement hydraulique se fait à travers un ensemble de méthodes appelées prédétermination ^[3], qui consiste à associer une probabilité d'occurrence ou un temps de retour à des valeurs de débits (de crues ou d'étiages) estimés. Cette association s'opère à l'aide d'une modélisation de la distribution des valeurs extrêmes qui se base sur trois familles

Fig. II.4.2 Classification des méthodes d'évaluation des crues, adaptée de [2].



de méthodes [Fig. II.4.2](#) et [3] : i) l'analyse fréquentielle et les statistiques des extrêmes en présence de longues séries de débits observés (plus de 30 ans), ii) la modélisation de longues séries de débits à l'aide de modèles pluie-débit afin d'étendre des séries observées sur de courtes périodes, iii) ou les méthodes de transfert régionales d'un bassin à un bassin similaire en l'absence de données observées suffisantes.

Statistiques des valeurs extrêmes

En présence de longues séries de données, on peut estimer la probabilité d'occurrence d'une valeur extrême à l'aide d'une simple analyse fréquentielle : on extrait les valeurs annuelles maximales et on leur attribue une fréquence empirique, par ex. selon la méthode de Hazen [3, 6] (voir aussi section II.3.1) :

$$F_{\text{emp}}(x_j) = \frac{r(x_j) - 0,5}{n} \quad (1)$$

où $F_{\text{emp}}(x_j)$ est la fréquence empirique de non-dépassement de la valeur observée x_j , (la série des maximums annuels), $r(x_j)$ est le rang (croissant) de cette observation parmi l'échantillon de taille n , où n est le nombre d'années à disposition. La fréquence

de dépassement est le complément à 1, c.-à-d. $1 - F_{\text{emp}}(x_j)$. On peut ainsi associer un temps de retour empirique à x_j , qui est la réciproque de la fréquence de dépassement :

$$T_{\text{emp}}(x_j) = \frac{1}{1 - F_{\text{emp}}(x_j)} \quad (2)$$

Un évènement d'un temps de retour de 10 ans est dépassé en moyenne une fois en 10 ans. On cherchera alors à modéliser cette fréquence empirique à l'aide d'une distribution théorique, afin d'estimer les débits correspondant à des temps de retour supérieurs aux temps de retour observés et afin de quantifier l'incertitude de l'estimation. Les valeurs extrêmes d'une variable aléatoire (ici, le débit) suivent une distribution dite des extrêmes, du type Gumbel, Fréchet ou Weibull qui ont été regroupées sous la forme d'une loi généralisée des extrêmes (GEV) :

$$F(x; \mu, \sigma, \xi) = \exp \left(- \max \left\{ 0, 1 + \xi \left(\frac{x - \mu}{\sigma} \right) \right\}^{-\frac{1}{\xi}} \right) \quad (3)$$

où $\mu \in \mathbb{R}$ est le paramètre de position, $\sigma \in \mathbb{R}^+$ est le paramètre de dispersion et ξ est le paramètre de forme, avec le cas spécial pour $\xi = 0$ (obtenu comme un développement limite) :

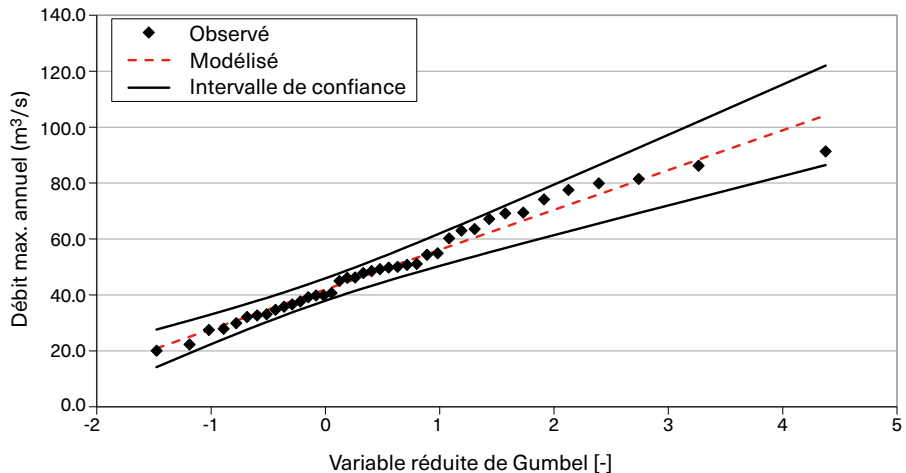
$$F(x; \mu, \sigma, \xi = 0) = \exp \left(- \exp \left\{ - \frac{x - \mu}{\sigma} \right\} \right) \quad (4)$$

La GEV avec $\xi = 0$ correspond à la loi de Gumbel, avec $\xi > 0$ à la loi de Fréchet et avec $\xi < 0$ à la loi de Weibull. Par convention, on appelle la quantité $y = \frac{x - \mu}{\sigma}$ la variable réduite de Gumbel. En la substituant dans l'équation (4), on peut établir le lien entre le temps de retour $T = \frac{1}{1 - F}$ et la variable réduite de Gumbel :

$$y = - \ln \left(- \ln \left(\frac{T - 1}{T} \right) \right) \quad (5)$$

Si les données suivent une loi de Gumbel, on obtient alors approximativement une droite lorsque les données x_j sont tracées sur un graphique avec en abscisse la variable réduite de Gumbel y [Fig. II.4.3](#) ou, de manière équivalente, si les données sont tracées dans l'«espace de Gumbel», avec le double logarithme de la fréquence $-\ln(-\ln(F))$

Fig. II.4.3 Graphique de la fréquence empirique (fréquence de Hazen) et de la loi de Gumbel ajustée aux débits horaires annuels maximaux observés à la station de la Venoge à Ecublens - Les Bois, sur la période 1979-2018. Données disponibles à [8].



en abscisse. Ce graphique de Gumbel est souvent utilisé pour représenter les extrêmes même si les valeurs suivent une autre distribution.

Sans entrer dans les détails, nous présentons ici à titre d'exemple l'estimation des paramètres μ et σ de la loi de Gumbel à partir d'un échantillon de données. Nous appliquons dans ce cas la méthode des moments qui donne une relation entre μ , σ et les deux premiers moments de l'échantillon (c.-à-d. la moyenne et la variance) :

$$\sigma = \frac{\sqrt{6}}{\Pi} s_e \quad (6)$$

$$\mu = m - \sigma\gamma \quad (7)$$

où s_e est l'écart-type de l'échantillon (ici, les débits annuels maximaux), m leur moyenne et 2 la constante d'Euler ^[6]. Pour la loi de Gumbel, les intervalles de confiance C_I peuvent être obtenus comme suit ^[7]:

$$C_I = x_j \pm s_e z_\alpha \quad (8)$$

$$s_e = \left[\frac{1}{n} (1 + 1,1396K_T + 1,1000K_T^2) \right]^{1/2} s \quad (9)$$

$$K_T = \frac{\sqrt{6}}{\Pi} \left[\gamma + \ln \left(\ln \left(\frac{T}{T-1} \right) \right) \right] \quad (10)$$

où z_α est le quantile de probabilité α d'une loi normale standard (moyenne zéro et variance 1) pour un intervalle de confiance de niveau $1 - \alpha$. K_T (sans dimension) est le facteur de fréquence.

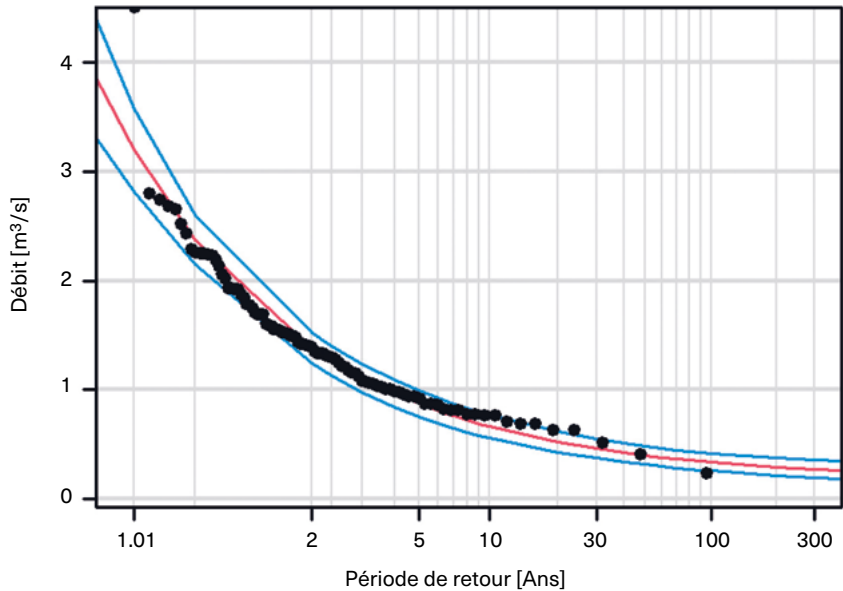
La théorie des extrêmes ne s'applique qu'à des valeurs statistiquement indépendantes, une condition qui est remplie pour les valeurs maximales annuelles, une approche également appelée *block maximum method* en anglais. Comme un tel échantillon est souvent court, il existe des techniques de gonflement de sa taille, notamment en choisissant toutes les valeurs au-delà d'un seuil, appelé *peak-over-threshold method* en anglais ^[6]. Ces valeurs doivent être modélisées avec une loi de Pareto généralisée et leur indépendance doit être déterminée, par exemple avec une analyse de corrélation, afin d'éviter de retenir des observations provenant d'un même évènement hydrologique, ou en termes statistiques, d'un même cluster. À noter que pour les étiages, les évènements peuvent rester interdépendants pendant des longues périodes ^[9].

Statistiques des crues et des étiages

Pour quantifier les hauts débits, les analyses disponibles se limitent souvent à une analyse des débits de pointe, disponibles en Suisse pour toutes les stations de mesure du réseau national ^[8]. Pour le dimensionnement d'ouvrage, une analyse des volumes de débit associés doit souvent compléter l'analyse ^[10]. L'occurrence des étiages peut être analysée avec les mêmes techniques statistiques ; cependant, s'agissant d'étiage, l'évènement le plus petit est considéré comme étant le plus rare.

Pour l'ajustement de la distribution théorique, on multiplie les valeurs observées par -1 et on effectue la transformation inverse pour la restitution et l'affichage graphique des résultats [Fig. II.4.4](#). Dans le contexte des étiages, on s'intéressera

Fig. II.4.4 Extrêmes annuels du NM7Q à la station de la Broye à Payerne, période 1925-2020 ^[11]. L'axe x est en double logarithme (espace de Gumbel); les points noirs indiquent les observations, la courbe rouge correspond à la distribution modélisée: le paramètre de forme estimé de la GEV est - 0,48 (loi de Weibull) et la distribution théorique ne forme donc pas une droite. L'intervalle de confiance est donné en bleu, il est calculé à l'aide de la méthode delta ^[12] qui se base sur un développement de Taylor ^[11].



Tab. II.4.1 Exemple des valeurs NM7Q les plus petites observées pour la Broye entre 1925 et 2020, tiré de ^[11]; les valeurs (en mm/j) sont obtenues en rapportant le volume à la surface du bassin versant (416 km²).

Date (± 3 jours)	Débit (m³/s)	Débit (mm/j)	Période de retour estimée (ans)
04.08.1945	0,24	0,05	> 150
11.08.2003	0,41	0,09	43
23.10.2018	0,51	0,11	21
14.07.1976	0,62	0,13	12
11.08.1928	0,63	0,13	11

généralement au NM7Q [Tab. II.4.1](#). Le temps de retour le plus petit est attribué au NM7Q le plus grand de l'échantillon à disposition. Cette analyse du NM7Q est souvent complétée par une analyse des extrêmes des durées d'étiage ou du volume déficitaire ^[11].

Méthode du GRADEX

En absence de longues séries de débits observés, la méthode GRADEX a été développée en France ^[13] pour estimer le temps de retour des crues rares et pour dimensionner les ouvrages hydrauliques. Elle utilise la distribution statistique des précipitations maximales sur un bassin versant et repose sur l'hypothèse qu'au-delà d'un certain seuil de pluie (correspondant à un débit de période de retour de 10 ans), les pluies et les débits extrêmes suivent la même distribution statistique (souvent celle de Gumbel). L'hypothèse est alors que tout incrément de pluie donne lieu à un accroissement correspondant du débit.

Méthodes en absence de données de débits

Une autre solution en l'absence de séries de débits observés suffisamment longues est le recours à un modèle de simulation hydrologique du type pluie-débit [Fig. II.4.2](#) et [3]. Un tel modèle dûment calibré peut ensuite servir à générer des longues séries de débits, soit avec des pluies et des températures observées en entrée, soit avec des scénarios météorologiques générés avec des méthodes de génération aléatoire [14]. La mise en place d'un modèle de simulation est intéressante si on souhaite également analyser l'impact de scénarios climatiques futurs.

Pour une estimation rapide des débits de pointe, des méthodes simples de transfert régional ont été établies pour la Suisse [2] pour des bassins versants de différentes catégories de taille, et notamment pour les petits bassins (< 10 km²). Ces méthodes donnent une estimation des débits de pointe en fonction de quelques caractéristiques du bassin versant. Certaines de ces méthodes sont empiriques, d'autres font appel à des concepts mécanistiques. La méthode la plus connue dans ce contexte est la méthode ou formule rationnelle qui établit un lien linéaire entre le débit de pointe [m³/s] et une intensité de pluie i [m/s] [16]:

$$Q_p = C i(t_c) A \quad (11)$$

Courbe IDF

Courbe intensité-durée-fréquence qui résume les propriétés statistiques de la pluie observée à un lieu donné. À fréquence d'occurrence égale, une pluie plus courte est plus intense qu'une pluie plus longue. Pour la Suisse, ces valeurs sont disponibles via MétéoSuisse [15].

où C [-] est le coefficient de ruissellement, A [m²] la surface contributive (généralement celle du bassin versant) et t_c [s] le temps de concentration. Le coefficient de ruissellement indique quel pourcentage de la pluie contribue à la crue (plutôt que d'être stockée en surface et en subsurface ou évaporée). Le temps de concentration indique la durée nécessaire pour que tout le bassin versant contribue à l'écoulement. C et t_c doivent être estimés sur la base d'événements observés ou en fonction des propriétés du bassin versant. L'intensité i dépend du temps de retour souhaité et de t_c ; elle peut être obtenue à l'aide de *courbes IDF*.

La formule rationnelle a été étendue et perfectionnée pour la Suisse (méthode Kölla meso [2]). Compte tenu de l'incertitude liée à la simplicité de ces méthodes empiriques et à l'estimation des paramètres correspondants, elles sont actuellement en cours de révision.

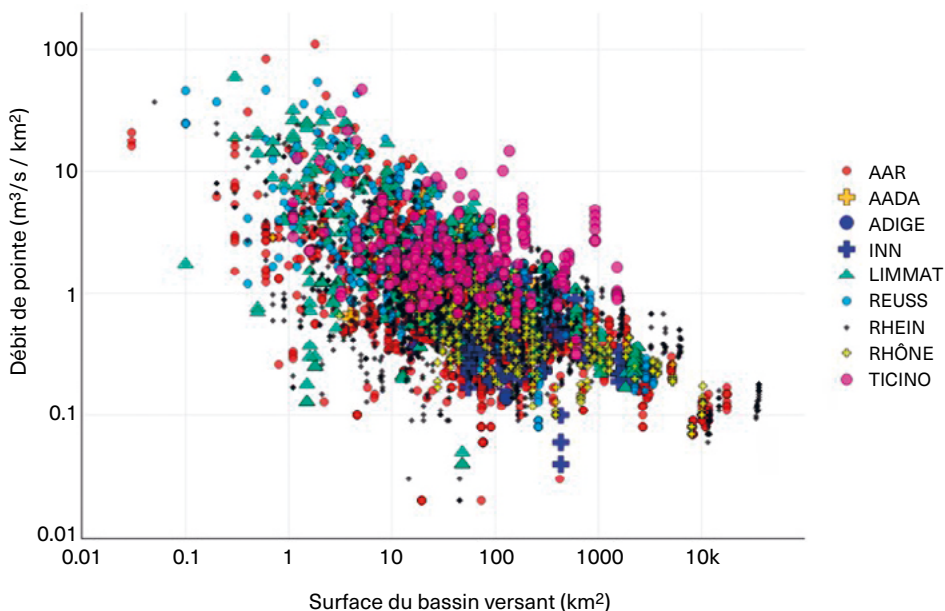
Pour obtenir une estimation des ordres de grandeur des débits de crue, on dispose d'un recueil des plus grands débits observés en Suisse qui indique les débits spécifiques (volume rapporté à la surface du bassin versant) en fonction de la taille du bassin versant [Fig. II.4.5](#). Ces observations montrent une grande variabilité qui s'explique par les conditions hydroclimatiques rencontrées en Suisse. On observe également une tendance générale de débits spécifiques plus petits pour des plus grands bassins versants qui s'explique par l'étendue spatiale limitée des pluies très intenses.

Le cas des étiages

Pour les étiages, il n'existe pas de recueil de méthodes récent pour la Suisse [18]. L'atlas hydrologique présente une vue d'ensemble des indicateurs d'étiage pour les bassins versants jaugés suisses dont les débits d'étiage ne sont pas trop fortement influencés par l'utilisation de l'eau et la production hydroélectrique [19]. Ces données peuvent être utilisées pour estimer un ordre de grandeur, par exemple du *NM7Q*, pour des bassins versants hydro(géo)logiquement similaires avec une simple mise à l'échelle [3, 9]:

Fig. II.4.5 Graphique montrant les plus grands débits spécifiques observés dans les bassins versants, classifiés selon les grands bassins versants fluviaux de la Suisse.

Source : [17]



$$Q_{x,c} = f_n \left(\frac{A_c}{A_a} \right) Q_{x,a} \quad (12)$$

où $Q_{c,x}$ est le débit d'étiage du bassin *cible* et A_c sa surface, $Q_{x,a}$ est le débit d'étiage observé du bassin *analogue* et A_a sa surface, et f_n est une fonction de mise à l'échelle ou une constante. Des méthodes statistiques plus poussées permettent d'exploiter toutes les caractéristiques hydroclimatiques et physiographiques disponibles, basées classiquement sur des régressions multiples [5] ou plus récemment sur des méthodes de Machine Learning [20].

Incertitude des mesures

Comme toute analyse hydrologique, la quantification de l'occurrence des événements hydrologiques extrêmes est confrontée à une forte incertitude liée aux données ou à leur absence. Ces incertitudes proviennent d'une part de la qualité des données de débits mesurées et d'autre part de la rareté inhérente des événements extrêmes. La question de la qualité des données observées mérite une attention particulière dans le contexte des extrêmes : pour les hauts débits, les limites de l'équipement de mesure (par ex. à la suite d'un débordement) ou de la *courbe de jaugeage* (voir section X.2.2) sont souvent dépassées. Pour les petits débits, la faible hauteur d'écoulement permet rarement d'obtenir une mesure fiable (sauf en présence d'un chenal d'étiage aménagé à cet effet). Une analyse préliminaire de la qualité des débits observés fait donc partie intégrante de toute étude.

Courbe de jaugeage

Le débit observé est généralement issu d'une mesure continue de la hauteur d'eau, transformée en débit à l'aide d'une relation hauteur-débit, également appelée courbe de jaugeage ou de tarage. Celle-ci est obtenue à l'aide de mesures de débit ponctuelles qui incluent rarement les plus grands débits. Ceux-ci sont donc souvent extrapolés.

II.4.4 Effet du changement climatique

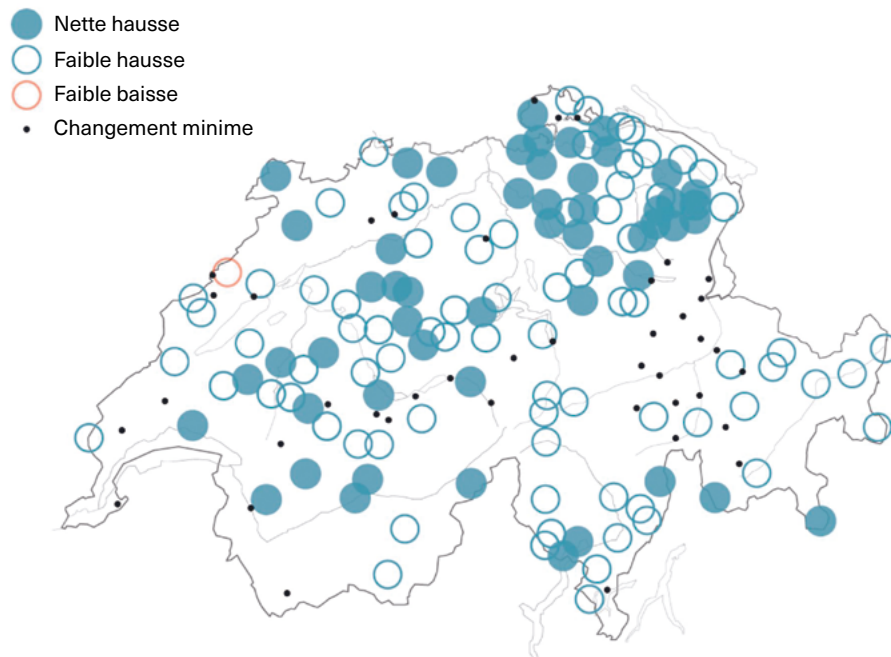
Le réchauffement climatique aura pour conséquence une augmentation de la température en Suisse entre 0,7 °C (scénarios optimistes) et 3,3 °C (scénarios pessimistes) vers le milieu du siècle par rapport à la période de référence 1981-2010 [21, 22], accompagnée de pluies plus intenses mais également de sécheresses plus fréquentes. Ce qui apparaît comme une contradiction s'explique par l'augmentation de la capacité de rétention de l'eau d'une atmosphère plus chaude, ce qui peut engendrer des pluies plus intenses. L'influence de ce changement sur l'ampleur des crues reste pour le moment incertaine puisque les simulations d'impact climatique les plus récentes ne montrent pas de tendance claire [23].

Des températures plus élevées augmentent également l'évapotranspiration, ce qui contribue à des conditions de sécheresse renforcées en été. Les débits estivaux pourraient diminuer de -10 à -40 % selon les scénarios, et la température des cours d'eau pourrait augmenter de 2 à 5,5 °C [24].

Ces changements prédits par les modèles climatiques s'inscrivent dans les tendances météorologiques déjà observables actuellement [Fig. II.4.6](#). Il n'existe cependant pas, à l'heure actuelle, de tendance claire observée concernant les extrêmes hydrologiques associés à ces tendances météorologiques [23, 26], malgré des années de sécheresse météorologique marquée (par exemple, 2003, 2015 et 2018) [27]. L'absence de tendance hydrologique des extrêmes s'explique autant par le manque d'analyses détaillées, que par la longueur des séries de mesures et par la complexité des processus hydrologiques qui conduisent à des situations de crue ou d'étiage [23, 26].

Fig. II.4.6 Tendances des précipitations journalières aux stations d'observation de MétéoSuisse depuis le début des mesures (au plus tôt en 1901). Les tendances montrent une augmentation à la plupart des stations de mesure.

Source de la figure [25], reproduite avec l'accord de l'auteur



En plus de la fréquence d'occurrence des crues et des étiages, la question de la transition rapide d'une situation à l'autre suscite de plus en plus d'inquiétudes du point de vue de la gestion des risques naturels et des ressources en eau ^[28]. En effet, si de fortes précipitations succèdent à une situation de sécheresse prolongée, l'écoulement ainsi généré sur des sols desséchés peut conduire à une crue très forte et rapide. La possibilité de successions rapides d'évènements extrêmes doit être considérée dans tout projet d'aménagement, même si une analyse statistique rigoureuse reste difficile avec les données à disposition ^[29].

Bibliographie du sous-chapitre II.4

- [1] Lane, S.N., 2017, « Natural flood management », *WIREs Water*, 4(3), p. e1211, <https://doi.org/10.1002/wat2.1211>.
- [2] Spreafico, M., Weingartner, R., Barben, M., Ryser, A., 2003, *Évaluation des crues dans les bassins versants de Suisse, Guide pratique*, rapports de l'OFEF, Série Eaux, n° 4, Berne, p. 114.
- [3] Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009, *Hydrologie 2 - Une science pour l'ingénieur*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, p. 289-338.
- [4] Björnson Gurung, A., Stähli, M., 2014, *Ressources en eau de la Suisse, Ressources disponibles et utilisation – aujourd'hui et demain*, Synthèse thématique 1 dans le cadre du Programme national de recherche PNR 61 « Gestion durable de l'eau », Berne, p. 72.
- [5] Confédération, 1991, RS 814.20, Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) du 24 janvier 1991.
- [6] Meylan, P., Favre, A.-C., Musy, A., 2008, *Hydrologie fréquentielle, Une science prédictive*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.
- [7] Dick, I.D., Darwin, J.H., 1954, « The prediction of floods », *New Zealand Engineering*, 9(1), p. 4-5.
- [8] Office fédéral de l'environnement, 2025, *Statistique des crues, Rapport de station : Venoge - Ecublens, Les Bois*, disponible à <https://www.hydrodaten.admin.ch/fr/seen-und-fluesse/stationen-und-daten/2432> (dernier accès 08.06.2026).
- [9] World Meteorological Organisation (WMO), 2008, *Manual on Low-flow Estimation and Prediction*, Operational hydrology report (OHR), n° 50, WMO n° 1029, Genève.
- [10] Brunner, M., 2018, *Catchment-and event-type specific synthetic design hydrographs. Estimation, characterization, regionalization, and uncertainty*, thèse de doctorat, université Grenoble Alpes, université de Zurich.
- [11] Office fédéral de l'environnement, 2025, *Statistique des étiages, Rapport de station : Broye, Payerne, Caserne d'aviation*, disponible à <https://www.hydrodaten.admin.ch/fr/seen-und-fluesse/stationen-und-daten/2034> (dernier accès 08.06.2026).
- [12] Coles, S., 2001, *An Introduction to Statistical Modeling of Extreme Values*, Springer, Londres.
- [13] Guillot, P., Duband, D., 1969, « La méthode du GRADEX pour le calcul de la probabilité des crues à partir des pluies », IAHS, pub. n° 84, p. 560-569, disponible sur <https://iahs.info/Publications-News/paper-search/>, dernier accès 08.06.2026.
- [14] Zeimetz, F., 2017, *Development of a methodology for extreme flood estimations in alpine catchments for the verification of dam safety*, thèse de doctorat, École polytechnique fédérale de Lausanne, disponible à <https://epfl.swisscovery.slp.ch>, dernier accès 08.06.2026.
- [15] Fukutome, S., Schindler, A., 2022, *MeteoSwiss extreme value analyses: User manual and documentation*, rapport technique MeteoSwiss n° 255, 3e édition, données et analyses disponibles sous « Analyses des valeurs extrêmes (version 2022) » sur le site de <https://www.meteosuisse.admin.ch>.
- [16] Musy, A., Higy, C., Reynard, E., 2014, *Hydrologie 1 - Une science de la nature, Une gestion sociétale*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.
- [17] Office fédéral de l'environnement, 2025, *Répertoire des importants débits de crue dans les bassins versants suisses*, <https://www.bafu.admin.ch/fr/repertoire-des-importants-debits-de-crue-dans-les-bassins-versants-suisses>, dernier accès 08.06.2026, données correspondantes sur <https://opendata.swiss/fr/dataset/grosse-hochwasserabfluesse-in-der-schweiz>.
- [18] Aschwanden, H., 1992, *Die Niedrigwasserabflussmenge Q347 - Bestimmung und Abschätzung in alpinen schweizerischen Einzugsgebieten, Eine Arbeitsanleitung*, Communications du Service hydrologique et géologique national, n° 18, Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage, Berne.
- [19] Helbing, A., Kan, C., Marti, P., 2007, « Étiages - débits moyens minimaux sur plusieurs jours », *Atlas hydrologique de la Suisse*, Planche 5.11, <https://atlashydrologique.ch/produits/version-imprimee/cours-d-eau-et-lacs/planche-5-11>, dernier accès 08.06.2026.
- [20] Laimighofer, J., Melcher, M., Laaha, G., 2022, « Low-flow estimation beyond the mean – expectile loss and extreme gradient boosting for spatiotemporal low-flow prediction in Austria », *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 26(17), p. 4553-4574, <https://doi.org/10.5194/hess-26-4553-2022>.
- [21] CH2018, 2018, *Climate Scenarios for Switzerland*, rapport technique, Zurich.
- [22] National Centre for Climate Services (NCCS), 2018, *CH2018 - scénarios climatiques pour la Suisse*, Zurich.
- [23] Ruiz-Villanueva, V., Molnar, P., 2020, *Past, current, and future changes in floods in Switzerland, Hydro-CH2018 project*, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [24] National Centre for Climate Services (NCCS), 2021, *Eaux suisses et changements climatiques*, Zurich.
- [25] MétéoSuisse, 2025, *Chaleur, canicule, sécheresse, froid et neige*, <https://www.meteosuisse.admin.ch/climat/change-climatique/chaleur-canicule-secheresse-froid-et-neige.html>, dernier accès 23.4.2025.
- [26] Kohn, I., Stahl, K., Stoelzle, M., 2019, *Low flow events - a review in the context of climate change in Switzerland*, Office fédéral de l'environnement, étude réalisée dans le cadre du thème « Fondements hydrologiques du changement climatique » du National Centre for Climate Services (NCCS), Berne.
- [27] Brunner, M.I., Liechti, K., Zappa M., 2019, « Extremeness of recent drought events in Switzerland: dependence on variable and return period choice », *Nat. Hazards Earth*

- Syst. Sci., 19(10), p. 2311-2323, <https://doi.org/10.5194/nhess-19-2311-2019>.
- [28] Anderson, B.J., Muñoz-Castro, E., Tallaksen, L. M., Matano, A., Götte, J., Armitage, R., Magee, E., Brunner, M. I., 2025, « What is a drought-to-flood transition? Pitfalls and recommendations for defining consecutive hydrological extreme events », *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 29, 6069-6092, <https://doi.org/10.5194/hess-29-6069-2025>.
- [29] Brunner, M.I., 2023, « Floods and droughts: a multivariate perspective », *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 27(13), p. 2479-2497, <https://doi.org/10.5194/hess-27-2479-2023>.
- Pour aller plus loin**
- Baumgartner, E., Boldi, M.-O., Kan, C., Schick, S., 2013, « Hochwasserstatistik am BAFU – Diskussion eines neuen Methodensets », *Wasser Energie Luft*, vol. 105, 2, p. 103-107.
- Picouet, C., Hingray, B., Musy, A., 2008, *Hydrothèque, Recueil d'exercices en hydrologie, Prédétermination des crues*, disponible à <https://hydrologie-2.org/Pages/HA08.htm>, dernier accès 28.8.2025.
- Dups, Y., Santolamazza, D. P., Staufer, P., Lebrezn, H., 2023, « Neue Abschätzungsmodelle zur Bestimmung des Q347 », *Wasser, Energie, Luft*, 115, p. 101-108, <https://www.e-periodica.ch/digbib/volumes?UID=wel-004> (dernier accès 08.06.2026).
- Harvey, G. L., Hartley, A. T., Henshaw, A. J., Khan, Z., Clarke, S. J., Sandom, C. J., England, J., King, S., Venn, O., 2024, « The role of rewilding in mitigating hydrological extremes: State of the evidence », *WIREs Water*, 11, e1710, <https://doi.org/10.1002/wat2.1710>.
- Reich, P., Lake, P. S., 2015, « Extreme hydrological events and the ecological restoration of flowing waters », *Freshw. Biol.*, 60, 2639-2652, <https://doi.org/10.1111/fwb.12508>.
- Roche, P.-A., Miquel, J., Gaume, E., 2012, *Hydrologie quantitative, Processus, modèles et aide à la décision*, Springer.
- Tarasova, L., Merz, R., Kiss, A., Basso, S., Blöschl, G., Merz, B., Viglione, A., Plötner, S., Guse, B., Schumann, A., Fischer, S., Ahrens, B., Anwar, F., Bárdossy, A., Bühler, P., Haberlandt, U., Kreibich, H., Krug, A., Lun, D., Müller-Thomy, H., Pidoto, R., Primo, C., Seidel, J., Vorogushyn, S., Wietzke, L., 2019, « Causative classification of river flood events », *WIREs Water*, 6, e1353, <https://doi.org/10.1002/wat2.1353>.
- McMillan, H.K., I.K. Westerberg, T. Krueger, 2018, « Hydrological data uncertainty and its implications », *WIREs Water*, 5(6), p. e1319, <https://doi.org/10.1002/wat2.1319>.
- Musy, A., C. Higy, E. Reynard, 2014, *Hydrologie 1 - Une science de la nature, Une gestion sociétale*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne. 489.
- Lang, M. C., Le Coz, J., Renard, B., Darienzo, M., 2025, « Accounting for historical data uncertainty in flood frequency analysis: the Upper Rhine River », *Journal of Hydrology*, 660, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.133480>.
- MeteoSwiss & ETH Zurich, 2025, Climate CH2025 - Scientific Report, Federal Office of Meteorology and Climatology MeteoSwiss, Zurich, 238, <https://doi.org/10.18751/climate/scenarios/ch2025/sr/1.0/>.

III

Dynamique alluviale et morphologie

Sous la direction de Jean-Louis Boillat

III.1	Écoulements à surface libre	111
III.2	Transport solide	127
III.3	Morphologie fluviale	147
III.4	Gestion du charriage	161



Présentation générale du chapitre

Sur terre, le transport de l'eau est principalement assuré par le réseau naturel des cours d'eau. Ce tissu ramifié est une composante essentielle du cycle hydrologique et les écoulements qui le parcourent se caractérisent par des variations constantes de débit et de température. La renaturation des cours d'eau ne saurait par conséquent faire abstraction de cette dynamique, aussi bien lorsqu'il s'agit de protection contre les crues que pour le rétablissement de la biodiversité.

Les ruisseaux, les torrents, les fleuves développent une morphologie propre et sont, de ce fait, une composante importante du paysage et un vecteur de transport des corps flottants et des alluvions. La compréhension des mécanismes qui les gouvernent est essentielle pour projeter et planifier des mesures de renaturation.

Ce chapitre porte tout d'abord sur le comportement hydraulique des écoulements à surface libre (sous-chapitre III.1) puis sur différents types de transport solide : alluvions charriées, matière en suspension, laves torrentielles et bois flottant (sous-chapitre III.2). Une attention particulière est ensuite accordée à la morphologie naturelle des cours d'eau et à l'atteinte d'un état d'équilibre (sous-chapitre III.3), avant d'aborder la gestion des sédiments et du bois flottant (sous-chapitre III.4).

La renaturation des cours d'eau vise à transformer un lit rectifié en un lit naturel, principalement par élargissement. Le maître-mot de l'opération est diversité. Cette qualité peut se mesurer avec les paramètres d'habitat de la faune aquatique, à savoir la hauteur d'eau, la vitesse du courant, la granulométrie du substrat, ainsi que la température (cf. sous-chapitre VIII.3). Cette diversité évolue avec les variations de débit qui contribuent à structurer la morphologie du lit.

Dans ce contexte, la maîtrise hydraulique est essentielle pour vérifier et adapter les conditions d'écoulement aux exigences écologiques du milieu, sans oublier celles de la protection contre les crues. Face à ce défi, la démarche de l'hydraulicien consiste à examiner l'influence des variables sur la pertinence des résultats, et à utiliser celles qui sont prépondérantes pour construire un modèle de calcul réaliste, aussi simple que possible.

Aujourd'hui, des outils informatiques puissants, dont un aperçu est donné au sous-chapitre VIII.2, permettent d'obtenir une description détaillée des conditions d'écoulement. S'ils sont d'une aide précieuse, ces logiciels requièrent une expertise avisée de l'utilisateur, nécessitant une compréhension claire des comportements hydrauliques classiques. Dans l'esprit du livre, un survol des écoulements à surface libre est proposé ici, à titre d'orientation.

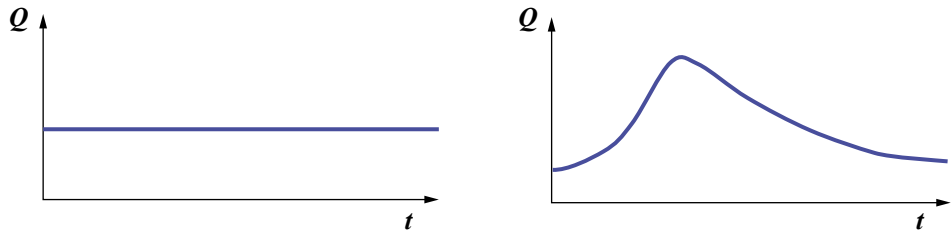
III.1.1 Régime hydraulique

Écoulements stationnaires et transitoires

Le débit des cours d'eau est par définition variable en tout point car étroitement lié aux conditions hydrologiques et d'exploitation de l'eau. Cette variation est généralement lente, ce qui autorise à considérer des situations à débit constant sur des tronçons successifs. Dans ce cas, l'écoulement est dit *stationnaire ou permanent* [Fig. III.1.1](#), et les autres paramètres hydrauliques déterminants, comme la vitesse d'écoulement v et la profondeur d'eau y , restent également constants dans le temps en tout point du cours d'eau.

A contrario, certaines situations requièrent de considérer la variation temporelle du débit. C'est notamment le cas en situations de crues, lorsque des processus associés, tels que le transport solide, prennent une importance déterminante. L'écoulement est alors *non stationnaire ou transitoire* [Fig. III.1.1](#).

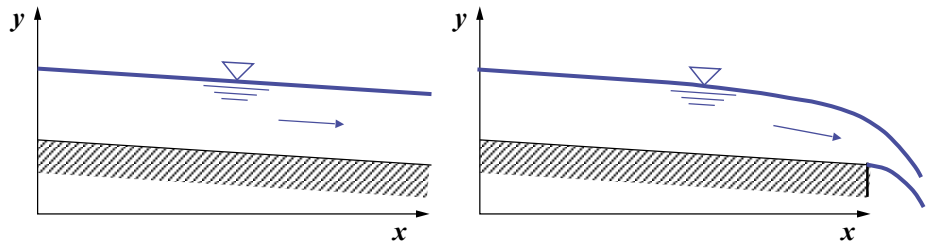
Fig. III.1.1 Modes d'écoulement en fonction du temps. À gauche : stationnaire ou permanent ; à droite : non stationnaire ou transitoire.



Écoulements uniformes et variés

Il est fréquent que des cours d'eau présentent une morphologie homogène sur le tronçon considéré, notamment en ce qui concerne la pente longitudinale, la section d'écoulement et la rugosité du lit. Dans un tel cas et à débit constant, les caractéristiques hydrauliques telles que vitesse et hauteur d'eau ne varient pas sur la distance. L'écoulement est alors considéré comme *uniforme* [Fig. III.1.2](#).

Fig. III.1.2 Modes d'écoulement sur la distance. À gauche : uniforme ; à droite : varié.



Lorsque la morphologie du lit est soumise à des modifications progressives ou locales, le comportement hydraulique s'adapte en conséquence. Des variations brusques ou graduelles sont alors observées et l'écoulement est *brusquement* ou *graduellement varié* [Fig. III.1.2](#), sur la distance concernée.

Écoulements 1D

Implicitement les comportements esquissés précédemment sont de type *unidimensionnel* (1D en abrégé), car les vitesses du courant sont toutes orientées dans la direction de l'écoulement. Cette situation se rencontre souvent dans les rivières chenalisées présentant une géométrie simple et continue de la section transversale du lit. L'ensemble des vitesses locales peut alors être représenté par la vitesse moyenne appliquée au centre de gravité de chaque section transversale de l'écoulement.

Quand bien même de nombreuses situations se caractérisent par des vitesses à composantes transversales et verticales significatives, le modèle d'écoulement 1D présenté dans la section III.1.2 sert couramment de référence. La discussion sur le choix dimensionnel de la modélisation se poursuit dans la section III.1.3 et au chapitre VIII.

Écoulements fluviaux et torrentiels

William Froude
Ingénieur civil, mathématicien
et architecte naval britannique
(1810-1879).

Le comportement dynamique des écoulements à surface libre est associé à deux influences principales, l'énergie cinétique résultant de la vitesse d'écoulement et l'énergie potentielle gravitationnelle qui est le moteur du mouvement. Le rapport entre ces deux types de forces définit un paramètre adimensionnel, appelé **nombre de Froude** (F_r), du nom de son auteur.

De manière générale, le nombre de Froude vaut :

$$F_r = \sqrt{\frac{Q^2 b}{g A^3}} \quad (1)$$

Q débit [m^3/s]
 b largeur au miroir, c'est-à-dire à la surface de l'écoulement [m]
 g accélération gravitaire [m/s^2]
 A surface mouillée de la section d'écoulement [m^2]

Lorsque la largeur de section est significativement plus grande que la hauteur d'eau, le nombre de Froude F_r peut être exprimé par unité de largeur comme :

$$F_r = \frac{v}{\sqrt{g \cdot y}} \quad (2)$$

v vitesse d'écoulement [m/s]
 y hauteur d'eau [m]

L'analyse factuelle de cette équation mérite une petite parenthèse. La surface d'un écoulement à faible vitesse ou celle d'une eau stagnante est facilement marquée par des ondes, qui peuvent se propager en tous sens : ronds dans l'eau, vagues des bateaux, houles. Le cas le plus courant est celui des ondes de faible amplitude (par rapport à la profondeur) qui se propagent à une célérité $c = \sqrt{gy}$.

En comparant cette célérité avec la vitesse de l'écoulement, il apparaît clairement que les ondes de faible amplitude ne peuvent pas se propager à contre-courant lorsque $v > c$, alors que l'inverse est possible lorsque $v < c$.

Il existe donc une profondeur y_c , dite critique, qui constitue une barrière physique contre toute information venant de l'aval. Le passage à y_c marque l'existence d'une section de contrôle à l'amont de laquelle aucune influence n'est exercée depuis l'aval. Il est donc concrètement possible d'identifier le type d'écoulement par l'observation du sens de propagation des ondes de surface produites par le jet d'une pierre, ou l'agitation d'une tige dans l'eau.

Le nombre de Froude permet ainsi de distinguer différents régimes d'écoulement :

$F_r < 1$ fluvial ou sous critique
 $F_r > 1$ torrentiel ou supercritique
 $F_r = 1$ critique

La condition critique, qui délimite les régimes fluvial et torrentiel, correspond à un état instable qui ne peut être maintenu durablement. La profondeur critique y_c , atteinte lorsque $F_r = 1$, est ainsi une limite physique de transition.

III.1.2 Écoulements uniformes et variés

III.1.2.1 Fondamentaux

Le comportement hydraulique des écoulements à surface libre est régi sur par les lois physiques de conservation de masse, d'énergie et de quantité de mouvement.

Conservation de masse

Dans une section, le débit Q peut être exprimé par l'équation de continuité :

$$Q = v_{\text{moy}} \cdot A \quad (3)$$

Q	débit [m^3/s]
v_{moy}	vitesse moyenne d'écoulement dans la section transversale [m]
A	surface mouillée de la section transversale [m]

À débit constant, et en admettant que la masse volumique du fluide reste constante, l'équation (3) exprime également la conservation de masse de l'écoulement.

Conservation de l'énergie

En toute section, l'énergie mécanique de l'écoulement est composée d'une énergie de position, déterminée par l'altitude relative du lit, d'une énergie hydrostatique de pression, d'une énergie cinétique liée à la vitesse d'écoulement, et des pertes dues au frottement et à la turbulence. Pour des raisons de commodité et de représentation graphique du profil en long hydraulique, ces composantes énergétiques sont exprimées en unités de longueur et leur somme représente la charge hydraulique de l'écoulement. C'est l'équation de *Bernoulli* :

$$H = z + y + \frac{V^2}{2g} + h_r \quad (4)$$

H	charge hydraulique [m]
z	distance entre le plan de référence et le fond du lit [m]
y	hauteur d'eau sur la verticale [m]
h_r	perte de charge linéaire sur une distance L [m]

Conservation de la quantité de mouvement

Par définition, la quantité de mouvement est le produit de la masse par son vecteur vitesse d'un corps matériel supposé ponctuel. Cette notion s'applique en dynamique pour exprimer l'équilibre entre l'action des forces extérieures sur un système et la variation de sa quantité de mouvement :

$$\sum F_{\text{ext}} = \rho \cdot Q (v_2 - v_1) \quad (5)$$

Daniel Bernoulli
Savant suisse reconnu pour ses
travaux en mathématiques et en
sciences naturelles (1700-1782).

F_{ext}	forces extérieures au système ou au volume de contrôle [m]
r	masse volumique du fluide [kg/m ³]
v_1	vitesse amont du volume de contrôle [m/s]
v_2	vitesse aval du volume de contrôle [m/s]

En hydraulique fluviale, l'équation de quantité de mouvement est utilisée dans le cas d'un changement brusque d'écoulement, typiquement lors de la formation d'un ressaut hydraulique. Ce phénomène particulier est examiné ci-après.

Pertes de charge

Pour l'évaluation de la perte d'énergie due au frottement sur les parois du cours d'eau, différentes formules ont été développées, parmi lesquelles celle de Manning-Strickler ^[2] qui est la plus couramment utilisée :

$$Q = A \cdot K_S \cdot R_h^{2/3} \cdot J^{1/2} \quad (6)$$

$$\text{où } R_h = A/P \quad (7)$$

$$\text{et } J = h_r/L \quad (8)$$

K_S	coefficient de Strickler [m ^{1/3} /s]
R_h	rayon hydraulique [m]
P	périmètre mouillé de la section d'écoulement [m]
J	pente de la ligne d'énergie [-]

Le coefficient de *Strickler* K_S est facilement permutable avec le coefficient de Manning n , souvent cité dans la littérature, car il est simplement sa valeur inverse :

$$K_S = \frac{1}{n} \quad (9)$$

$$n \quad \text{coefficient de Manning [s/m}^{1/3}\text{]}$$

Coefficient de Strickler

Le coefficient de Strickler est un paramètre de nature expérimentale. Dans la pratique, il peut être obtenu de différentes manières.

Approche comparative

Une méthode simple consiste à faire la comparaison avec des cours d'eau étalonnés, qui présentent des caractéristiques similaires à celles du projet examiné [Tab. III.1.1](#). Ces situations de référence, pour lesquelles K_S a été déterminé expérimentalement dans la gamme des débits moyens à forts ^[3], sont généralement documentées par des photos représentatives.

Albert Strickler
Ingénieur hydraulicien suisse
(1887-1963).

Tab. III.1.1 Valeurs typiques du coefficient de Strickler pour des cours d'eau naturels étalonnés, avec quelques photos caractéristiques.
Source : OFEG [3]

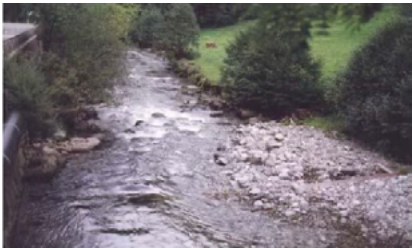
Description du lit	Typologie du lit	K_S [m ^{1/3} /s]	n [s/m ^{1/3}]
Artificialisé - Lisse Lit de graviers fins, talus en herbe	Ligne droite (Minster à Euthal)	38	0,026
Naturel - Moyennement lisse Cours d'eau à lit de graviers fins, berges en herbe et buissons	Moyennement méandreux, lit en tresses	32	0,031
Naturel - Moyennement rugueux Cours d'eau à lit de graviers, berges en buissons et arbres	Méandreux, en tresses	25	0,040
Canalisé - Rugueux Cours d'eau à lit de galets, berges en enrochements	Ligne droite, peu méandreux (Lütschine à Gsteig)	25	0,040
Naturel - Rugueux Cours d'eau à lit de galets, berges à végétation abondante	Méandreux, en tresses	23	0,043
Naturel - Rugueux Cours d'eau à lit de galets et blocs, berges en blocs naturels	Torrent, peu méandreux	22	0,045
Naturel - Très rugueux Cours d'eau à lit de galets et blocs, berges naturelles, buissons, arbres	Torrent, peu méandreux (Thur à Stein)	15	0,067
Naturel - Très rugueux Cours d'eau à lit de blocs, berges minérales et buissons	Torrent, peu méandreux	5	0,200



Minster à Euthal (SZ), $K_S = 38 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$



Lütschine à Gsteig (BE), $K_S = 25 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$



Thur à Stein (SG), $K_S = 15 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$

Approche empirique

Pour les cours d’eau larges, où la rugosité est dominée par les matériaux alluvionnaires, K_S peut être associé aux diamètres caractéristiques de la courbe granulométrique des composants du lit, par une relation de type :

$$K_S = \frac{T}{d_p^{1/6}} \tag{10}$$

T coefficient de proportionnalité [$\text{m}^{1/2}/\text{s}$]

d_p diamètre représentatif [m] des matériaux du lit [m], où p indique la fraction pondérale en % des grains inférieurs à d_p

Parmi les formules de ce type, celle de Strickler propose $T = 21$ pour d_{50} et celle de Meyer-Peter-Müller $T = 26$ pour d_{90} . Cette dernière concerne plutôt les lits à granulométrie grossière, caractéristique des cours d'eau de montagne.

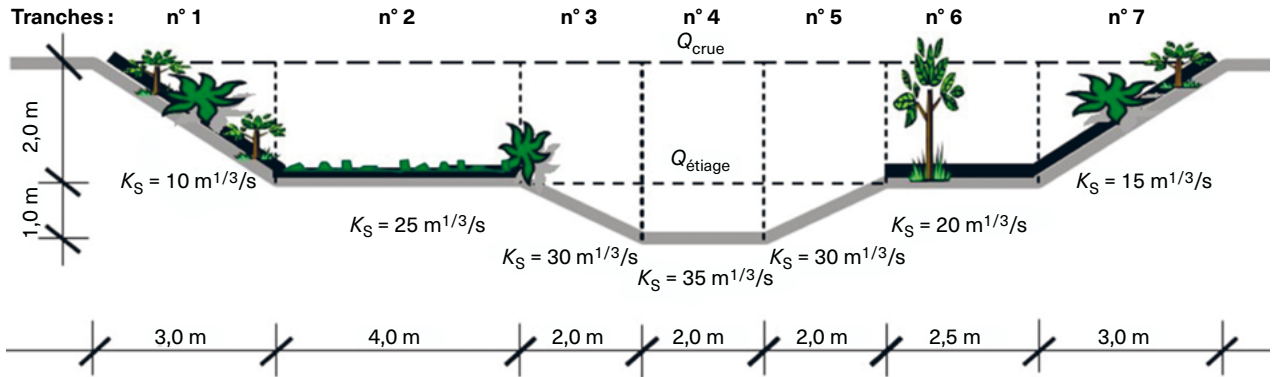
Dans les torrents à forte pente, la dissipation d'énergie est amplifiée par la turbulence de l'écoulement et le coefficient de Strickler issu de l'équation (10) peut être pondéré par un facteur de réduction, typiquement 0,75.

Section d'écoulement complexe

Les sections d'écoulement d'un cours d'eau peuvent généralement être représentées par un profil trapézoïdal. Pour garantir la conformité des conditions réelles, les variables géométriques du trapèze, A et P , doivent se rapprocher au mieux de celles de la section réelle. Un coefficient de rugosité K_S représentatif peut ensuite être attribué à ce profil.

Cette approche simplificatrice s'applique aux sections d'écoulement complexes, dites à *rugosité composée*. Dans un cours d'eau possédant un lit mineur, des zones inondables et des berges à revêtements diversifiés, la rugosité globale varie avec l'augmentation du niveau. Dans un tel cas, la section transversale est découpée en autant de segments qu'il y a de composantes à rugosité homogène [Fig. III.1.3](#). Une valeur de K_S est attribuée à chaque segment, dans le but de définir une rugosité équivalente $K_{S,\text{éq}}$ pour l'ensemble de la section d'écoulement.

Fig. III.1.3 Exemple de découpage en segments respectant la variation de K_S dans la section transversale. Les formes géométriques simples permettent un calcul aisé de la surface mouillée A_i (m^2) et du périmètre mouillé P_i (m).



Différentes formules sont proposées dans la littérature ^[2] pour l'évaluation de $K_{S,\text{éq}}$. Celle d'Einstein considère que la rugosité se manifeste à l'interface de contact avec les matériaux constitutifs du lit et des berges et propose une pondération avec les périmètres mouillés respectifs :

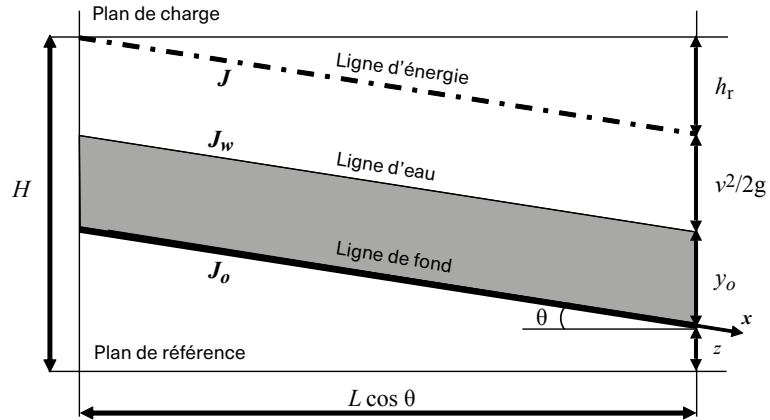
$$K_{S,\text{éq}} = \frac{P^{3/2}}{\left(\sum_{i=1}^N \frac{P_i}{K_{S,i}^2}\right)^{3/2}} = \frac{P^{3/2}}{\left(\frac{P_1}{K_{S,1}^2} + \frac{P_2}{K_{S,2}^2} + \dots + \frac{P_N}{K_{S,N}^2}\right)^{3/2}} \quad (11)$$

Les valeurs de K_S attribuées aux types de revêtements sont obtenues expérimentalement et les plus courantes sont disponibles dans la littérature spécialisée ^[2].

III.1.2.2 Écoulement uniforme

Pour un écoulement à débit constant, sur un tronçon caractérisé par un chenal rectiligne, prismatique, à pente et rugosité constantes, une situation d'équilibre s'établit entre les forces gravitaires et les forces de frottement. L'écoulement se stabilise et il en résulte que les pentes longitudinales du lit J_o , de la ligne d'eau J_w et de la ligne d'énergie J sont égales et parallèles Fig. III.1.4. J peut alors être remplacé par J_o dans l'équation (6) et les paramètres de l'écoulement restent constants sur tout le tronçon ($\partial v/\partial x = 0$; $\partial y/\partial x = 0$). Dans ce cas particulier, la profondeur d'écoulement est appelée *hauteur normale* y_o et l'écoulement est dit *uniforme*.

Fig. III.1.4 Répartition de la charge hydraulique H sur un tronçon en écoulement uniforme.



Même s'il n'est pas ordinaire de rencontrer une telle configuration sur les cours d'eau naturels en raison de l'alternance de leur géométrie, l'écoulement uniforme constitue une référence en hydraulique fluviale. Il permet d'effectuer une évaluation rapide des conditions hydrauliques (hauteur d'eau, vitesse d'écoulement...) pour différents débits, en phase de projet.

III.1.2.3 Écoulements graduellement variés

L'écoulement est dit graduellement varié lorsqu'il évolue modérément entre des sections proches. Cette variation exprime la transition entre un écoulement uniforme et son éloignement graduel, par exhaussement ou abaissement.

Sections prismatiques

Dans un lit prismatique à géométrie simple, la variation de l'écoulement sur son linéaire peut être décrite analytiquement. Concrètement, la variation selon x de la charge hydraulique H , définie par l'équation (4), est exprimée par sa dérivée :

$$\frac{dH}{dx} = \frac{dz}{dx} + \frac{dy}{dx} + \frac{Q^2}{2g} \frac{d}{dx} \left(\frac{1}{A^2} \right) \quad (12)$$

Hauteur de raccordement y_r
 Hauteur connue de
 l'écoulement, par exemple:
 • niveau de retenue ;
 • profondeur normale ;
 • profondeur critique.

pour aboutir à l'équation différentielle des courbes de remous :

$$\frac{dy}{dx} = \frac{J_o - J}{1 - F_r^2} \quad (13)$$

La hauteur d'eau y peut alors être obtenue par intégration comme :

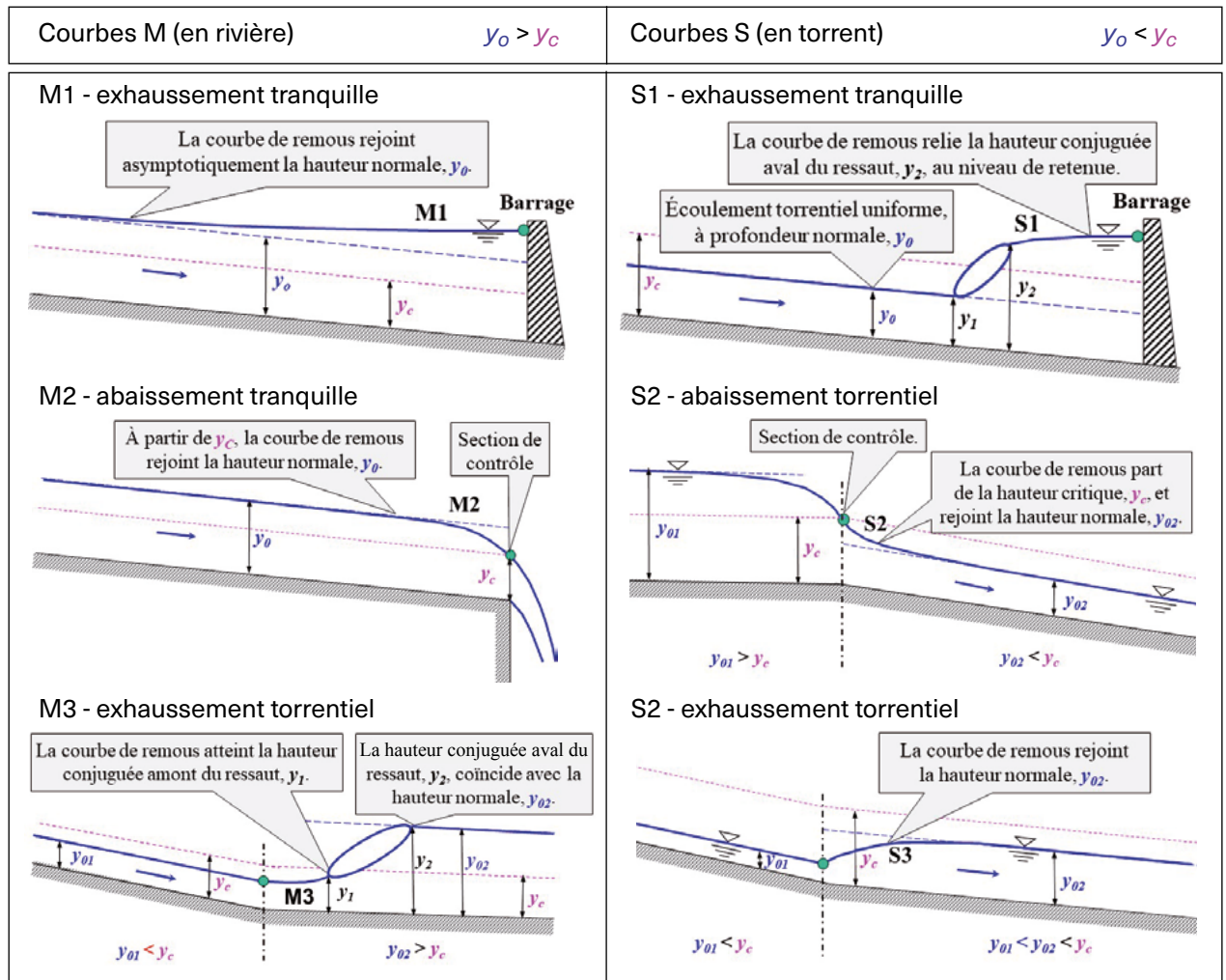
$$y(x) = y_r + \int_x \frac{J_o - J}{1 - F_r^2} dx \quad (14)$$

où y_r est la hauteur d'eau de raccordement [m].

La hauteur d'eau de raccordement y_r constitue le point de départ du calcul de la courbe de remous qui progresse de l'aval vers l'amont en régime fluvial, respectivement de l'amont vers l'aval en régime torrentiel.

L'analyse de l'équation (14) permet d'identifier différents types de courbes de remous, dont les plus courantes se réfèrent à une pente du cours d'eau allant dans le sens de l'écoulement, $J_o > 0$. Ces courbes sont classifiées Fig. III.1.5 en faisant une

Fig. III.1.5 Courbes de remous
 « en rivière » (M) avec $y_o > y_c$ et
 « en torrent » (S) avec $y_o < y_c$.
 y_o : hauteur normale, en
 écoulement uniforme.
 y_c : hauteur critique, pour $F_r = 1$.



distinction entre les écoulements «en rivière» ($F_{rn} < 1$) et «en torrent» ($F_{rn} > 1$), où F_{rn} est le nombre de Froude en condition d'écoulement uniforme.

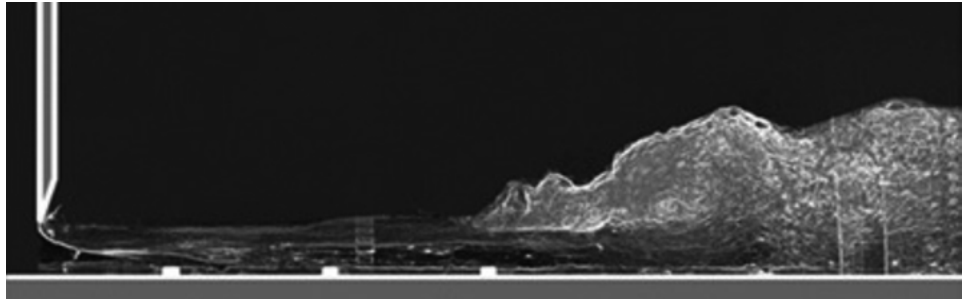
Dans cette analyse, $dy/dx < 0$ indique un abaissement de la ligne d'eau et une accélération de l'écoulement; réciproquement, $dy/dx > 0$ correspond à un exhaussement et une décélération.

III.1.2.4 Écoulement brusquement varié / ressaut hydraulique

Le passage d'un écoulement torrentiel ($F_r > 1$) à un écoulement fluvial ($F_r < 1$) impose la formation d'un ressaut hydraulique [Fig. III.1.6](#). Ce phénomène est exploité par les ingénieurs pour la dissipation d'énergie ^[4], pour l'oxygénation des écoulements et pour favoriser le mélange de liquides aux caractéristiques différentes.

Fig. III.1.6 Ressaut hydraulique photographié en laboratoire, dans le cadre de l'étude d'un dissipateur d'énergie par macrorugosités en aval d'une vanne ^[4].

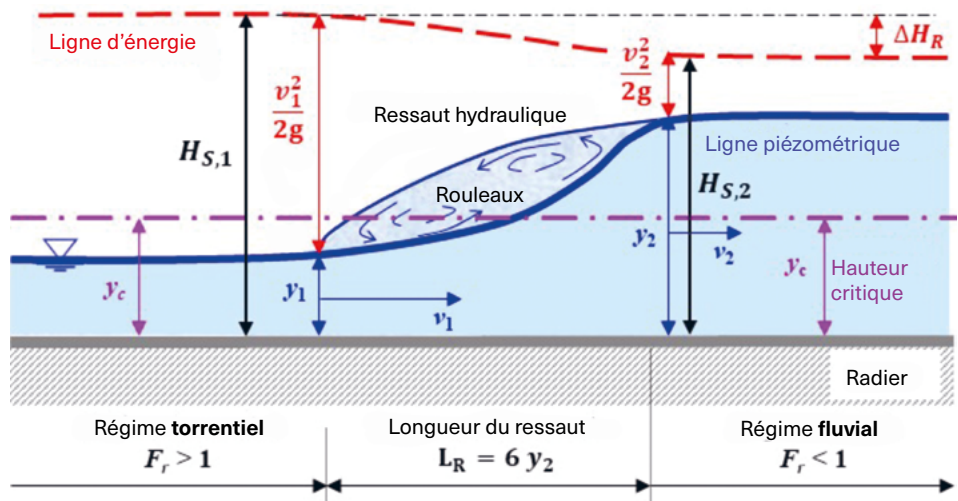
Photo : HEPIA Genève



La description analytique du ressaut est obtenue en appliquant l'équation (5), exprimant la conservation de quantité de mouvement dans le volume de contrôle du ressaut [Fig. III.1.7](#), et la perte de charge singulière ΔH_R provoquée par le ressaut.

$$H_1 = H_2 + \Delta H_R \quad (15)$$

Fig. III.1.7 Ressaut hydraulique et ses variables caractéristiques. Hauteurs conjuguées $y_1; y_2$. Charges spécifiques: $H_{S,1}; H_{S,2}$. Perte de charge: ΔH_R .



Pour une section rectangulaire, il en résulte l'équation de Bélanger qui exprime la relation d'interdépendance des profondeurs conjuguées du ressaut y_1 et y_2 . À la limite aval, le ressaut se raccorde à la hauteur imposée par l'écoulement fluvial :

$$\frac{y_1}{y_2} = \frac{1}{2} \left[\sqrt{1 + 8F_{r1}^2} - 1 \right] \quad (16)$$

Perte de charge du ressaut

La perte de charge ΔH_R (m) du ressaut en section de canal rectangulaire vaut :

$$\Delta H_R = \frac{(y_2 - y_1)^3}{4y_1 y_2} \quad (17)$$

Longueur du ressaut

La longueur L_R du ressaut, déterminée expérimentalement [5], vaut au maximum :

$$\frac{L_R}{y_2} = 6 \quad \text{si} \quad 4 > F_{r1} > 12 \quad (18)$$

Le ressaut hydraulique peut être classifié en fonction de la puissance du régime torrentiel, exprimé par le nombre de Froude amont F_{r1} Fig. III.1.8.

Fig. III.1.8 Classification du ressaut hydraulique, selon le nombre de Froude amont F_{r1} .

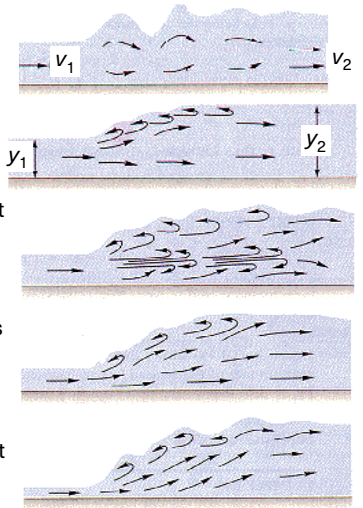
$1 < F_{r1} < 1,7$ ressaut ondulé, sans tourbillon de surface

$1,7 < F_{r1} < 2,5$ pré-ressaut, faible tourbillon
 $\Delta H_r < 0,2H_1$

$2,5 < F_{r1} < 4,5$ ressaut de transition instable se détachant et se réattachant au fond, avec production de vagues sur une longue distance
 $0,2H_1 < \Delta H_r < 0,7H_1$

$4,5 < F_{r1} < 9$ ressaut stable, peu sensible aux variations de la profondeur aval
 $0,45H_1 < \Delta H_r < 0,2H_1$

$F_{r1} > 9$ ressaut rugueux, la zone tourbillonnaire dépassant la longueur effective du ressaut
 $0,45H_1 < \Delta H_r < 0,2H_1$



Débit d'air du ressaut

Le débit d'air net (par unité de largeur) absorbé par le ressaut $q_{n\text{air}}$ a été évalué expérimentalement, et la relation suivante est proposée :

$$\beta_{\text{an}} = K (F_{r1} - 1)^{1,4} \quad \text{avec} \quad 0,0066 < K < 0,015 \quad (19)$$

$$\text{où } \beta_{\text{an}} = \frac{q_{n\text{air}}}{q_{\text{eau}}}$$

III.1.3 Écoulements bi et tridimensionnels

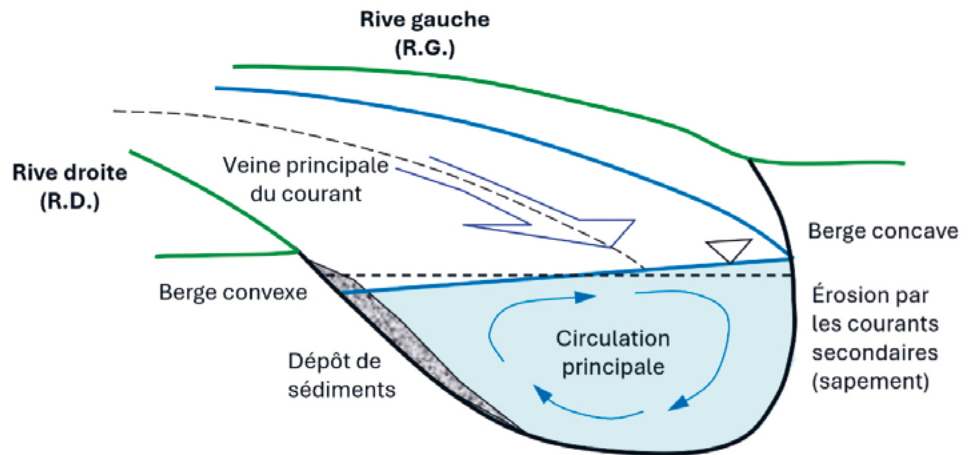
L'analyse du comportement hydraulique du cours d'eau est généralement abordée par tronçons, avec l'hypothèse d'un écoulement *unidimensionnel*. Les calculs sont réalisés pour des débits constants, associés aux temps de retour caractéristiques. Cette démarche est cependant peu adéquate lorsque le tracé n'est pas linéaire et que la dynamique sédimentaire est importante, ou lorsque les aménagements modifient localement le comportement hydraulique.

Dans un lit renaturé, des circulations transversales sont généralement observées. La vitesse est alors caractérisée par deux composantes, l'une selon l'axe principal de l'écoulement et l'autre qui lui est perpendiculaire dans le plan horizontal. L'écoulement est alors bidimensionnel (2D).

Lorsque des mouvements verticaux significatifs sont observés, il importe parfois de considérer également la composante verticale de la vitesse. L'écoulement est alors tridimensionnel (3D).

Dans un coude, par exemple, la veine principale de l'écoulement se situe en extérieur de courbe et crée une circulation transversale [Fig. III.1.9](#). Le flux hélicoïdal qui en résulte engendre un courant secondaire qui sollicite la berge concave et le lit dans son prolongement. En extrados, la section transversale se creuse par érosion, tandis qu'en intrados, les sédiments s'accumulent pour former des dépôts. Dans un tel cas, une analyse *bidimensionnelle* est requise pour décrire le comportement hydraulique de la rivière et l'évolution de sa morphologie.

Fig. III.1.9 Écoulement hélicoïdal qui se forme dans une courbe, avec veine principale du courant en extérieur. L'érosion de la berge concave est imputable aux courants secondaires de sappe. En extérieur de courbe, le profil transversal se creuse par l'érosion, tandis que des dépôts se forment à l'intérieur.



En présence d'ouvrages tels que piles de ponts, culées ou épis, l'analyse hydraulique peut, dans une certaine mesure, se référer à des formules expérimentales tirées de la littérature pour déterminer les profondeurs d'affouillement ainsi que les efforts exercés par l'écoulement sur les obstacles. En présence d'ouvrages complexes, une analyse *tridimensionnelle* peut être requise pour quantifier les sollicitations hydrodynamiques, ainsi que le comportement sédimentaire et l'évolution morphologique locale ^[5].

Les modèles à disposition vont ainsi de formules empiriques aux équations complexes. Tandis que les premières offrent des techniques de calcul simples, les secondes doivent être résolues informatiquement à l'aide de méthodes numériques

avancées. Au-delà des logiciels de simulation 1D, 2D, 3D existants, la modélisation physique pratiquée en laboratoire constitue une méthode expérimentale très appréciée. Dans des configurations complexes, mettant en jeu des aménagements et la dynamique sédimentaire, une modélisation hybride, combinant numérique et physique, peut s'avérer nécessaire [6]. L'application simultanée de ces deux approches permet, par un apprentissage mutualisé, un paramétrage fin des modèles, pour atteindre des objectifs d'analyse exigeants.

L'exemple d'aménagement d'une échelle à poissons sur le seuil de prise d'eau de l'aménagement hydroélectrique de Vessy sur l'Arve à Genève Fig. III.1.10 et III.1.11 est un bel exemple de modélisation hybride [7]. Dans ce cas particulier, le comportement hydraulique et la dynamique sédimentaire de l'Arve, de même que la configuration des épis de la prise d'eau, ont été mis au point sur le modèle physique Fig. III.1.10. La configuration des casiers techniques de la passe à poissons et la gestion des sédiments fins ont été optimisées par simulation numérique 3D Fig. III.1.11.

Les méthodes et outils de modélisation sont développés au chapitre IX.

Fig. III.1.10 Modèle physique à lit mobile, au LHA de HEPIA. L'Arve au barrage de Vessy et sa rivière de contournement garantissent la migration piscicole vers l'amont.

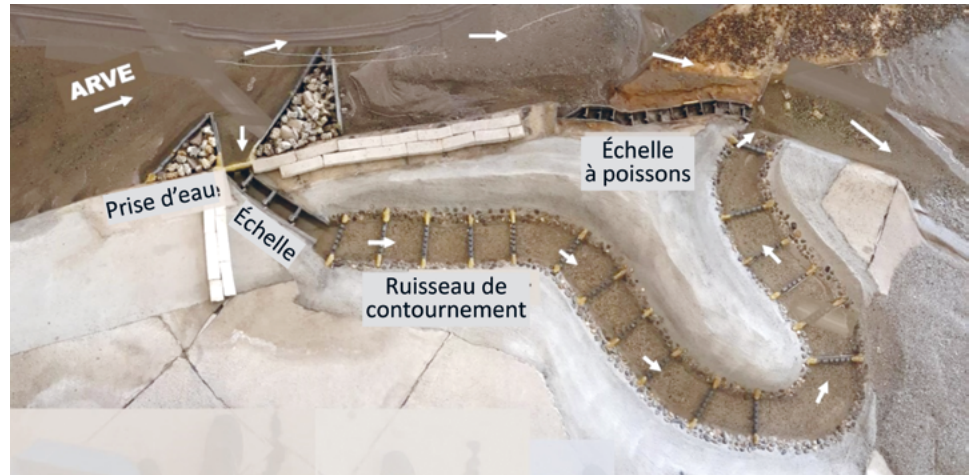
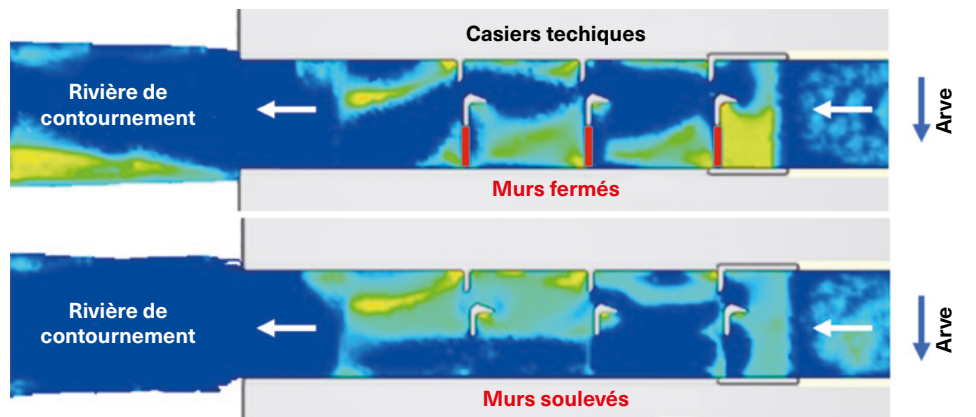


Fig. III.1.11 Résultats de simulation Flow-3D de la gestion des sédiments fins dans les casiers de la passe à poissons de Vessy, par le LHA de HEPIA. En haut : condition normale d'exploitation, $Q_{\max} = 1,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Les sédiments se déposent à l'aval des murs des casiers. En bas : chasse des sédiments, $Q_{\max} = 3,0 \text{ m}^3/\text{s}$, par étiage de l'Arve (pas de matières en suspension). Les murs des casiers sont soulevés pour chasser les dépôts accumulés.



III.1.4 Impact écologique des écoulements

L'écologie d'un cours d'eau dépend fortement de l'*hydrologie* spécifique de son bassin versant, et de l'*hydrodynamique* caractérisant son parcours. La variation naturelle des débits et du transport sédimentaire crée une dynamique alluviale déterminante pour la faune et la flore du cours d'eau et de ses abords.

Les transformations morphologiques d'un cours d'eau à lit mobile surviennent principalement sous l'effet des crues. Ces épisodes à fort débit participent de la dynamique alluviale, avec effet de régénérer périodiquement la morphologie et la biodiversité. Sur la durée cependant, une rivière naturelle tend à atteindre un équilibre morphologique, l'état de régime [Fig. III.1.12](#), caractérisé par une géométrie propre. Les différents types de comportements sont décrits dans le sous-chapitre III.3.

Fig. III.1.12 Régime morphologique en bancs alternés et tresses sur le Rhône dans la traversée du bois de Finges en Valais. Vue depuis l'église de Varone.
Photo : Z. Vecsernyés



Lorsque l'hydrologie naturelle est altérée, sous l'effet de l'urbanisation du bassin versant, de la présence de retenues ou de captages, le comportement hydraulique et sédimentaire du cours d'eau est impacté. Tout en conciliant les aspects sécuritaires et écologiques, les projets de renaturation doivent s'adapter à cette hydrologie nouvelle de manière à favoriser les caractéristiques géométriques favorables à l'établissement et au maintien d'habitats diversifiés.

Dans ce contexte, la promotion de ressauts hydrauliques permet souvent de diversifier les vitesses et les hauteurs d'eau, et de favoriser l'oxygénation de l'eau [Fig. III.1.13](#). Les ressauts contribuent efficacement au tri granulométrique des sédiments et à la création naturelle de frayères pour les espèces piscicoles. Ils ne doivent toutefois pas constituer un obstacle à la migration piscicole.

Fig. III.1.13 Dissipation de l'énergie de l'écoulement par ressauts successifs dans l'aménagement d'une échelle à poissons sur le Boiron de Morges (Vaud).

Photo: Z. Vecsernyés



Bibliographie du sous-chapitre III.1

- [1] Vecsernyés, Z., 2013, *Écoulements à surface libre*, comptes rendus du Certificate of Advanced Studies HES-SO en revitalisation de cours d'eau 2012–2013, HES-SO, Fribourg.
- [2] Chow, V. T., 1959, *Open-Channel Hydraulics*, McGraw-Hill College, New York.
- [3] OFEG, 2001, *Rauheiten in ausgesuchten schweizerischen Fließgewässern*, rapport de l'OFEG, Série Eaux n° 1, Berne.
- [4] Vecsernyés Z., Destrieux M., Andreini N., Boillat J.-L., 2014, «Third stage of Aire River revitalization, optimization by physical modelling», actes du congrès IAHR River Flow, Lausanne.
- [5] Jaeggi, M., 2013, *Transport solide*, comptes rendus du Certificate of Advanced Studies HES-SO en revitalisation de cours d'eau 2012-2013, HES-SO, Fribourg.
- [6] Hager, W. H, Schleiss A. J., 2009, *Constructions hydrauliques*, TGC volume 15, EPFL Press, Lausanne.
- [7] Vecsernyés, Z. *et al.*, 2022, «Hybrid modelling prevents a fish pass from clogging», actes du 39^e congrès IAHR, Panama City.

Le transport sédimentaire est un processus fondamental qui définit le comportement des rivières alluviales. La capacité d'un cours d'eau à déplacer des particules de différentes tailles, depuis les argiles les plus fines jusqu'aux blocs rocheux, dépend d'interactions complexes entre les forces hydrauliques et les propriétés des sédiments. Cette dynamique contrôle non seulement la morphologie du lit et des berges, mais également l'évolution à long terme du système fluvial.

Lors des crues, le transport solide s'accompagne de quantités importantes de bois flottés. Cette composante ne saurait être ignorée car elle révèle la vulnérabilité des ouvrages de franchissement du cours d'eau en cas de formation d'embâcles.

La compréhension des mécanismes de transport s'avère essentielle pour une gestion durable des cours d'eau, conciliant protection contre les crues, préservation des écosystèmes aquatiques et maintien de l'équilibre morphologique à long terme.

III.2.1 Caractéristiques des rivières alluviales

Marina Launay

Les rivières alluviales constituent un type fluvial particulier où l'écoulement s'effectue dans les dépôts sédimentaires naturels. Contrairement aux rivières encaissées dans un substrat rocheux résistant, elles ont une mobilité et une capacité d'ajustement morphologique remarquables. Leur fonctionnement repose sur un équilibre dynamique entre l'énergie du cours d'eau et la charge sédimentaire transportée. Ces processus engendrent des structures de dépôt caractéristiques (bancs de méandres, barres longitudinales et dépôts de décrue stratifiés dans la plaine d'inondation) et une remarquable diversité morphologique.

La plaine d'inondation des rivières alluviales joue un rôle majeur dans les fonctions écologiques locales. Les échanges entre le chenal principal et la plaine lors des crues assurent le dépôt de sédiments fins, la recharge des nappes alluviales et la création d'habitats temporaires d'une grande richesse biologique. Cette connectivité latérale lamine également les pics de crue et permet le stockage temporaire de sédiments et nutriments. La *végétation ripicole* exerce une influence essentielle : les racines stabilisent les berges, la rugosité ralentit les écoulements et favorise les dépôts, créant une rétroaction complexe entre milieu vivant et dynamique physique.

Toutefois, cette mobilité naturelle entre aujourd'hui en conflit avec l'occupation humaine des plaines alluviales. Les interventions massives des XIX^e et XX^e siècles – endiguements, chenalisations, barrages – ont profondément perturbé l'équilibre

Végétation ripicole
Espèces végétales qui vivent
ou poussent sur les rives
immergées des cours d'eau ou
des plans d'eau.

sédimentaire, déclenchant incisions, déstabilisations d'ouvrages et appauvrissement écologique. Le défi contemporain consiste dès lors à concilier :

- la protection des populations contre les inondations ;
- la préservation des fonctionnalités écologiques ;
- le maintien d'une dynamique sédimentaire équilibrée.

Les approches intégrées, développées depuis les années 1990, reconnaissent que la dynamique alluviale est le fonctionnement normal de ces systèmes. Restaurer un espace de mobilité, maintenir la continuité sédimentaire et préserver la connectivité latérale émergent comme principes directeurs de la revitalisation des cours d'eau.

Exemples suisses

En Suisse, malgré le caractère montagneux du territoire, plusieurs cours d'eau illustrent parfaitement les dynamiques alluviales, du grand fleuve alpin aux rivières de plaine. Le Rhône valaisan, la Sarine et la Broye, par leur diversité de taille et de contexte géomorphologique, offrent des exemples représentatifs des systèmes alluviaux helvétiques. Du grand fleuve alpin à forte charge sédimentaire aux rivières de taille moyenne et petite évoluant dans des contextes de plaine, ces trois cours d'eau permettent d'explorer les multiples facettes du fonctionnement des rivières alluviales et illustrent concrètement les enjeux de conciliation entre dynamique naturelle, préservation environnementale et sécurité de la population.

Le Rhône valaisan : un grand fleuve alpin contraint

Le Rhône valaisan est l'exemple le plus emblématique de rivière alluviale en Suisse. Entre Brigue et Martigny, il repose sur une épaisseur alluviale atteignant plusieurs centaines de mètres, accumulée depuis des millénaires par l'érosion glaciaire et les apports torrentiels. Sa charge sédimentaire abondante – graviers, galets, blocs et fines donnant sa couleur laiteuse – maintient une dynamique de transport significative.

Historiquement, le Rhône présentait un lit en tresses spectaculaire avec de multiples chenaux divagants, s'anastomosant autour de bancs mobiles. Les crues formaient régulièrement de nouveaux bras, créant une mosaïque d'habitats en constante évolution. Les corrections historiques du Rhône ^[1] l'ont contraint entre des digues, fixant son tracé et réduisant drastiquement son espace de mobilité. Toutefois, le fleuve continue de transporter d'importants volumes sédimentaires et conserve une dynamique de dépôt-érosion active dans cet espace contraint.

Le projet actuel de III^e correction illustre l'évolution des paradigmes de gestion. Contrairement aux corrections précédentes visant uniquement la sécurisation, ce projet cherche à concilier protection et restauration écologique. Des élargissements locaux restitueront un espace de mobilité minimal, permettant la formation de bancs de graviers et la diversification des habitats tout en garantissant le transit des fortes crues dans une plaine valaisanne densément peuplée.

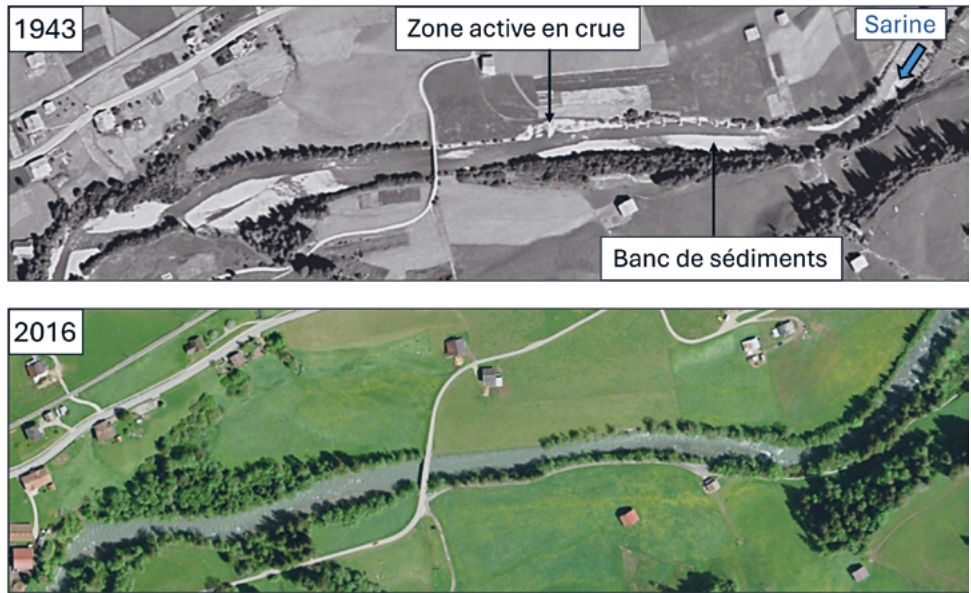
La Sarine : une rivière alpine de taille moyenne

La Sarine présente des caractéristiques variables selon les tronçons. Dans sa partie alpine, elle s'écoule dans des gorges étroites, mais en aval, dans la région de Fribourg,

elle traverse des formations alluviales quaternaires où elle a développé des méandres témoignant d'une histoire géomorphologique complexe alternant dépôts et incisions [2].

Le secteur en amont du lac de Schiffenen présente des bancs de graviers remaniés lors des crues, témoignant d'une dynamique active Fig. III.2.1. Toutefois, les aménagements hydroélectriques en amont piègent une partie importante des sédiments, réduisant la charge solide disponible. Cette perturbation de la continuité sédimentaire constitue un enjeu typique des rivières alpines suisses où production hydroélectrique et dynamique alluviale entrent en conflit.

Fig. III.2.1 La Sarine à Rougemont. En haut : en 1943; en bas : en 2016.



Malgré les modifications subies, la Sarine maintient un transport actif lors des crues printanières liées à la fonte nivale. Les projets de renaturation en cours visent à restaurer localement des fonctionnalités naturelles par reconnexion de zones humides et recréation de zones de dépôt. La végétation ripicole contribue à modeler cette dynamique : berges végétalisées résistant mieux aux crues et bancs colonisés par des espèces pionnières créant une mosaïque d'habitats diversifiés.

La Broye : une petite rivière de plaine

La Broye s'écoule dans une vallée alluviale sur des dépôts fins à moyens. Historiquement, elle développait un *pattern* méandrique avec des sinuosités régulières, caractéristique des rivières à charge modérée et faible pente. Sa charge sédimentaire, composée principalement de limons et sables fins, se dépose localement lors des débordements, édifiant la topographie de la plaine avec des *levées alluviales* et des cuvettes de décantation.

Comme la plupart des petites rivières du Plateau, la Broye a été fortement artificialisée aux XIX^e et XX^e siècles [3]. Rectification, chenalisation, recouplement des méandres

Levéé alluviale

Accumulation de sédiments fins (sable, silt et argile), déposés le long des rivières lors des crues.



Fig. III.2.2 Correction de la Broye entre Féigny et le lac de Morat. En rouge: l'ancien tracé; en bleu: le tracé corrigé en 1865.

et drainage de la plaine ont considérablement réduit son espace fonctionnel et appauvri ses habitats [Fig. III.2.2](#).

Depuis les années 1990, des projets de revitalisation ont recréé localement des méandres et des zones humides, démontrant qu'une restauration est possible même sur des rivières fortement anthropisées. Ces interventions révèlent la résilience remarquable des systèmes alluviaux: les méandres recréés développent rapidement une morphologie caractéristique, la végétation pionnière colonise spontanément les bancs émergents ^[4], et la faune aquatique et ripicole recolonise les secteurs restaurés.

Ces projets servent d'exemples pour d'autres cours d'eau du Plateau et démontrent la viabilité d'une gestion intégrée conciliant usages agricoles, protection contre les inondations et préservation de la biodiversité [Fig. III.2.3](#).

Fig. III.2.3 Tronçons de la Broye. À gauche: à renaturer en aval du Pont Neuf. À droite: épis réalisés en 2020, en amont du Pont Neuf.

Photo: M. Goetschi pour Gruner/Stucky



III.2.2 Modes et mécanismes de transport sédimentaire

[Marina Launay](#)

Deux principaux modes de transport solide peuvent être distingués selon la taille des particules et leur interaction avec l'écoulement, la suspension et le charriage.

Transport en suspension

Le transport en suspension concerne les particules fines, argiles, limons et sables fins, maintenus en suspension dans la colonne d'eau par la turbulence de l'écoulement. Lorsque la vitesse de sédimentation de ces particules est inférieure aux composantes ascendantes des fluctuations turbulentes, elles peuvent être transportées sur de très longues distances sans se déposer.

La concentration en matières en suspension varie fortement en fonction du débit ; lors des crues, la charge solide peut augmenter de plusieurs ordres de grandeur, conférant à l'eau une teinte brunâtre ou grisâtre caractéristique [Fig. III.2.4](#).

Fig. III.2.4 L'Arve en crue dans la traversée de Genève, 15 novembre 2023.

Photo: V. Amman pour l'État de Genève



L'Arve, affluent du Rhône prenant sa source dans les Alpes françaises et rejoignant le Rhône à Genève, illustre l'importance du transport en suspension dans les rivières alpines. Cette rivière de 102 km est le principal contributeur au flux de matières en suspension du Rhône entre le lac Léman et Lyon. Grâce à un suivi turbidimétrique continu à la station « Arve, Bout-du-Monde » à Genève, les flux sédimentaires peuvent être évalués avec précision. Entre 2012 et 2017, un flux moyen de 0,63 Mt/an a été mesuré ^[5], cohérent avec l'estimation historique de 1890 qui indiquait 0,71 Mt/an. Annuellement, l'Arve charrie plus de 700 000 m³ de sédiments, dont la moitié environ se dépose dans la retenue du barrage de Verbois.

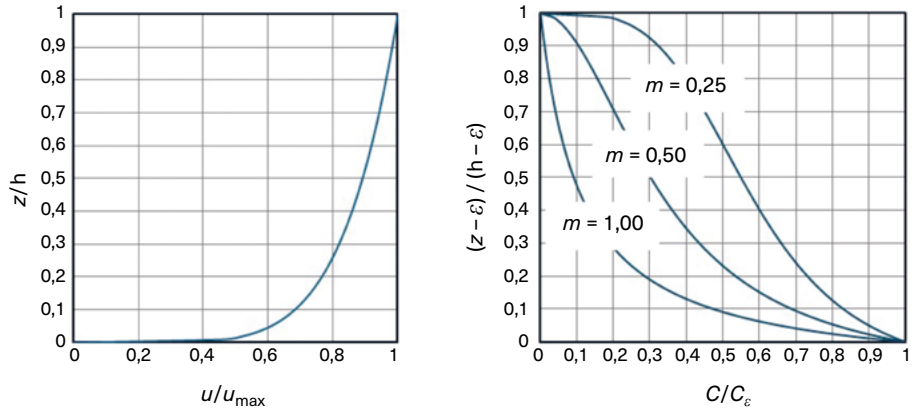
Calcul du débit solide en suspension

Conceptuellement, le débit solide en suspension q_{ss} est obtenu par intégration de la concentration volumétrique des particules C , multipliée par la vitesse de déplacement des grains u , sur la colonne comprise entre la couche de charriage ε et la hauteur d'eau h :

$$q_{ss} = \int_{\varepsilon}^h C u dz \quad (1)$$

Ce calcul fait intervenir la distribution des vitesses et des concentrations solides dans la section d'écoulement. Si les grains sont suffisamment petits, leur vitesse de transport u_{ss} est assimilable à celle de l'écoulement u , et une distribution logarithmique peut être admise ^[6] et [Fig. III.2.5 gauche](#).

Fig. III.2.5 Distribution verticale adimensionnelle de la vitesse d'écoulement u (à gauche) et de la concentration C de la charge en suspension (à droite).



Pour la distribution de concentration verticale C , développée naturellement sur l'intervalle $e < z < h$, plusieurs expressions sont proposées dans la littérature, dont celle d'Einstein-Rouse [7, 8] et **Fig. III.2.5 droite** :

$$C = C_\varepsilon \left(\frac{\varepsilon h - z}{z h - \varepsilon} \right)^m \quad (2)$$

où $m = 2,5 v_s/v^*$.

C_ε est la concentration à $z = e$, v_s la vitesse de sédimentation des grains et v^* la vitesse de frottement. Pour C_ε et ε , des relations sont proposées dans la littérature pour un lit plat [9].

Compte tenu de la variabilité des différents paramètres concernés, un échantillonnage in situ est recommandé pour ajuster leurs valeurs.

Transport de fond ou charriage

Le charriage, également appelé transport de fond, concerne les particules les plus grossières : graviers, galets et blocs. Ces éléments se déplacent par roulement, glissement ou saltation (petits bonds) sur le fond du lit. Ce mode de transport est dépendant de la puissance spécifique du cours d'eau et ne s'active qu'au-delà d'un seuil critique de la contrainte de cisaillement exercée par l'écoulement sur le fond.

La Dranse est l'un des principaux affluents du Rhône en amont du lac Léman, leur confluence se situant au coude de Martigny en Valais. Ce cours d'eau présente un transport de fond intense, dont les nombreux bancs de graviers, remaniés au gré des crues, sont les témoins visibles. Dans ce torrent à forte pente, le charriage dépend fortement des conditions hydrologiques, de la disponibilité des sédiments et des apports latéraux provenant de glissements de terrain et de ruptures de berges.

Les barrages des aménagements hydroélectriques, érigés dans la partie amont du bassin versant, piègent une partie importante des sédiments, réduisant la charge solide disponible. Cette perturbation de la continuité sédimentaire, associée à la modification du régime hydrologique, constitue un enjeu typique des rivières alpines suisses où production hydroélectrique et dynamique alluviale interagissent significativement.

Fig. III.2.6 Bancs de graviers dans la Dranse à Sembrancher.
Photo: J.-L. Boillat



Dans ce contexte, la traversée des communes de Sembrancher et Vollèges [Fig. III.2.6](#) a fait récemment l'objet d'un projet de protection contre les crues et de revitalisation de la Dranse (cf. section XI.1.1).

Facteurs de capacité et de compétence du transport

Les paramètres hydrauliques

La capacité de transport d'un cours d'eau, définie comme la charge solide maximale transportable par unité de surface et de temps, dépend principalement du débit et de la pente du cours d'eau. La *compétence*, quant à elle, exprime la taille maximale des particules pouvant être mises en mouvement pour une vitesse d'écoulement donnée. Ces deux concepts, bien que liés, décrivent des aspects complémentaires de la dynamique sédimentaire.

Calcul du transport solide par charriage

De nombreuses formules ont été développées sur la base d'essais en laboratoire. Elles permettent de calculer la capacité de transport en fonction de la géométrie, de la pente longitudinale, du débit liquide et de la granulométrie du lit. Parmi les plus utilisées en Suisse:

- la formule de Meyer-Peter/Müller ^[10], pour des pentes jusqu'à 2 % :

$$q_B = 25\,151,6 (hJ - 0,05(s - 1)d)^{1,5} \left[\frac{\text{kg}}{\text{sm}} \right] \quad (3)$$

- la formule de Smart et Jaeggi ^[11] pour des pentes de 3 à 20 % :

$$q_B = 7\,709 h v_m J^{1,6} \left(1 - \frac{d}{12,1 h J} \right) \left[\frac{\text{kg}}{\text{sm}} \right] \quad (4)$$

où

q_b	débit solide par unité de largeur [kg/sm]
h	hauteur d'eau [m]
J	pente longitudinale [-]

s	densité relative des sédiments par rapport à l'eau ρ_s/ρ_W [-]
d	diamètre caractéristique des grains [m]
v_m	vitesse moyenne de l'écoulement [m/s]

Les formules (3) et (4) sont présentées ici sous leur forme opérationnelle la plus simple. Elles permettent de quantifier un ordre de grandeur du débit charrié. Pour une évaluation plus fine, le recours à la bibliographie est requis.

Influences anthropiques sur le transport sédimentaire

Les aménagements hydrauliques modifient profondément les processus de transport sédimentaire. Les barrages, la chenalisation et l'extraction de granulats perturbent le continuum sédimentaire naturel. À ce titre, les barrages constituent des barrières physiques particulièrement efficaces, retenant fréquemment 70 à 90 % du volume des sédiments exportés du bassin versant. Cette rétention s'accompagne d'un tri granulométrique, avec accumulation des éléments grossiers en queue de retenue et piégeage des particules fines près du barrage. Ce processus provoque un déficit chronique de matériaux et une incision progressive du lit en aval.

Le bassin de la Dranse illustre parfaitement ces enjeux complexes de gestion sédimentaire. Cette rivière valaisanne, connue pour ses crues torrentielles charriant des volumes considérables de matériaux, a historiquement causé des dégâts importants aux communes de Martigny. Pour prévenir cette menace, un barrage filtrant érigé à Martigny-Croix constitue l'élément clé du projet de protection contre les crues. Cet ouvrage, représentant 10 % du devis global mais assurant 70 % de la sécurité, révèle une approche innovante de la gestion du charriage.

Le barrage filtrant a été conçu pour autoriser le transit des matériaux charriés par les débits courants, maintenant ainsi la continuité sédimentaire. En cas de crue, il peut retenir jusqu'à 70 000 m³ de sédiments en amont du secteur urbanisé. Une fois piégés, ces matériaux sont curés et valorisés localement, transformant un problème sédimentaire en ressource pour le territoire. Une fosse de dissipation d'énergie en aval de l'ouvrage maîtrise l'érosion au pied du barrage, tandis qu'un chenal de transit assure la libre circulation des poissons, intégrant dès la conception les dimensions écologiques et sédimentaires.

Équilibre sédimentaire et morphologie

L'équilibre sédimentaire d'un cours d'eau résulte de la balance entre les apports provenant du bassin versant et la capacité de transport du chenal. Un déficit sédimentaire, causé par exemple par un piégeage en amont ou une extraction excessive de graviers, conduit à une incision du lit. À l'inverse, un excès d'apports peut provoquer un exhaussement du fond et une augmentation du risque d'inondation. Les rivières alluviales naturelles ajustent continuellement leur géométrie (largeur, profondeur, sinuosité) pour maintenir cet équilibre.

La Sarine, avec ses méandres parfois très encaissés formés après la glaciation de Würm, témoigne de cette quête d'équilibre morphologique. Le grand dénivelé d'environ 200 m entre le plateau fribourgeois et la vallée de l'Aar a provoqué une érosion rapide créant des gorges spectaculaires. Cette morphologie reflète l'ajustement du

Würm
Dernière période glaciaire du Pléistocène, s'étendant de 115 000 à 11 700 ans avant le présent.

cours d'eau à des conditions de transport sédimentaire marquées par une forte énergie potentielle dans les secteurs amont.

Les projets de renaturation des cours d'eau doivent intégrer une compréhension fine des processus de transport sédimentaire pour trouver un équilibre entre les impératifs de protection contre les crues et les objectifs écologiques. Le projet de la Dranse à Sembrancher et Vollèges est un exemple particulièrement éclairant de cette recherche de compromis. Initié après la crue dévastatrice d'octobre 2000, le projet devait impérativement assurer une protection contre une crue centennale (Q_{100}) tout en restaurant les fonctions écologiques du cours d'eau.

Le lit initial, de 8-14 m, a été élargi à 20-30 m, offrant un espace de liberté suffisant pour absorber les crues tout en permettant le développement d'une dynamique morphologique plus naturelle. Cet élargissement visait explicitement à restaurer les processus de transport et de dépôt sédimentaire, essentiels au bon fonctionnement écologique du cours d'eau (cf. section XI.1.1).

L'élargissement du lit permet à la Dranse de déployer sa puissance érosive de manière contrôlée, favorisant la remobilisation des sédiments et la création spontanée de structures morphologiques diversifiées : alternance de mouilles et de radiers, formation de bancs de graviers, développement de chenaux secondaires. Des aménagements complémentaires ont enrichi cette mosaïque d'habitats : création de bras morts, de hauts-fonds, installation de pierriers et de tas de bois, aménagement de zones sablonneuses. Un suivi sédimentaire rigoureux a été mis en place pour évaluer l'évolution morphologique du tronçon revitalisé et la dynamique du charriage, accompagné d'un monitoring biologique permettant de mesurer la recolonisation par les espèces pionnières et la faune aquatique.

III.2.3 Laves torrentielles

Christophe Ancey

En montagne, des masses importantes de matériaux peuvent être subitement mises en mouvement et s'écouler en causant d'importants dommages aux habitations et infrastructures. Ces flux, mobilisant parfois plus d'un million de mètres cubes, sont désignés sous le terme générique de *lave torrentielle*. Ils constituent un danger naturel majeur dans les Alpes et dans d'autres massifs montagneux. Dans l'histoire récente, plusieurs vallées suisses ont été affectées par des événements de grande ampleur (août 1987 ^[12], août 2005 ^[13] et juin-juillet 2024).

Sur le plan géomorphologique, les laves torrentielles jouent un rôle majeur d'érosion et de transport de matériaux dans les bassins versants d'altitude. Les dépôts de lave torrentielle peuvent fortement influencer sur la géométrie des cônes de déjection et des lits de rivière, comme dans le cas de l'Ilgraben (Valais) [Fig. III.2.7](#) qui a façonné le cône de déjection sur lequel est bâti le village de Susten.

Dans le cadre de la renaturation des cours d'eau, les laves torrentielles sont à étudier dès lors que leurs apports en sédiment d'eau modifient de façon sensible la qualité des eaux et la distribution granulométrique des sédiments charriés par les cours d'eau récepteurs. Ainsi, dans les années 1990, le glissement des Posettes au-dessus du Tour (France) a généré des bouffées de lave torrentielle et un fort transport solide dans l'Arve. Une partie du matériau fin a été transportée par l'Arve jusqu'à sa confluence avec le Rhône, puis s'est accumulée dans les retenues de Verbois et de Génissiat dont il

Fig. III.2.7 Front d'une lave torrentielle dans l'Illgraben (Valais).

Photo : WSL



a fallu augmenter la fréquence des chasses. Une autre partie s'est infiltrée dans le lit de l'Arve provoquant son colmatage, dégradant ainsi la faune et la flore benthique.

Une lave torrentielle est l'écoulement d'une masse de sédiments et d'eau se déplaçant sur des pentes de montagne, le plus souvent dans des lits de torrents, en parcourant des distances de quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres, à des vitesses dépassant 1 m/s. La langue française ne dispose que d'un seul terme générique pour décrire ces écoulements alors qu'en anglais, une distinction peut être faite selon le type de matériaux (*debris flow*, *mud flow*) ou le type de mouvement (*slide flow*, *debris avalanche*).

Différences avec les glissements de terrain

Les laves torrentielles se distinguent des glissements de terrain par les distances parcourues et la concentration en eau : un glissement de terrain est généralement la translation d'une masse de matériaux plus ou moins saturés sur une distance dont l'ordre de grandeur correspond à la longueur initiale de la zone mobilisée. Les laves torrentielles parcourent de grandes distances par rapport aux dimensions de la zone de déclenchement et elles transportent un matériau saturé en eau, sauf au niveau du front lorsque celui-ci est composé de gros blocs.

Différences avec le charriage concentré

Les laves torrentielles se distinguent du charriage concentré par leur teneur en matériaux solides. La concentration volumique en sédiments du charriage n'excède pas 20 % même dans sa forme hyperconcentrée. À l'opposé, elle excède 60 % pour les laves torrentielles. Dans les massifs alpins, une discontinuité est ainsi observée dans la concentration en sédiment entre le charriage et les laves torrentielles. Cela n'est pas nécessairement le cas pour les massifs volcaniques où les laves torrentielles

sont appelées *lahars*. Du fait de leur forte viscosité, les laves torrentielles ne s'écoulent que sur des pentes suffisamment fortes, en général supérieures à 20 %, alors que le charriage peut s'observer quelle que soit la pente.

Modes de formation des laves torrentielles

Laves torrentielles dues à des glissements de terrain

Dans certains cas, des glissements de terrain peuvent former et accélérer des laves torrentielles. Dans d'autres cas, le pied du glissement est sapé par un écoulement d'eau et des bouffées de lave sont créées à chaque fois que le cours d'eau parvient à mobiliser la masse sédimentaire stockée dans le lit. Dans de telles configurations, comme notamment dans le cas de l'Illgraben, des laves torrentielles sont observées avec une périodicité d'ordre annuelle. La zone de départ est en général facile à identifier puisqu'elle correspond à une zone de glissement.

Laves torrentielles dues à une instabilité du lit

Même sans la source de matériaux mobilisables que constitue un glissement de terrain, le lit d'un torrent peut être progressivement alimenté en matériaux par des éboulis, le ruissellement de versants et les avalanches de fond. Sous certaines conditions, en général de fortes pluies ou des pluies soutenues sur une longue période, le lit torrentiel est saturé en eau et devient instable; il cède alors brutalement et forme une lave torrentielle. La fréquence de ce type d'événement est généralement faible (une à quelques fois par siècle) car il faut que deux conditions soient réunies: le lit doit être rechargé en matériaux et l'apport en eau doit conduire à une saturation du lit. Un exemple est le torrent du Pissot [Fig. III.2.8](#) au-dessus de Villeneuve (Vaud), qui forme une lave torrentielle une fois par siècle environ.

Fig. III.2.8 Lave torrentielle du Pissot, le 14 août 1995 avec ses dépôts sur le vignoble de Villeneuve (Vaud) et sur l'autoroute A9 entre Lausanne et Martigny.

Photo: SESA (Vaud)



La raideur des pentes, généralement supérieure à 20 %, et la disponibilité en matériaux sont les deux principaux critères qui permettent de jauger la probabilité d'occurrence des laves torrentielles dans un bassin versant ^[14].

Mouvement et arrêt des laves torrentielles

À bien des égards, les laves torrentielles ressemblent aux avalanches, raison pour laquelle toutes deux ont été étudiées avec les mêmes outils. Les laves torrentielles sont ainsi souvent modélisées comme des écoulements d'un fluide homogène dont la dynamique est décrite par des équations moyennées comme celles de Saint-Venant. Cette hypothèse et le cadre de calcul sont généralement partagés par la communauté scientifique, mais un débat subsiste sur la nature de la viscosité (ou du frottement) des laves torrentielles. En simplifiant, le débat dégage trois écoles.

Fluides de Bagnold ou de Voellmy

L'une des premières approches considère les laves torrentielles comme des écoulements granulaires fortement cisailés. Ce concept s'appuie notamment sur le travail de Ralph Bagnold pour suggérer que les collisions entre particules sont le principal mécanisme de génération des contraintes au sein des matériaux et que le frottement varie avec le carré de la vitesse (fluide de Bagnold ou Voellmy) ^[15]. Des logiciels commerciaux tels Flo-2d et Ramms-DF utilisent une telle hypothèse.

Fluides de Coulomb

Pour d'autres auteurs comme Richard Iverson ^[16], le régime collisionnel de Bagnold ne peut être atteint que lorsque la vitesse est très grande (quelques dizaines de m/s), ce qui n'est pas le cas pour la majorité des laves torrentielles. Iverson suppose que la loi de Coulomb est suffisante à décrire le frottement au sein de matériaux granulaires et, sous cette hypothèse, la mobilité des laves torrentielles résulte principalement d'un excès de pression au sein du fluide interstitiel. Un code académique comme D-Claw est fondé sur ce modèle de Coulomb ^[17].

Fluides viscoplastiques

Une troisième école attribue le rôle majeur du comportement mécanique aux argiles. En effet, mélangées à de l'eau, les argiles forment un fluide viscoplastique qui peut lubrifier les contacts entre particules grossières et ainsi imposer un comportement viscoplastique aux mélanges de débris ^[18]. La loi de Herschel-Bulkley (ou de Bingham) est souvent utilisée pour décrire le comportement des laves torrentielles viscoplastiques.

Ségrégation granulométrique

Outre le débat sur la nature rhéologique des débris torrentiels, une autre question divise la communauté scientifique. Les laves torrentielles mobilisent des matériaux avec une distribution granulométrique très étendue, des argiles micrométriques aux

blocs grossiers de taille métrique. En cours d'écoulement, les matériaux les plus grossiers ont tendance à s'accumuler sur le front de l'écoulement ou sur ses bords latéraux, formant des bourrelets. Cette ségrégation granulométrique tend à structurer l'écoulement en une zone centrale riche en matériaux fins et une zone périphérique riche en matériaux grossiers [19]. La quantification du phénomène et le lien avec la dynamique de l'écoulement restent encore largement discutés.

Utilisation en ingénierie des cours d'eau

Les méthodes géomorphologiques classiques fondées sur les observations de terrain et quelques formules empiriques permettent en général de dresser un tableau grossier de l'activité des laves torrentielles (intensité et fréquence des phénomènes, zones concernées, types de phénomènes), qui peut suffire dans un grand nombre de cas pratiques [14, 20, 21].

Caractériser plus finement l'extension des laves torrentielles est un exercice beaucoup plus délicat. Hormis le modèle D-Claw [17], les codes de calcul disponibles nécessitent de calibrer les paramètres des lois de frottement en ajustant la distance d'arrêt sur des données de terrain. La comparaison montre qu'il existe souvent des différences considérables entre modèles [22] dans le calcul des emprises, mais les différences sont moins marquées pour les hauteurs et vitesses dans la zone d'écoulement. Ces modèles ne peuvent être utilisés en ingénierie qu'en gardant un esprit critique sur leurs limites.

Dans des cas particuliers, comme celui du Pissot à Villeneuve ou de la Griez aux Houches, des modélisations physiques ont été utilisées pour concevoir des ouvrages de protection [23, 24].

III.2.4 Bois flottant

Lukas Schmocker et Isabella Schalko

Lors de l'évaluation des risques associés à une rivière, il est essentiel de prendre en compte le bois transporté durant les crues. Pour une crue de période de retour donnée, il convient d'évaluer la vulnérabilité des ouvrages de franchissement de la rivière au regard de la formation d'embâcles, ceci afin de quantifier la probabilité de débordement et d'inondation. La procédure proposée peut se résumer comme suit :

- détermination de l'**apport de bois flottant** pour un scénario hydrologique spécifique ;
- estimation des **processus de transport**, en tenant compte des dimensions attendues des pièces de bois (longueur de tronc, diamètre de souche) ;
- évaluation des **processus de blocage (d'embâcle)** à l'aide de relations ou en comparant la dimension des troncs à la géométrie de l'ouvrage (largeur, tirant d'air) ;
- détermination des **effets d'embâcle** sur la retenue d'eau et l'affouillement ;
- **planification des mesures** de rétention ou de transfert du bois.

Outre les sédiments charriés sur le fond, les cours d'eau transportent régulièrement des pièces de bois. Pour se protéger des inondations, mais aussi pour revitaliser les rivières, il est nécessaire d'évaluer le volume de bois transporté lors des crues. Le bois

Analyse SIG

L'analyse SIG (système d'information géographique) est une méthode informatisée qui permet d'explorer et d'analyser des données, selon leur localisation géographique.

peut arriver dans un cours d'eau de différentes manières : à la suite d'un glissement de terrain, d'une avalanche, d'une érosion latérale ou d'une lave torrentielle [25]. Le volume de bois transporté peut être quantifié pour un bassin versant à l'aide d'équations empiriques, d'analyses SIG ou d'inspections de terrain. Le volume de bois V_S (m³) peut être déterminé à l'aide d'équations empiriques reposant sur des paramètres pertinents, tels que la superficie du bassin versant E (km²), la charge sédimentaire F (m³) ou le débit de pointe $Q_{\max}$ (m³/s). Une vue d'ensemble des approches empiriques est disponible dans la littérature spécialisée [26, 27, 28]. À titre d'exemple, l'évaluation de V_S en fonction de E est donnée par :

$$V_S = 38 E^{0,54} \quad (5)$$

Les équations empiriques sont simples et rapides à appliquer, mais elles présentent des incertitudes importantes. De ce fait, il est recommandé d'appliquer plusieurs équations et de faire la moyenne des résultats. L'analyse SIG permet une détermination plus détaillée des apports de bois flottant. À partir de diverses données de référence (modèle d'élévation, superficie forestière, réseau hydrographique), les zones potentielles d'apports peuvent être identifiées et visualisées [27, 29]. On obtient ainsi une estimation de la charge de bois V_{est} (volume solide), calculée à partir du volume solide potentiel V_{pot} et d'un facteur de réduction empirique f_i :

$$V_{\text{est}} = \sum_{i=1}^n V_{\text{pot},i} f_i \quad (6)$$

V_{pot}

Volume potentiel théorique de bois susceptible de parvenir au cours d'eau.

V_{eff}

Volume réel de bois parvenu au cours d'eau.

La valeur de f_i varie entre 5 et 70 % selon le processus d'apport [27] et est déterminée à partir de valeurs d'expérience des volumes solides effectifs V_{eff} . D'autres méthodes permettent de déterminer l'apport possible de bois, notamment les inspections de terrain et l'analyse de crues antérieures [30].

Processus de transport

Le bois parvenu au cours d'eau peut être transporté de différentes manières, par roulement, glissement ou flottaison. Cela dépend du rapport entre la profondeur de l'eau et le diamètre du tronc, ainsi que de la densité du bois. Lors de l'évaluation des dangers, il est important de vérifier si la hauteur d'eau h est suffisante pour mobiliser des bois d'un diamètre donné d_L . En règle générale, le transport est initié lorsque $h > 0,5d_L$. Il convient également de vérifier si la largeur du chenal B est supérieure à la longueur d'une pièce de bois L_L .

Les bois flottants ont une densité ρ_L inférieure à celle de l'eau ($\rho_L < 1000 \text{ kg/m}^3$). Toutefois, selon la littérature, la densité des pièces de bois peut varier [31] entre 250 et 1400 kg/m³, celle du bois frais valant généralement $800 \pm 170 \text{ kg/m}^3$ (moyenne $\pm$ écart-type) et celle du bois mort dans un chenal $660 \pm 200 \text{ kg/m}^3$. Trois régimes de transport peuvent être distingués [32] :

- 1) transport individuel, sans interaction entre les pièces de bois ;
- 2) transport par lots, lorsque les pièces de bois sont transportées en masse et ne peuvent plus se déplacer individuellement ;
- 3) transport par lots partiel, qui combine les régimes 1) et 2), où les pièces de bois sont transportées à la fois en masse et individuellement.

- Sur la base d'observations de terrain, un quatrième régime a été défini ^[33]:
- 4) transport de bois en milieu sursaturé. Dans ce cas, le bois est transporté en radeau compact, juste avant le pic de crue. Cela peut correspondre au déplacement d'une masse de bois presque sèche devant le front d'eau.

Processus d'embâcle

Le bois flottant peut considérablement aggraver la force destructrice et les dommages consécutifs à une crue [Fig. III.2.9](#). Le processus déterminant, l'embâcle, est l'accumulation de bois aux points d'engorgement (ponceaux, ponts, barrages ou écluses). Par simplification, les processus suivants sont décrits à l'exemple d'un pont.

Fig. III.2.9 Obstruction par bois flottant (embâcle) au pont ferroviaire de Sarnen.
Photo: belop GmbH



Un embâcle désigne un dépôt de bois de différentes tailles, entraînant une réduction de la section transversale du pont. Une distinction est faite entre l'accumulation partielle, lorsque seule une partie du canal est obstruée, et l'accumulation totale. L'embâcle est généralement initié par une grosse pièce de bois qui, de par sa taille, reste solidement accrochée au pont et retient d'autres pièces de bois flottant. L'estimation de la probabilité d'embâcle p est une étape cruciale de l'évaluation du risque. Cette évaluation a été examinée pour des tabliers de ponts à l'aide d'essais sur modèles hydrauliques ^[34, 35].

Les résultats ont été synthétisés sous forme d'équations permettant de déterminer p en fonction des conditions d'écoulement et des propriétés du bois. Selon ^[34], p dépend principalement des dimensions du bois (longueur et diamètre) en comparaison des dimensions du pont ou de la section transversale, tandis que ^[35] définit le nombre de Froude de l'écoulement F_o comme le paramètre déterminant.

L'influence des piles de pont sur p a aussi été étudiée à l'aide d'essais sur modèles hydrauliques ^[36, 37]. Les résultats ont montré que la vitesse d'écoulement v_o et la longueur du tronç L_L ont une influence déterminante sur p . Le transport de bois par

lots a entraîné une valeur de p supérieure à celle du transport individuel. Selon [36, 37], p peut être calculé indifféremment, comme :

$$p = e^{-12,7 LW_p} \quad (7a)$$

$$LW_p = x_n \left(\frac{v_o}{2gL_L} \right)^{0,43} \left(\frac{d_P}{L_L} \right)^{0,60} \quad (7b)$$

où $x_n = 1$ s'applique au transport individuel et $x_n = 0,65$ au transport par lots.

LW_p désigne le facteur de probabilité adimensionnel de l'apport de bois flottant.

Le rapport entre le diamètre de la pile d_P et la longueur du tronc L_L est également

considéré. Cette équation est valable pour $0,08 \leq F_o \leq 1,2$ et pour $0 \leq LW_p \leq 0,53$.

La présence de plusieurs piles de pont peut augmenter la valeur de p si la longueur du tronc est supérieure à la distance libre entre les piles. Dans ce cas, et lors du calcul de $p > 30 \%$, des étapes supplémentaires sont nécessaires pour l'évaluation du risque, telles que l'estimation de l'élévation du niveau d'eau ou de l'affouillement résultant d'un embâcle de bois.

Les principales mesures pour protéger un pont contre les obstructions sont [38] :

- section transversale du chenal suffisamment large sous les ponts (franc-bord adéquat, abaissement du lit) ;
- face inférieure du pont lisse et carénage du parement amont ;
- profil du chenal uniforme sur le secteur du pont (absence d'éléments saillants ou de culées empiétant sur la section du chenal).

L'obstruction d'autres ouvrages, tels que dépotoirs à alluvions et ouvrages de protection contre les crues, est aussi documentée dans la littérature [39, 40, 41].

Effets d'embâcle

En cas d'embâcle, la capacité hydraulique des ouvrages tels que les ponts est réduite. La vitesse d'écoulement diminue en amont, entraînant une montée des eaux sous l'effet de rétention. Le transport solide peut être réduit, voire totalement interrompu, en raison du ralentissement. Dans ce cas, un front sédimentaire est susceptible de se former, progressant vers l'aval en forme de delta et, selon l'apport sédimentaire, d'atteindre et obstruer la section de l'ouvrage. Le dépôt d'alluvions provoque une élévation supplémentaire du lit et une augmentation de l'effet de barrage en amont du pont. Inversement, l'obstruction partielle de la section peut entraîner une augmentation locale de la vitesse du courant et une érosion du lit. Ceci peut avoir des conséquences néfastes sur les piles de pont ou d'autres ouvrages.

L'effet de barrage en amont d'un pont peut provoquer des débordements et, par conséquent, des inondations. D'autres dangers liés aux obstructions des ponts méritent d'être mentionnés :

- l'impact des bois flottants peut endommager un pont (tablier, piles, lignes électriques, garde-corps) ;
- une obstruction partielle d'un pont augmente la vitesse d'écoulement dans la zone aval et peut entraîner l'érosion des fondations ;
- un blocage à proximité d'une pile accroît significativement l'affouillement et met en péril sa stabilité ;

- l'eau débordant d'un cours d'eau peut contourner le pont et provoquer une érosion locale des ouvrages de protection de berges ;
- dans le cas d'un barrage, un débordement latéral peut conduire à la rupture de l'ouvrage ;
- en cas de rupture d'un embâcle, une onde de crue peut se propager à l'aval et une grande quantité de bois, soudainement mobilisée, augmente le risque de blocage des ponts en aval.

Planification des mesures

Lors de la planification des mesures de protection contre les inondations, des mesures passives et actives peuvent être mises en œuvre pour le bois flottant ^[38]. Les mesures passives consistent à adapter l'affectation des sols dans la zone à risque, réduisant ainsi le risque de dommages (mesures d'aménagement du territoire). Les mesures actives concernent la réduction de la quantité de bois flottant par des mesures d'entretien, la rétention active du bois flottant en amont des secteurs dangereux, son évacuation au niveau des zones à risque ou le renforcement structurel de ces zones. Les mesures de rétention peuvent inclure des filets, des grilles [Fig. III.2.10](#) ou des pièges à débris (rétention combinée de sédiments et de bois flottant). Seules les grilles sont abordées ci-après. Le principe général est de rediriger le bois flottant lorsque cela est possible et de le retenir lorsque cela est nécessaire.

Fig. III.2.10 Exemple de grille de rétention pour le bois flottant.
Photo: Basler & Hofmann



La grille peut être installée soit dans le cours d'eau, soit dans une zone de rétention spécialement aménagée (dépotoir à alluvions, zone d'épanchement). La procédure de construction et de dimensionnement d'une grille est la suivante :

- détermination du volume de bois à retenir. Compte tenu des fortes incertitudes liées à cette détermination, une réserve doit être prévue ;

- détermination du débit de dimensionnement de l'ouvrage (par exemple, HQ_{100} et pas de défaillance lors de HQ_{300} et EHQ);
- sélection d'un emplacement approprié pour l'implantation de la grille et détermination de la disposition des barreaux : transversaux ou inclinés, en V, sur toute la largeur du cours d'eau ou sur une partie de la largeur;
- choix de l'espacement des barreaux : cet espacement dépend fortement des sections des ouvrages situés en aval. Pour un dégrillage grossier, il est admis qu'avec un espacement libre s , il est possible de retenir des bois de longueur $L \geq 1,5s$. Toutefois, l'espacement ne doit pas être trop faible afin que, dans des conditions normales d'écoulement et lors de crues sans bois, la grille reste assez dégagée pour assurer le passage des sédiments;
- estimation de l'effet de rétention d'eau dû au blocage de la grille : pour ce calcul, il est recommandé d'utiliser l'équation de Schalko *et al.* ^[42, 43]. L'élévation du niveau d'eau doit être estimée pour les crues centennales (HQ_{100}), tricentennales (HQ_{300}) et les crues extrêmes (EHQ);
- détermination de la hauteur des barreaux : la hauteur des barreaux de la grille dépend de l'élévation du niveau d'eau maximale possible au débit de projet. Un franc-bord suffisant doit être prévu afin d'empêcher le passage du bois par-dessus la grille, en cas de surcharge;
- dimensionnement des barreaux de la grille et des fondations : les charges comprennent la pression statique et dynamique de l'eau, la charge du bois et des alluvions si (en plus du bois flottant) des sédiments peuvent se déposer devant la grille;
- dimensionnement de la protection contre l'affouillement en aval de la grille et du revêtement de berge aux points d'ancrage latéraux;
- prise en compte des aspects écologiques : la connectivité longitudinale entre les milieux aquatiques et terrestres ne doit pas être interrompue par la structure de la grille. Le transport des sédiments doit être maintenu en période de débits moyens et lors de crues mineures (jusqu'à une période de retour d'environ 10 à 30 ans) sans obstruer la grille;
- élaboration de plans d'entretien et de gestion : inspection régulière de la structure et nettoyage de la grille en période de fonctionnement normal; nettoyage immédiat de la grille après les crues.

Bibliographie du sous-chapitre III.2

- [1] Vischer, D. L., 2003, *Histoire de la protection contre les crues en Suisse, Des origines jusqu'au 19e siècle*, rapports de l'OFEG, Série Eaux n° 5, Berne.
- [2] Stucky S. A. Ingénieurs, 2007, *Rapport 5327, Protection de berge en amont du pont de Revers*, Lausanne.
- [3] Gonin, L., 1865, *Mémoire sur l'assainissement de la Plaine de la Broye*, Impr. G. Bridel, Lausanne.
- [4] Ghilardi, T., 2008, *Renaturation de la Broye*, rapport technique, EPFL-LCH, Lausanne.
- [5] Launay, M., Le Coz, J., Diouf, S., Camenen, B., Thollet, F., Coquery, M., 2019, « Réévaluation des apports moyens de matières en suspension de l'Arve au Rhône », *La Houille Blanche*, 2, p. 89-100.
- [6] Yalin, M. S., da Silva, A. M. F., 2001, *Fluvial processes*, International association of hydraulic engineering and research (IAHR), Delft.
- [7] Rouse, H., 1937, « Modern conceptions of the mechanics of fluid turbulence », *Trans. ASCE*, vol. 102.
- [8] Bogardi, J., 1974, *Sediment transport in alluvial streams*, Akadémiai Kiado, Budapest.
- [9] Van Rijn, L. C., 1984, « Sediment transport, Part II: suspended load transport », *J. Hydr. Engrg.*, ASCE, vol. 110, n° 1.
- [10] Meyer-Peter, E., Müller, R., 1948, « Formulas for Bedload Transport », actes du 2^e congrès IAHR, Stockholm.
- [11] Smart, G. M., Jaeggi, M. N. R., 1983, *Sedimenttransport in steilen Gerinnen*, Mitt. der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, n° 64, ETH Zürich.
- [12] OFEE et OFEV, 1991, *Analyse des causes des crues de l'année 1987*, rapport final n° 804, Berne.
- [13] Bezzola, G. R., Hegg, C., 2008, *Ereignisanalyse Hochwasser 2005*, BAFU et WSL, Berne.
- [14] Rickenmann, D., 1996, « Beurteilung von Murgängen », *Schweizerischer Ingenieur- und Architektenverein*, 48, p. 1104-1108, Berne.
- [15] Takahashi, T., 2007, *Debris Flow: Mechanics, Prediction, and Countermeasures*, Taylor and Francis, Londres.
- [16] Iverson, R. M., 1997, « The physics of debris flows », *Reviews of Geophysics*, 35, p. 245-296.
- [17] George, D. L., Iverson, R. M., 2014, « A depth-averaged debris-flow model that includes the effects of evolving dilatancy. II. Numerical predictions and experimental tests », *Proceedings of the Royal Society A*, 470, 20130820.
- [18] Coussot, P., 1996, *Les laves torrentielles, connaissances pratiques à l'usage du praticien*, Cemagref, Antony.
- [19] Gray, J. M. N. T., 2018, « Particle segregation in dense granular flows », *Annual Review of Fluid Mechanics*, 50, p. 407-433.
- [20] Recking, A., Richard, D., Degoutte, G., 2013, *Torrents et rivières de montagne*, Éditions Quae, Versailles.
- [21] Jakob, M., Davidson, S. L., Bullard, G., Busslinger, M., Collier-Pandya, B., Grover, P., Lau, C. A., 2022, « Debris-Flood Hazard Assessments in Steep Streams », *Water Resources Research*, 58 (4), e2021WR030907.
- [22] Pralong, M., Rickenmann, D., Schneider, T., 2018, « Vergleich dreier numerischer Simulationsmodelle für Murgänge: Anwendung auf Wildbachkegel im Kanton Wallis », *Wasser, Energie, Luft*, 110, p. 43-52.
- [23] Boillat, J.-L., Bédard, C., Duvernay, B., 2000, « Essais complémentaires sur l'ouvrage d'écrêtage du Pissot pour la modélisation de laves torrentielles boueuses », actes du symposium international INTERPRAEVENT 2000, Villach, vol. 3, p. 19-29.
- [24] Couvert, B., Lefebvre, B., Lefort, B. P., Morin, P. E., 1991, « Étude générale sur les seuils de correction torrentielle et les plages de dépôt », *La Houille Blanche*, 46 (6), p. 449-456.
- [25] Comiti, F., Lucia, A., Rickenmann, D., 2016, « Large wood recruitment and transport during large floods: a review », *Geomorphology*, 269, p. 23-39.
- [26] Steeb, N., Rickenmann, D., Badoux, A., Rickli, C., Waldner, P., 2017, « Large wood recruitment processes and transported volumes in Swiss mountain streams during the extreme flood of August 2005 », *Geomorphology*, 279, p. 112-127.
- [27] Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2019, *Schwemmholz in Fließgewässern, Ein praxisorientiertes Forschungsprojekt*, Umwelt-Wissen n° 1910, Berne.
- [28] Rickenmann, D., 1997, « Schwemmholz und Hochwasser (Large wood and floods) », *Wasser Energie Luft*, 89 (5-6), p. 115-119.
- [29] Schalko, I., Schmocker, L., Weitbrecht, V., Boes, R., 2017, « Schwemmholz: Gefahrenbeurteilung und Massnahmenplanung am Fallbeispiel Renggbach, Kanton Luzern », *Wasser Energie Luft*, 109(4), p. 271-278.
- [30] Bezzola, G. R., Hegg, C., 2008, *Ereignisanalyse Hochwasser 2005, Teil 2 – Analyse von Prozessen, Massnahmen und Gefahrengrundlagen*, Bundesamt für Umwelt BAFU, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Umwelt-Wissen n° 0825.
- [31] Ruiz-Villanueva, V., Piégay, H., Gaertner, V., Perret, F., Stoffel, M., 2016, « Wood density and moisture sorption and its influence on large wood mobility in rivers », *Catena*, 140, p. 182-194.
- [32] Braudrick, C. A., Grant, G. E., Ishikawa, Y., Ikeda, H., 1997, « Dynamics of wood transport in streams: a flume experiment. Earth Surface Processes and Landforms », *The Journal of the British Geomorphological Group*, 22(7), p. 669-683.
- [33] Ruiz-Villanueva, V., Mazzorana, B., Bladé, E., Bürkli, L., Iribarren-Anacona, P., Mao, L., Wohl, E., 2019, « Characterization of wood-laden flows in rivers », *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(9), p. 1694-1709.
- [34] Bezzola, G. R., Gantenbein, S., Hollenstein, R., Minor, H.-E., 2002, « Verklauung von Brückenquerschnitten », in H. E., Minor (éd.), actes du symposium international « Moderne Methoden und

- Konzepte im Wasserbau», VAW-Mitteilung 175, p. 87-97, ETH Zürich.
- [35] Schmocker, L., Hager, W. H., 2011, «Probability of drift blockage at bridge decks», *Journal of Hydraulic Engineering*, 137(4), p. 480-492.
- [36] Schalko, I., Schmocker, L., Weitbrecht, V., Boes, R. M., 2020, «Laboratory study on wood accumulation probability at bridge piers», *Journal of Hydraulic Research*, 58(4), p. 566-581.
- [37] Schalko, I., Schmocker, L., Weitbrecht, V., Boes, R., 2019, «Gefahrenbeurteilung von Schwemmholtzverklausungen in Flüssen: Teil 1 – Verklausungswahrscheinlichkeit», *Wasser Energie Luft*, 111(2), p. 63-70.
- [38] Lange, D., Bezzola, G. R., 2006, «Schwemmholtz: Probleme und Lösungsansätze», in Minor, H.-E. (éd.), VAW-Mitteilung 188, ETH Zürich.
- [39] Piton, G., Recking, A., 2015, «Design of sediment traps with open check dams. II: Woody debris», *Journal of Hydraulic Engineering*, 142(2), 04015046.
- [40] STK (Schweizerisches Talsperrenkomitee), 2017, *Schwemmgut an Hochwasserentlastungsanlagen (HWE) von Talsperren. Bericht über den Stand der Schwemmgutproblematik an Talsperren*, Arbeitsgruppe Schwemmgut an HWE.
- [41] Furlan, P., Pfister, M., Matos, J., Amado, C., Schleiss, A. J., 2021, «Blockage probability modeling of large wood at reservoir spillways with piers», *Water Resources Research*, 57(8), e2021WR029722.
- [42] Schalko, I., Schmocker, L., Weitbrecht, V., Boes, R. M., 2018, «Backwater rise due to large wood accumulations», *Journal of Hydraulic Engineering*, 144(9), 04018056.
- [43] Schalko, I., Schmocker, L., Weitbrecht, V., Boes, R., 2019, «Gefahrenbeurteilung von Schwemmholtzverklausungen in Flüssen: Teil 2 – Aufstau», *Wasser Energie Luft*, 111(2), p. 71-77.

Un cours d'eau alluvial tend à développer une morphologie propre appelée régime. À ce stade, le cours d'eau se trouve dans un état stable qui, en théorie, ne varie plus au cours du temps. La situation de régime ne requiert ainsi qu'un minimum d'intervention pour son entretien. Cette observation fixe à l'évidence l'objectif recherché par les projets de revitalisation, dont l'intention première est de redonner au cours d'eau un état initial aussi proche de l'équilibre que possible.

Le présent sous-chapitre propose une revue sommaire des mécanismes à considérer à la recherche de cet équilibre. Il rappelle les éléments caractéristiques de la dynamique du cours d'eau et explique le développement des formes classiques les plus courantes, dunes sur le fond, bancs alternés transversaux...

Les domaines d'existence des différentes formes de lit sont classifiés en référence à l'état de régime.

III.3.1 Dynamique naturelle et état de régime

Lorsqu'un cours d'eau alluvial a atteint son état de régime, il possède des caractéristiques de pseudo-équilibre, c'est-à-dire que sa morphologie oscille au gré des crues autour d'une morphologie stable.

Dans un passé récent, le réseau naturel des cours d'eau occidentaux a subi d'importantes transformations liées à des interventions d'origine anthropique pour en maîtriser les forces destructrices ou pour en exploiter le potentiel énergétique. La Suisse offre de nombreux exemples de corrections de cours d'eau destinées à la protection contre les crues. Elle est également souvent citée en exemple pour ses aménagements hydroélectriques à accumulation. Toutes ces interventions ont fait apparaître un dérèglement de l'équilibre patiemment atteint par les cours d'eau au fil des siècles.

Forte de ce constat, une nouvelle phase d'activité est engagée dans une perspective de revitalisation. Il est important d'en profiter pour rétablir un équilibre durable, compatible au contexte hydrologique modifié. La pérennité des investissements réclame cette maîtrise d'un problème hautement complexe.

Bases contextuelles

Le présent document traite du développement morphologique naturel des cours d'eau. Il présente une revue superficielle de cette problématique et renvoie pour plus de détails aux documents de référence relatifs à l'hydrologie (cf. chapitre II), à l'hydraulique (cf. sous-chapitre III.1), au transport solide ^[1] (cf. sous-chapitre III.2) et

plus particulièrement aux processus fluviaux ^[2]. Cette dernière référence de Yalin et da Silva a été avantageusement mise à profit pour l'élaboration du sous-chapitre III.3 et est vivement recommandée pour une approche plus approfondie du sujet. C'est dans cette perspective que la nomenclature d'origine a été strictement préservée.

Écoulement et frottement

Toute déformation d'un cours d'eau alluvial implique un transport sédimentaire. Il n'est donc pas inutile de rappeler quelques notions essentielles de l'hydraulique et du mouvement des particules solides avant d'aborder plus concrètement les aspects morphologiques de la dynamique alluviale.

Les lois de base du transport sédimentaire ont été développées sur la base d'essais de laboratoire en canaux prismatiques et rectilignes, dans la configuration d'écoulement la plus simple, celle d'un écoulement turbulent bidimensionnel, permanent et uniforme. Bien qu'a priori assez éloignées de la réalité, ces caractéristiques d'écoulement se rencontrent typiquement dans la région centrale des cours d'eau naturels. Il est ainsi admis que la surface du lit mobile est plate et qu'elle possède une rugosité granulaire k_s qui peut être évaluée comme

$$k_s \approx 2D \quad (1)$$

où D est le diamètre caractéristique des grains constitutifs du lit, généralement assimilé au diamètre moyen de la distribution granulométrique.

Vitesse et tension de frottement

Dans la section d'écoulement, la distribution verticale des vitesses u est admise conforme à la loi logarithmique [Fig. III.3.1 gauche](#). Lorsque le nombre de Reynolds de la particule $Re^* \gtrsim 70$ ($Re^* = v^*D/\nu$ où v^* est la vitesse de frottement [cf. équation (3)] et ν la viscosité cinématique de l'eau), le régime est turbulent rugueux. Sous cette condition, caractéristique des cours d'eau naturels, la vitesse moyenne adimensionnelle de l'écoulement peut être exprimée sous la forme :

$$\frac{\bar{u}}{v_*} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(11 \frac{h}{k_s} \right) \approx 7,66 \left(\frac{h}{k_s} \right)^{1/6} \quad (2)$$

avec $\bar{u}$, la vitesse moyenne, $\kappa \approx 0,4$, la constante de von Karman, h la hauteur d'eau et v^* la vitesse de frottement

$$v_* = \sqrt{\frac{\tau_o}{\rho}} = \sqrt{gSh} \quad (3)$$

où τ_o est la tension de frottement au contact du lit

$$\tau_o = \gamma Sh \quad (4)$$

avec g , le poids spécifique de l'eau, et S la pente de frottement de l'écoulement.

Le ratio $\bar{u}/v^*$ est l'expression, bien connue en hydraulique, du coefficient de frottement adimensionnel de Chézy c_f :

$$c_f = \frac{\bar{u}}{v_*} \quad (5)$$

En combinant les équations (3) et (5), cette dernière peut s'écrire sous la forme de Chézy :

$$\bar{u} = c_f \sqrt{gSh} \quad (6)$$

Cette équation de résistance peut aussi être exprimée sous forme adimensionnelle comme

$$Fr = c_f^2 S \quad (7)$$

où Fr est le nombre de Froude

$$Fr = \frac{\bar{u}^2}{gh} \quad (8)$$

En Suisse, l'équation de perte de charge la plus couramment utilisée est celle de Manning-Strickler :

$$\bar{u} = \frac{1}{n} h^{2/3} S^{1/2} \quad (9)$$

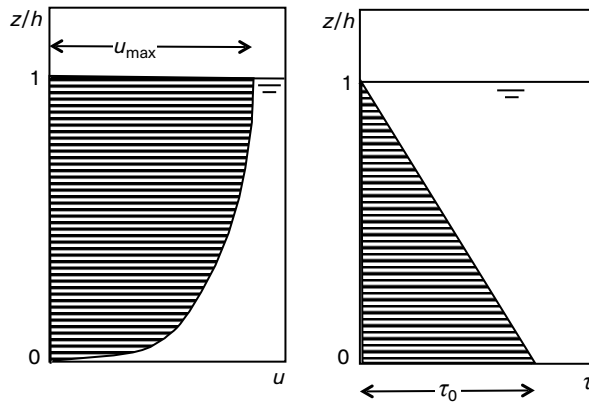
où n [s/m^{1/3}] n'est autre que le coefficient de Manning, inverse du coefficient de Strickler $K = 1/n$ [m^{1/3}/s].

L'égalisation des équations (6) et (9) permet d'établir la relation qui existe entre le coefficient de Chézy et celui de Manning.

La distribution de la tension de frottement τ dans l'écoulement bidimensionnel est linéaire [Fig. III.3.1 droite](#) et peut être exprimée par la relation :

$$\tau = \tau_0 \left(1 - \frac{z}{h}\right) \quad (10)$$

Fig. III.3.1 Distribution verticale de la vitesse d'écoulement (à gauche) et de la tension de frottement (à droite).



III.3.2 Typologie sédimentaire et morphologique

Mouvement sédimentaire

Les particules solides qui constituent un lit alluvial se caractérisent par leur poids et par leur résistance à l'écoulement. Elles ne peuvent être mises en mouvement que si la tension de frottement τ_0 est supérieure à une valeur « critique » $(\tau_0)_{cr}$. Cela signifie que les sédiments ne sont remobilisés que sur la partie du périmètre mouillé où

$$\eta_* = \frac{\tau_0}{(\tau_0)_{cr}} > 1 \quad (11)$$

Condition critique de charriage

Le paramètre η_* exprime la « force tractrice relative ». Lorsque celle-ci est supérieure à 1, les grains de la couche superficielle sont détachés et transportés dans la direction x de l'écoulement. La mise en mouvement des particules est imputable à τ_0 et leur transport à la vitesse longitudinale de l'écoulement u .

Tant que η_* reste inférieur à une certaine valeur η_{*1} ($1 < \eta_* < \eta_{*1}$), les grains sont transportés en roulant sur le lit ou par saltation selon des trajectoires qui les ramènent au contact du lit. Ce mode de transport, connu sous le nom de charriage, s'effectue à l'intérieur d'une couche proche du fond.

Lorsque $\eta_* > \eta_{*1}$, certaines particules sont entraînées par diffusion turbulente dans la partie supérieure de l'écoulement et se déplacent à une vitesse proche de celle de l'eau. Elles constituent la charge en suspension, qui ne se substitue pas au charriage mais s'y ajoute (cf. sous-chapitre III.2).

À la limite d'initiation du transport solide, c'est-à-dire à l'état critique, le débit spécifique de charriage q_s est égal à zéro. Cet état est défini par :

$$(\tau_0)_{cr} = \gamma(hS)_{cr} \quad (= \rho v_{*cr}^2) \quad (12)$$

Pour définir la condition critique de mise en mouvement, Shields ^[3] a défini une condition d'initiation du mouvement, associée à deux paramètres adimensionnels X et Y , où X correspond au nombre de Reynolds de la particule Re^* :

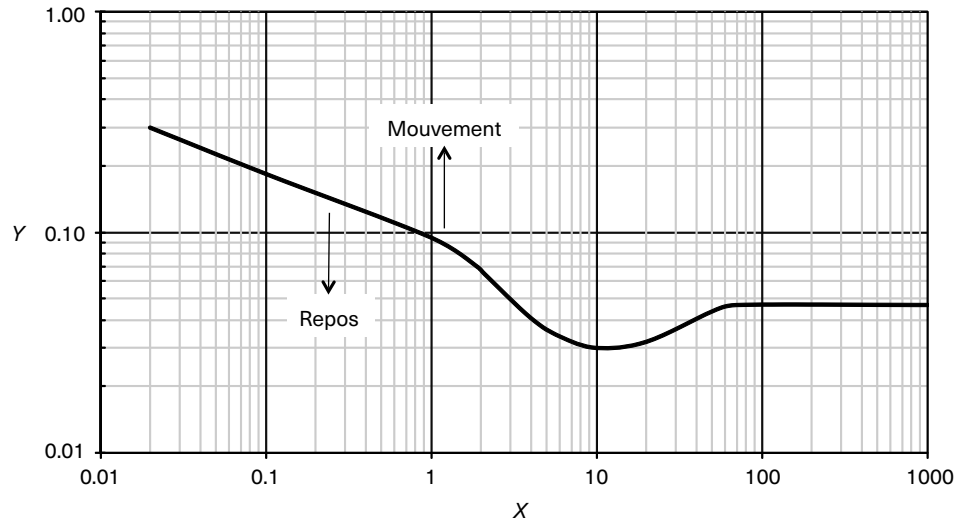
$$X_{cr} = \frac{v_{*cr} D}{\nu} \quad \text{et} \quad Y_{cr} = \frac{\rho v_{*cr}^2}{\gamma_s D} = \frac{(\tau_0)_{cr}}{\gamma_s D} \quad (13)$$

La courbe d'origine expérimentale, exprimant la condition critique de mise en mouvement des sédiments alluvionnaires, est connue comme *diagramme de Shields* Fig. III.3.2. Cette condition est implicitement intégrée dans les formules habituelles de calcul du débit solide de charriage ^[1] et elle est particulièrement importante à respecter lorsqu'il s'agit de modéliser le charriage dans un modèle physique à lit mobile (cf. sous-chapitre VIII.1).

Pour une expression analytique du diagramme de Shields, Yalin et da Silva ^[2] proposent le recours à une variable combinée E , qui exprime l'influence de la phase solide (γ_s , D) et de la phase liquide (ρ , ν), et qui ne varie pas en fonction de l'état d'écoulement.

$$E^3 = \frac{X^2}{Y} = \frac{\gamma_s D^3}{\rho \nu^2} \quad (14)$$

Fig. III.3.2 Diagramme de Shields, exprimant la condition critique de mise en mouvement des particules sédimentaires.



Le terme E^3 peut aussi être exprimé en fonction de X et Y pour la condition critique et une relation est proposée, qui offre l'avantage d'obtenir la valeur Y_{cr} et ainsi v_{*cr} sans itération.

Cette relation $Y_{cr} = \psi(E)$ est exprimée analytiquement sur toute la gamme de E sous la forme :

$$Y_{cr} = 0,13E^{-0,392}e^{-0,015E^2} + 0,045(1 - e^{-0,068E}) \quad (15)$$

Développement morphologique

Les formes de lit qui se développent sous l'influence de l'écoulement sont caractérisées par des dimensions et une géométrie dont il faut tenir compte pour exprimer la rugosité réelle d'un lit mobile.

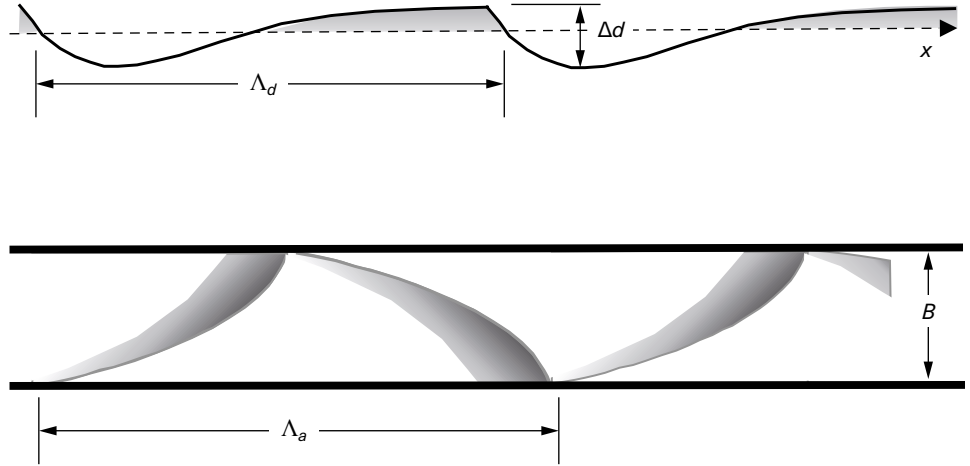
Les considérations qui suivent se limitent aux cours d'eau larges à écoulement fluvial, caractérisés par un faible nombre de Froude. Les formes caractéristiques du régime torrentiel telles que les antidunes ne sont pas traitées ici. Il en est de même pour les rides qui sont de moindre importance par rapport aux dunes auxquelles elles peuvent se superposer.

Dunes et bancs

Il est observé qu'une ondulation périodique du lit peut se développer dans la direction x de l'écoulement. Les formes de lit à grande échelle dont la longueur est proportionnelle à la profondeur de l'écoulement [Fig. III.3.3 haut](#) sont appelées « dunes » ; celles dont la longueur est proportionnelle à la largeur [Fig. III.3.3 bas](#) sont classifiées comme « bancs ».

L'expérience montre qu'une forme de lit périodique ne se développe que si l'écoulement est turbulent.

Fig. III.3.3 Schéma de développement de dunes (en haut) et de bancs alternés (en bas).



Le processus de bouffée

Dans les zones où le frottement est élevé, à proximité des parois, les fluctuations de tension favorisent la formation de tourbillons. Ceux-ci sont transportés par l'écoulement, ils se diffusent et se combinent par coalescence.

Les tourbillons générés au contact du lit tournent dans le plan vertical et représentent la macro-échelle turbulente verticale, leur taille pouvant atteindre celle de la profondeur h de l'écoulement.

Les tourbillons générés au contact des parois latérales du lit tournent dans le plan horizontal et représentent la macro-échelle turbulente horizontale ; leur taille peut atteindre celle de la largeur B du lit. Lorsque les tourbillons atteignent leur taille limite h et B , ils se désintègrent et favorisent la création séquentielle d'un nouveau cycle de tourbillons.

Les distances L_V et L_H parcourues par les tourbillons sont appelées les longueurs de bouffées verticale et horizontale. Elles conduisent à une déformation du lit et les dunes et bancs qui se constituent ont une longueur d'onde Λ_d , respectivement Λ_a , identique à celle des bouffées.

Sur la base d'observations et de mesures, il a été trouvé que :

$$\Lambda_d = L_V \approx 6h \quad (16)$$

$$\Lambda_a = L_H \approx 6B \quad (17)$$

Lorsque les tourbillons transversaux peuvent atteindre la rive opposée sans avoir été interceptés par le fond, ils produisent des bancs alternés simples, à une rangée.

Si les tourbillons touchent le lit avant d'avoir atteint leur taille maximale B , les perturbations développées à partir des deux rives se rencontrent au milieu du cours d'eau et il se forme des bancs alternés à double rangées. L'incrémentation suivante du rapport B/h débouche sur des bancs alternés triples, multiples, ... à n rangées.

Cambrure des dunes

Étant donné que les formes de lit générées par la turbulence verticale doivent être traitées comme bidimensionnelles, la cambrure des dunes $\Delta_d/\Lambda_d = \delta_d$ est en général déterminée par les variables adimensionnelles :

$$X = \frac{v_* D}{v}, \quad Y = \frac{\rho v_*^2}{\gamma_s D}, \quad Z = \frac{h}{D} \quad (18)$$

Pour la condition d'écoulement turbulent rugueux ($X \gtrsim 35$) généralement rencontrée dans la nature, le nombre de Reynolds de la particule X n'est plus une variable et δ_d peut être exprimé en fonction de η_* et Z et ajusté aux valeurs expérimentales par la relation :

$$\delta_d = (\delta_d) \left(\zeta_d e^{1-\zeta_d} \right)_{\max}^{m_\delta} \quad (19)$$

où

$$(\delta_d) 1,2^{-0,17 Z^{0,47}} \left(1 - e^{-0,002 Z} \right)_{\max} \quad (20)$$

$$\hat{\eta}_{*d} = 35 \left(1 - e^{-0,074 Z^{0,4}} \right) - 5 \quad (21)$$

$$\zeta_d = \frac{\eta_* - 1}{\hat{\eta}_{*d} - 1} \quad (22)$$

$$m_\delta = 1 + 0,6 e^{-0,1(5 - \log Z)^{3,6}} \quad (23)$$

Pour une valeur $Z = \text{cte}$, δ_d croît initialement avec l'augmentation de η_* (à partir de $\delta_d = 0$ pour $\eta_* = 1$), puis décroît pour retrouver la configuration d'un lit plat ($\delta_d \rightarrow 0$).

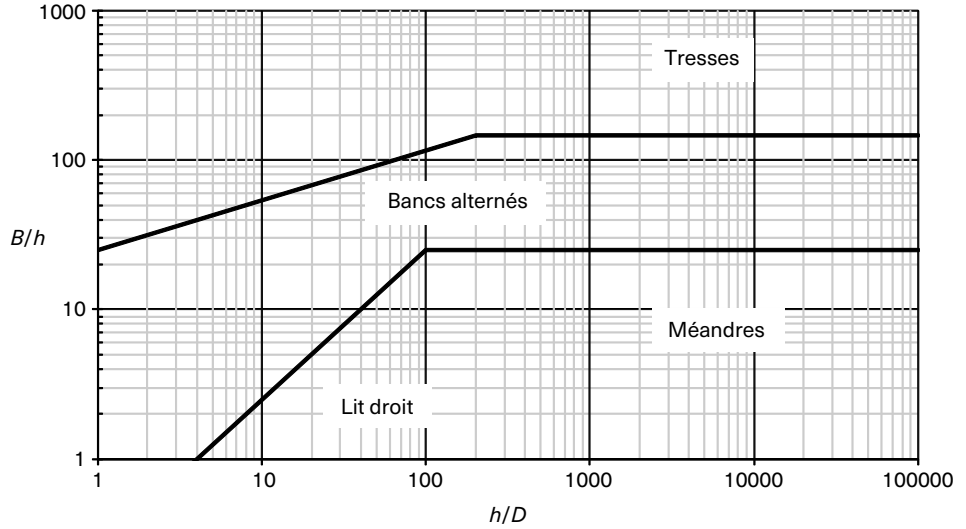
Région d'existence des bancs

Étant donné que la configuration des bouffées horizontales est déterminée par B/h et Z , les conditions d'apparition des bancs sont logiquement déterminées par ces paramètres.

Les résultats expérimentaux et de terrain mettent en évidence les zones caractérisées par des bancs alternés et multiples [Fig. III.3.4](#). L'interprétation analytique de ces observations montre que la limite supérieure des bancs alternés peut être définie par les relations suivantes :

$$\begin{aligned} \text{Si } \left(\frac{h}{D} \right) &\lesssim 200 \quad \text{alors} \quad \left(\frac{B}{h} \right)_1 = 25 \left(\frac{h}{D} \right)^{1/3} \\ \text{Si } \left(\frac{h}{D} \right) &\gtrsim 200 \quad \text{alors} \quad \left(\frac{B}{h} \right)_1 = 146 \end{aligned} \quad (24)$$

Fig. III.3.4 Zones de développement des morphologies caractéristiques.



De manière similaire, la limite inférieure des bancs alternés peut être définie par :

$$\begin{aligned} \text{Si } \left(\frac{h}{D}\right) &\lesssim 100 \quad \text{alors} \quad \left(\frac{B}{h}\right)_0 = 0,25 \frac{h}{D} \\ \text{Si } \left(\frac{h}{D}\right) &\gtrsim 100 \quad \text{alors} \quad \left(\frac{B}{h}\right)_0 = 25 \end{aligned} \quad (25)$$

Cette délimitation dans un espace adimensionnel à l'aide des paramètres h/D et B/h permet également de situer les domaines d'apparition d'autres formes de lit, telles que lit droit, lit en tresse et méandres [Fig. III.3.4](#).

La transition d'un lit à bancs alternés vers un lit en tresses [Fig. III.3.5](#) est caractéristique d'une évolution naturelle où l'écoulement fraie son chemin dans des réseaux de canaux engendrés par les dépôts alluvionnaires.

Comme révélé par la figure III.3.4, la formation de méandres [Fig. III.3.6](#) requiert simultanément l'existence d'un ratio B/h faible et d'un ratio h/D élevé.

III.3.3 Formes de lit et résistance à l'écoulement

Coefficient de résistance (c) sur un lit ondulé

La présence de formes sur le lit d'un cours d'eau augmente sa rugosité effective. Le coefficient de résistance de Chézy va ainsi être plus petit que le coefficient c_f correspondant à un lit plat. Pour évaluer cet effet, la formation de dunes bidimensionnelles [Fig. III.3.3 haut](#) est considérée.

Conceptuellement, la tension de frottement totale agissant sur un lit ondulé peut être obtenue par la relation :

$$\tau_0 = (\tau_0)_f + (\tau_0)_\Delta \quad (26)$$

Fig. III.3.5 Développements typiques d'un lit à bancs alternés (à gauche) et d'un lit en tresses (à droite).

Images : J.-L. Boillat



Fig. III.3.6 Formation de méandres dans une plaine alluviale.

Image : J.-L. Boillat



où $(\tau_0)_f$ est la tension due à la rugosité de surface $k_s \approx 2D$
et $(\tau_0)_\Delta$ la tension de traînée due aux formes du lit.

En se référant aux relations (4) et (6), l'équation (26) devient :

$$\frac{1}{c^2} = \frac{1}{c_f^2} + \frac{1}{c_\Delta^2} \quad (27)$$

où c est le coefficient de résistance total d'un lit ondulé.

Pour quantifier le coefficient c_Δ imputable à la présence de dunes, Yalin et da Silva ^[2] proposent d'appliquer le théorème de Borda aux élargissements successifs résultant de l'ondulation du fond.

L'expression obtenue pour exprimer le coefficient c de Chézy fait alors intervenir la cambrure des dunes δ et le ratio entre leur longueur d'onde et la hauteur d'eau Λ/h .

$$\frac{1}{c^2} = \frac{1}{c_f^2} + \frac{1}{2} \delta^2 \frac{\Lambda}{h} \quad (28)$$

Une approche similaire permet de quantifier l'influence des rides et des bancs alternés sur la réduction du coefficient de frottement c . Ces effets de second ordre sont généralement négligés.

III.3.4 Régime et impacts anthropiques

Les développements théoriques pour décrire l'état de régime considèrent que le lit est large, les alluvions non cohésives et l'écoulement turbulent. Un débit formateur Q , généralement associé à des crues de période de retour comprises entre 2 et 5 ans, est considéré.

Le lit alluvial est caractérisé par trois paramètres, sa largeur B , la hauteur d'eau h et la pente de frottement S , associées au débit formateur. Ici, seuls les lits simples sont considérés.

Formules de régime empiriques

Les premières formulations des caractéristiques de régime B_R , h_R et S_R ont été développées en Inde par des ingénieurs anglais au début du XX^e siècle (Kennedy, Lindley, Lacey, Inglis, Blench).

Ces formules de régime empiriques sont invariablement de la forme :

$$A_R = \gamma_A Q^{n_A} \quad (29)$$

Ainsi :

- B_R est proportionnel à la racine carrée de Q dans pratiquement tous les cas :

$$B_R \propto Q^{1/2} \quad (30)$$

- L'exposant de Q dans la relation $h_R \sim Q^{n_h}$ est dépendant de la taille du grain D :

$$n_h \approx 1/3 \text{ pour le sable fin ; } n_h \approx 0,43 \text{ pour le gravier} \quad (31)$$

- L'exposant de Q dans la relation $S_R \sim Q^{n_S}$ est aussi dépendant de D :

$$n_S \approx -0,1 \text{ pour le sable fin ; } n_S \approx -0,43 \text{ pour le gravier} \quad (32)$$

Dans tous les cas, B_R et h_R augmentent avec Q , alors que S_R décroît lorsque Q augmente.

Méthode d'énergie minimale

L'approche proposée par Yalin et da Silva ^[2] pour définir l'état de régime est basée sur l'hypothèse selon laquelle une caractéristique énergétique de l'écoulement, exprimée en l'occurrence sous forme adimensionnelle par le nombre de Froude, tend vers une

valeur minimale à l'état d'équilibre. Il convient de remarquer que le nombre de Froude reflète ici la structure énergétique de l'écoulement.

Les trois caractéristiques de l'état de régime, B_R , h_R et S_R , sont déterminées par la résolution des équations de résistance à l'écoulement, de transport sédimentaire et d'énergie minimale.

Dans le processus menant à l'état de régime, les observations montrent qu'un lit alluvial sans apport externe de sédiments voit sa pente décroître progressivement pour se stabiliser au cours du temps. En revanche, la largeur B a tendance à croître rapidement jusqu'à un temps T_1 , avant de se stabiliser asymptotiquement. L'évolution de B , h et S sur la durée peut être représentée schématiquement [Fig. III.3.7](#).

L'état de régime est déterminé par 6 paramètres : le débit Q , la masse volumique ρ et la viscosité cinématique de l'eau ν , le poids spécifique des sédiments γ_s , le diamètre caractéristique des grains D et l'accélération gravitaire g .

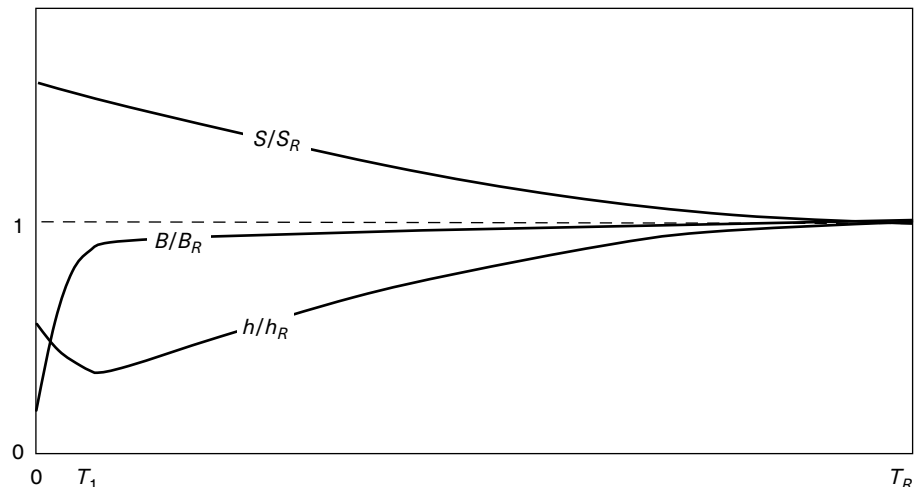
Il est donc admis que la valeur de ces paramètres est connue dans chaque cas. Les valeurs de B_R , h_R et S_R peuvent alors être calculées selon une procédure itérative relativement complexe.

Impacts anthropiques

La morphologie naturelle des cours d'eau a souvent disparu sous l'effet des corrections apportées à son régime hydrologique, à son tracé, aux apports sédimentaires et à la section d'écoulement.

La revitalisation des cours d'eau corrigés passe dès lors par une inversion des modifications apportées par nos prédécesseurs. Dans ce contexte, l'élargissement du lit est prioritaire car il contribue à redonner un espace vital à la faune et à la flore réseautiques. Cette intervention est particulièrement intéressante dans la mesure où la largeur de régime B_R tend à s'installer rapidement dans l'espace disponible [Fig. III.3.7](#). Le cours d'eau va ainsi retrouver un nouvel état d'équilibre, sous l'influence des crues morphogènes notamment. Cette quête d'équilibre passe par des étapes transitoires au cours desquelles d'importants désordres locaux, sédimentaires notamment, peuvent apparaître.

Fig. III.3.7 Représentation schématique de l'évolution temporelle de B , h , et S vers l'état de régime.



En se référant à l'état de régime du cours d'eau, il est cependant possible d'anticiper ce processus en élaborant un projet le plus proche possible de la situation naturelle. Des interventions respectueuses de cette règle sont favorables aussi bien au développement environnemental qu'à la réduction des besoins d'entretien du cours d'eau.

La revitalisation des cours d'eau est certes tributaire de nombreuses incertitudes liées aux mécanismes de production, de régulation et de transport du bassin versant et du réseau ; elle bénéficie toutefois de la grande inertie des systèmes naturels qui, à partir d'un état initial approximatif, tendent inexorablement vers une situation d'équilibre.

Bibliographie du sous-chapitre III.3

- [1] Jaeggi, M., 2013, *Transport solide*, comptes rendus du Certificate of Advanced Studies HES-SO en revitalisation de cours d'eau 2012–2013, HES-SO, Fribourg.
- [2] Yalin, M. S., da Silva, A. M. F., 2001, *Fluvial processes*, International association of hydraulic engineering and research (IAHR), Delft.
- [3] Shields, A., 1936, «Application of Similarity Principles and Turbulence Research to Bed-Load Movement», actes de la 1^{re} conférence internationale sur l'hydraulique, Delft, p. 1-24.

Les cours d'eau alpins se distinguent par un transport sédimentaire intense des matières solides issues de l'érosion des massifs montagneux. Le charriage varie en fonction des caractéristiques géométriques et structurales du support, du débit, de la distribution granulométrique des alluvions et en particulier de la pente longitudinale. Les variations temporelles et spatiales de ces paramètres sont responsables de l'érosion, respectivement du dépôt sédimentaire, et entraînent par conséquent des modifications de la capacité hydraulique. Lors des crues, des variations soudaines de la géométrie du lit peuvent être à l'origine d'érosions ou de débordements et souvent d'importants dégâts (cf. section III.4.1).

Les alluvions constituent aussi une richesse naturelle, qui a favorisé leur exploitation dans le lit des rivières, transformant cette ressource en matériaux de construction. L'intensification des prélèvements au cours du XX^e siècle a cependant révélé ses impacts négatifs, conduisant à une profonde remise en question de cette pratique.

La recharge sédimentaire anthropique a connu une transformation radicale au cours des dernières décennies. Elle est devenue un outil majeur de restauration écologique, intégrant les objectifs de biodiversité et de fonctionnalité écosystémique. Cette révolution conceptuelle admet que la production d'énergie hydroélectrique, bien que renouvelable et nécessaire à la transition énergétique, engendre des impacts environnementaux qui doivent être compensés (cf. section III.4.2).

Dans ce contexte, l'alluvionnement des réservoirs de barrages requiert une attention particulière. Les aménagements construits au milieu du siècle dernier, souffrent de l'accumulation des dépôts sédimentaires, qui affectent l'exploitation des prises d'eau et des vidanges de fond (cf. section III.4.3).

Les débris de bois profitent également du transport hydraulique. Sur les ruisseaux de moyenne importance, les bois riverains ou les bois flottés peuvent être mis à profit pour la réalisation de barrages analogues à ceux des castors (cf. section III.4.4).

III.4.1 Rétention sédimentaire

Jean-Louis Boillat

Une gestion active des sédiments est souvent nécessaire. Que ce soit par rétention dans le lit même du cours d'eau, dans des dépotoirs ou par dérivation dans des espaces appropriés, diverses solutions peuvent être aménagées selon les configurations naturelles existantes. Quatre exemples sont présentés succinctement ci-après pour illustrer ce propos.

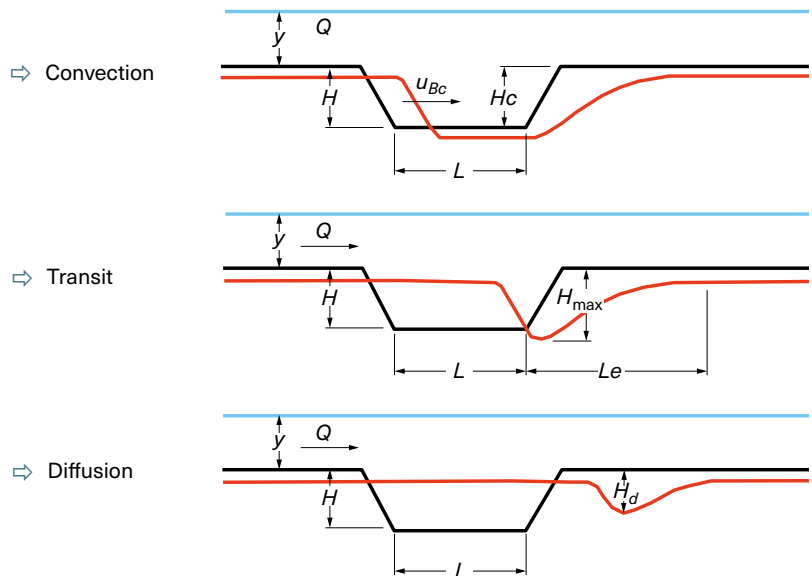
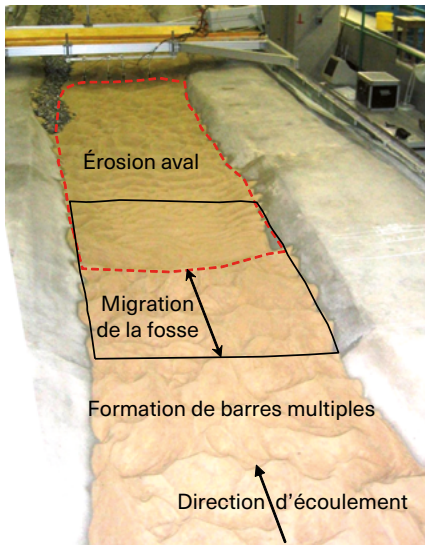
Rétention dans le lit du cours d'eau

Des fosses de dragage sont parfois réalisées dans le lit du cours d'eau dans le but de conserver l'équilibre du profil en long et de capter un excédent de sédiments en situation de crue.

Le processus de remplissage passe par trois étapes bien distinctes [Fig. III.4.1 droite](#) : une phase de convection où la fosse se remplit en même temps que sa limite aval subit une érosion, une phase de transit à la fin de laquelle un affouillement maximal est atteint à la limite aval, et une phase de diffusion caractérisée par la migration d'un résidu de fosse sur le secteur aval.

Ce phénomène a été étudié sur modèle physique ^[1] en relation avec une fosse d'extraction de gravier dans le Rhône à Rarogne (Valais) [Fig. III.4.1 gauche](#). Les résultats des tests paramétriques relatifs à la profondeur, la longueur et la largeur de la fosse ont ensuite été utilisés comme variables d'étalonnage du modèle numérique Dupiro ^[2] permettant la simulation hydraulique et sédimentaire non-stationnaire.

Fig. III.4.1 À gauche : modèle physique, à échelle géométrique 1:45, d'une fosse de dragage dans le Rhône à Rarogne (VS). À droite : processus de remplissage d'une fosse.
Photo : J-L Boillat



Les résultats obtenus pour la crue d'octobre 2000 ^[1] montrent qu'une fosse de 100 m de longueur, 40 m de largeur et 5 m de profondeur est presque entièrement remplie à la fin de cet événement historique qui a duré plus de 5 jours. Le processus d'érosion associé à la migration de la fosse est bien documenté, car des mesures adéquates doivent être prises pour assurer la stabilité des berges et des fondations de ponts et autres ouvrages sous l'effet de l'abaissement du lit.

Rétention derrière un ouvrage sélectif

Les événements hydrologiques majeurs survenus à la fin du XX^e siècle et au début du XXI^e ont montré que la capacité hydraulique du Kelchbach dans sa traversée de la

commune de Naters (Valais) était insuffisante pour assurer la sécurité contre les crues. La déficience sécuritaire ne résultait pas seulement de l'intensité des crues, mais aussi d'un déficit de capacité du chenal à son arrivée en plaine. À cet endroit, la cassure de pente provoque une réduction du transport sédimentaire et conduit à un alluvionnement progressif et à l'inondation de la localité.

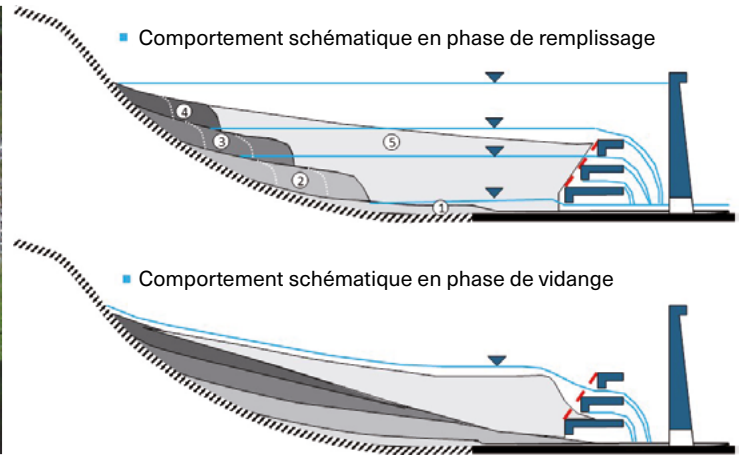
Afin de maîtriser ce risque, des mesures complémentaires ont été planifiées, sur le cours d'eau amont d'une part et dans la partie urbanisée d'autre part.

L'intervention amont, discutée ici, consiste en la création d'un dépotoir, géré par un ouvrage de contrôle du débit de transit [Fig. III.4.2 gauche](#). Le comportement de ce dispositif [Fig. III.4.2 droite](#) est assujéti à la variation du niveau d'eau dans le dépotoir.

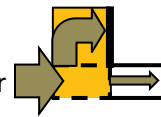
L'ouvrage de contrôle est constitué d'un orifice de base surmonté d'une grille à barreaux inclinés [3]. La hauteur de l'ouverture et l'écartement des barreaux sont adaptés à la granulométrie des alluvions, de manière à activer automatiquement la rétention et à autoriser une remobilisation limitée des sédiments pendant la décrue.

Fig. III.4.2 À gauche: le dépotoir à sédiments, testé sur modèle physique à l'échelle géométrique 1:30. À droite: profil en long du dépotoir et comportement schématique de son alluvionnement.

Photo: J.-L. Boillat



Rétention en série dans le lit majeur



Pour résoudre le problème des inondations du Milibach à Meiringen (BE), une zone de dépôt a été aménagée en amont de la localité, sur une distance de 350 m environ. La solution consiste en une succession de seuils [Fig. III.4.3 gauche](#), destinés à ralentir l'écoulement lors des crues. Ces seuils sont prolongés par des digues en rive gauche [Fig. III.4.3 droite](#) pour contenir les dépôts sédimentaires dans le lit majeur. L'optimisation réalisée sur modèle hydraulique [4] confirme l'efficacité de ce concept, qui autorise le passage du débit épuré à travers Meiringen.

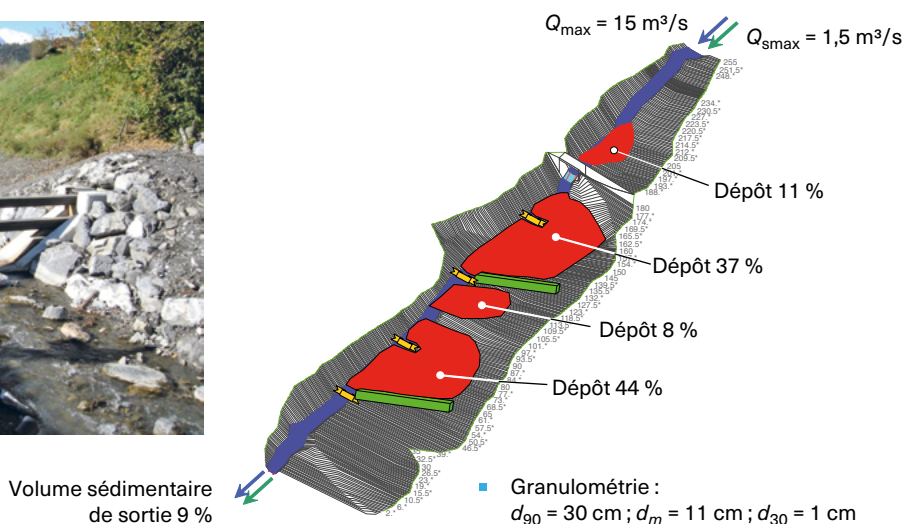


Fig. III.4.3 À gauche : seuil de contrôle. À droite : résultat d'alluvionnement pour une crue centennale.

Photo : J.-L. Boillat

Rétention dans un dépotoir parallèle

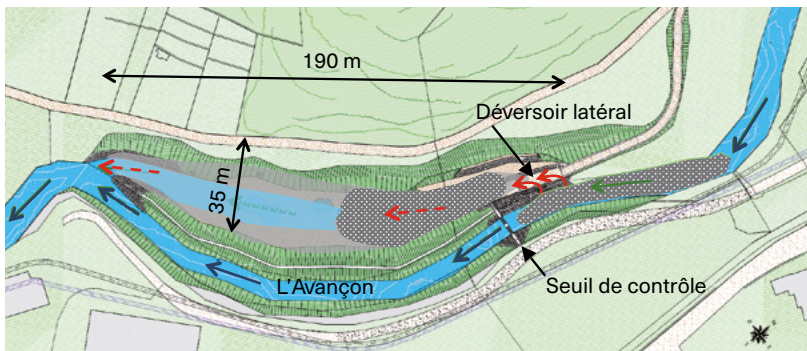
L'Avançon à Bex (Vaud) présente un potentiel de dommages considérable en cas de débordement. Le dispositif de protection adopté pour remédier à cette situation a été optimisé sur modèle physique [5], il consiste principalement en un dépotoir sédimentaire, aménagé en amont de la zone urbanisée [Fig. III.4.3 droite](#). L'activation de ce bassin est contrôlée par un seuil transversal à deux ouvertures et un déversoir latéral aménagé en rive droite du cours d'eau [Fig. III.4.4 gauche](#).

Fig. III.4.4 À gauche : modèle physique 1:30 avec seuil de contrôle et déversoir latéral. À droite : situation générale du dépotoir en rive droite de l'Avançon.

Photo : J.-L. Boillat

L'optimisation de cet aménagement, destiné à gérer les apports sédimentaires, a été effectué sur modèle physique, de manière à répondre à un scénario bien précis :

- en situation normale, l'Avançon s'écoule normalement dans son lit ;
- pour des crues de période de retour entre 1 et 5 ans, un seuil de contrôle installé en travers du cours d'eau [Fig. III.4.4 gauche](#) se met en charge, provoquant un alluvionnement sur le tronçon amont ;



- pour des crues de période de retour entre 10 et 20 ans, un déversoir latéral est activé en rive droite, à l'amont du seuil [Fig. III.4.3 droite](#) et évacue le transport sédimentaire vers une zone de dépôt aménagée en parallèle du cours d'eau ;
- pour une crue centennale ($Q_{100} = 79 \text{ m}^3/\text{s}$), la capacité de stockage du réservoir sédimentaire ($V_S = 12\,000 \text{ m}^3$) est atteinte et le lit amont est alluvionné ;
- après la crue, le rinçage de l'Avançon se fait naturellement, de manière progressive, et les sédiments du dépotoir sont évacués mécaniquement.

Autres configurations

Le transport sédimentaire stabilise le profil d'équilibre des cours d'eau. Un afflux excédentaire de matériaux alluvionnaires peut pourtant conduire à un engorgement du lit et à son débordement. Les exemples précédents illustrent bien cette problématique du dosage sédimentaire, sans toutefois constituer un inventaire exhaustif des solutions pratiques. Ils témoignent de l'imagination des ingénieurs pour tirer le meilleur profit de l'environnement existant.

D'autres configurations originales méritent d'être citées ici comme :

- la décharge de laves torrentielles vers un cône naturel de déjection, grâce à un rétrécissement local de section, comme pour le torrent du Bruchji ^[6] au-dessus de Blatten (Valais) ;
- la rétention dans des dépotoirs successifs, aménagés en alternance sur les deux rives du Tschingelbach à Gampel Bratsch (Valais) ^[7] ;
- la rétention dans des dépotoirs installés en série sur le cours d'eau lui-même, comme pour le Baltschiederbach (Valais) ^[8], affluent du Rhône en aval de Viège ;
- la rétention dans un espace canalisé, comme dans le cas de la retenue au fil de l'eau sur le Rhône à Lavey (Vaud) ^[9, 10].

L'approche de la solution est différente dans chaque cas car elle dépend étroitement des conditions locales, de l'environnement et des volumes de rétention nécessaires. Le concept adopté nécessite dans tous les cas une optimisation, pour laquelle la modélisation physique et/ou numérique se révèle d'une précieuse utilité pour ne pas dire indispensable.

III.4.2 Apports de sédiments

Marina Launay

Recharge sédimentaire anthropique

De la sécurité à l'écologie

Les aménagements hydroélectriques réalisés aux XIX^e et XX^e siècles dans les Alpes ont profondément perturbé le régime sédimentaire des cours d'eau. En interrompant le transit naturel des matériaux, les barrages ont généré un déficit sédimentaire chronique en aval, provoquant l'incision des lits et la dégradation des écosystèmes aquatiques.

Historiquement, la gestion sédimentaire répondait principalement à des impératifs de sécurité : prévenir les inondations, protéger les infrastructures ou maintenir la

capacité des retenues. Depuis les années 2000, une révolution conceptuelle s'opère dans les Alpes suisses. La recharge sédimentaire anthropique ne vise plus seulement à corriger des déséquilibres géomorphologiques, mais s'inscrit désormais dans une démarche de restauration écologique, intégrant la biodiversité, les habitats aquatiques et la fonctionnalité des écosystèmes.

De la gestion sécuritaire à l'approche écosystémique

Le tournant s'amorce dans les années 1990 avec l'émergence de la notion de continuum fluvial et la reconnaissance du rôle structurant des sédiments dans les écosystèmes aquatiques. Les travaux scientifiques démontrent que le déficit sédimentaire n'est pas seulement un problème géomorphologique, mais engendre une cascade d'impacts biologiques : disparition des frayères à salmonidés, colmatage du substrat réduisant les échanges *hyporhéiques*, uniformisation des habitats et perte de biodiversité. Cette prise de conscience conduit progressivement à intégrer la gestion sédimentaire comme levier de restauration écologique.

Zone hyporhéique
Partie du sol caractérisée par l'interaction et le mélange entre les eaux courantes de surface et les eaux souterraines.

En Suisse, cette évolution se concrétise avec la révision de la loi fédérale sur la protection des eaux ^[11] en 2011. Pour la première fois, les exploitants d'installations hydroélectriques sont tenus de remédier aux atteintes écologiques causées aux cours d'eau, incluant spécifiquement le déficit de charriage. L'obligation d'assainissement ne répond plus à des critères de risque ou de dysfonctionnement, mais à des objectifs environnementaux : rétablir la diversité morphologique, améliorer les habitats piscicoles, restaurer la dynamique naturelle des cours d'eau. Le financement de ces mesures par une taxe sur l'électricité témoigne d'une reconnaissance collective de la dette écologique envers les milieux aquatiques.

Les objectifs écologiques de la recharge sédimentaire

Contrairement aux interventions traditionnelles visant à combler un déficit volumétrique, la recharge sédimentaire contemporaine poursuit des objectifs écologiques multiples. La restauration des habitats constitue la finalité première : une mosaïque d'habitats essentiels pour les communautés aquatiques est recrée en introduisant des graviers pour leur redistribution par des crues artificielles. Les zones de rapides alternent avec des mouilles profondes, les bancs de graviers émergés offrent des sites de reproduction pour les oiseaux limicoles, tandis que les accumulations de bois mort et de galets constituent des refuges pour les invertébrés et les poissons juvéniles.

L'amélioration de la qualité des frayères représente un objectif particulièrement important dans les rivières alpines où les salmonidés jouent un rôle écologique et économique majeur. Le colmatage du substrat par les particules fines, conséquence directe du déficit en matériaux grossiers et de l'absence de crues morphogènes, réduit sévèrement le succès de reproduction de la truite et de l'ombre. Les opérations de recharge, couplées à des lâchers d'eau, permettent de nettoyer le substrat et de restaurer la perméabilité du lit avec des granulométries appropriées pour le frai. Les suivis biologiques valident l'efficacité de cette approche.

Au-delà des objectifs strictement aquatiques, la recharge sédimentaire contribue également à la revitalisation des zones alluviales. En rehaussant la ligne d'eau par comblement de l'incision, elle favorise la reconnexion des nappes phréatiques avec l'inondation des terrasses latérales lors des crues. Cette dynamique permet la

régénération de la végétation pionnière des milieux alluviaux, comme les saules et les aulnes, créant des corridors écologiques pour la faune terrestre.

La Sarine en aval du barrage de Rossens

Un cas emblématique de restauration écologique

Le barrage de Rossens, mis en service en 1948 sur la Sarine dans le canton de Fribourg, illustre parfaitement l'évolution des pratiques de gestion sédimentaire. Pendant des décennies, l'exploitation s'est concentrée sur la production d'énergie, sans considération pour les impacts écologiques en aval. Le tronçon de la Petite Sarine, s'étendant du barrage jusqu'à la centrale de Hauterive, a subi une dégradation progressive des fonctionnalités écologiques du cours d'eau : colmatage du lit, prolifération des algues filamenteuses, déclin significatif des populations de truites et d'ombres.

Suite à l'obligation d'assainir notifiée en novembre 2020, l'exploitant a engagé un programme novateur qui vise explicitement la restauration d'une dynamique morphologique active et l'amélioration des conditions écologiques ^[12, 13]. Les objectifs environnementaux sont clairement définis : restaurer les frayères à salmonidés, diversifier les habitats aquatiques, nettoyer le substrat colmaté et rétablir partiellement la mobilité du chenal.

Mise en œuvre et innovation méthodologique

Le programme déployé sur la Sarine combine deux techniques complémentaires dans une perspective écologique. Entre 2022 et 2023, environ 2700 m³ de graviers ont été prélevés dans la Jogne, affluent naturel de la Sarine, garantissant ainsi la compatibilité des matériaux avec l'écosystème récepteur. Ce choix de source locale, bien que plus contraignant logistiquement, témoigne du souci de préserver l'intégrité biologique du système en évitant l'introduction d'*espèces allochtones* ou de polluants potentiellement associés à des gravières commerciales.

La crue artificielle du 3 octobre 2023 constitue l'intervention la plus ambitieuse du projet. Atteignant 220 m³/s, soit cent fois le débit de dotation habituel, cette crue avait pour objectif de transporter les sédiments transférés mécaniquement. Elle visait également à simuler les processus naturels de régénération des habitats : arrachage des algues filamenteuses, remobilisation des sédiments de colmatage, création de nouvelles zones d'affouillement et de dépôt. Le choix de la période d'intervention, en automne après la période de reproduction des poissons, reflète l'intégration des contraintes biologiques dans la planification des opérations. Le suivi scientifique a permis de vérifier l'atteinte des objectifs écologiques. Il servira à adapter les interventions futures, dans une logique d'amélioration continue.

Résultats écologiques et perspectives

Les premiers résultats du programme d'assainissement de la Sarine révèlent des bénéfices écologiques significatifs. Les observations post-crue documentent une nette amélioration de la diversité morphologique du lit, avec la création de nouveaux habitats favorables aux différents stades de vie des poissons. Le nettoyage du substrat a permis de restaurer plusieurs centaines de mètres carrés de frayères potentielles pour

Espèce allochtone ou exotique
Espèce qui n'est pas native
ou indigène de la région
considérée.

la truite et l'ombre. Les inventaires biologiques montrent une recolonisation rapide des zones restaurées par les invertébrés benthiques, base de la chaîne alimentaire aquatique.

La stratégie adoptée prévoit désormais une crue artificielle annuelle pendant au moins cinq ans, reconnaissance explicite que la restauration écologique nécessite un engagement dans la durée. Cette régularité des interventions vise à maintenir une dynamique morphologique continue et à empêcher la dégradation progressive observée entre deux opérations espacées. Cette approche s'oppose fondamentalement aux anciennes pratiques de gestion réactive, intervenant uniquement lorsque des seuils critiques de sécurité étaient franchis.

Intégration des considérations écologiques et perspectives

La prise en compte systématique des enjeux écologiques transforme profondément la conception des opérations de recharge sédimentaire. Les sites de prélèvement sont désormais sélectionnés selon des critères environnementaux, privilégiant les sources endogènes au bassin versant. La granulométrie des matériaux n'est plus déterminée uniquement par des considérations de transport hydraulique, mais intègre les besoins spécifiques des espèces cibles : graviers de 2 à 6 cm pour les frayères à truite, galets plus grossiers pour créer des refuges lors des crues.

Le calendrier des interventions est établi de manière à minimiser les perturbations biologiques. Les crues artificielles sont programmées en dehors des périodes de reproduction et de migration des poissons. Les opérations d'apport sédimentaire évitent la saison de végétation pour préserver les communautés riveraines. Cette temporalité écologique s'impose désormais comme une contrainte incontournable, même si elle complique la planification opérationnelle.

Les mesures d'accompagnement écologique se généralisent dans les projets récents : géotextiles biodégradables fixant temporairement les sédiments, embâcles artificiels diversifiant les écoulements, espèces ligneuses locales accélérant la végétalisation des berges. Dans cette approche, la recharge sédimentaire n'est qu'un élément d'une stratégie plus globale de restauration des corridors fluviaux.

Malgré les avancées conceptuelles et réglementaires, des défis demeurent. Le coût de ces opérations est important et l'arbitrage entre investissements écologiques et contraintes économiques est nécessaire. Les incertitudes scientifiques demeurent quant à la persistance à long terme des améliorations. Le changement climatique introduit une dimension supplémentaire d'incertitude, incitant à adopter des stratégies adaptatives aux objectifs de restauration.

La recharge sédimentaire anthropique a connu une transformation radicale au cours des dernières décennies. D'une approche purement technique et sécuritaire, elle est devenue un outil majeur de restauration écologique, intégrant explicitement les objectifs de biodiversité et de fonctionnalité écosystémique.

Cette révolution conceptuelle témoigne de la reconnaissance que la production d'énergie hydroélectrique, bien que renouvelable et nécessaire à la transition énergétique, engendre des impacts écologiques qui doivent être compensés. Les cadres réglementaires contraignants adoptés en Suisse reflètent cette volonté de soumettre les considérations économiques aux impératifs environnementaux, marquant une évolution fondamentale dans notre rapport aux cours d'eau alpins.

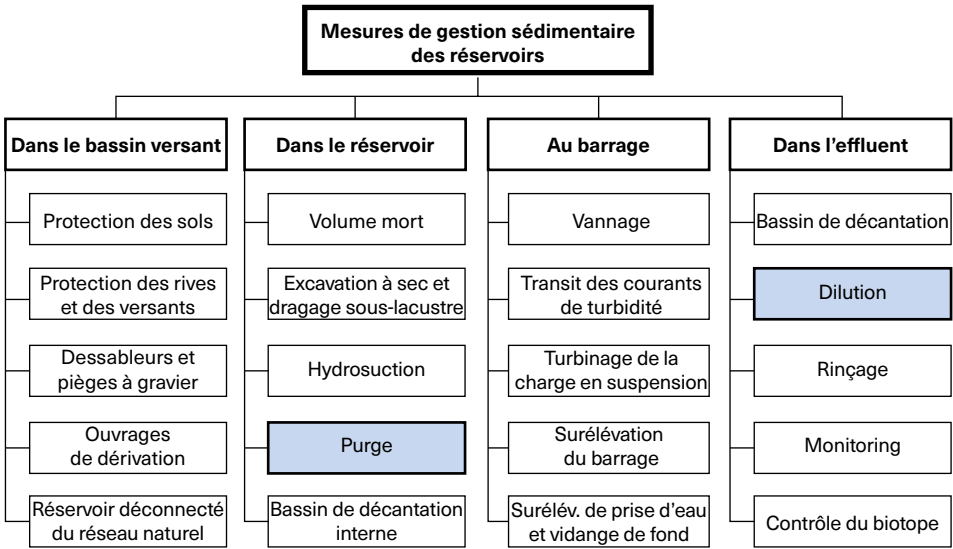
III.4.3 Alluvionnement des réservoirs

Jean-Louis Boillat

Les barrages sont tributaires de l'équilibre sédimentaire des bassins versants. Une gestion spécifique est donc nécessaire pour préserver les conditions normales d'exploitation et pour conserver le volume utile des réservoirs. Dans les barrages suisses, majoritairement construits au milieu du siècle dernier, la zone morte attribuée au stockage des sédiments est généralement entièrement comblée. Cela induit une difficulté d'exploitation des prises d'eau et des vidanges de fond.

Étant donné que la majeure partie de la production électrique suisse provient d'aménagements hydrauliques, il est évident que la gestion de l'alluvionnement des réservoirs constitue un enjeu économique majeur [14, 15, 16]. Pour relever ce défi, différentes solutions permettent d'intervenir sur les processus de transport et de dépôt des sédiments, généralement associées à l'exploitation des aménagements, aux événements de crues et à la préservation de l'environnement. Des actions peuvent ainsi être menées sur le bassin versant amont, dans le réservoir, au barrage même et sur les récepteurs aval [Fig. III.4.5](#).

Fig. III.4.5 Inventaire des mesures de gestion sédimentaire des réservoirs, avec focus sur l'opération de purge.



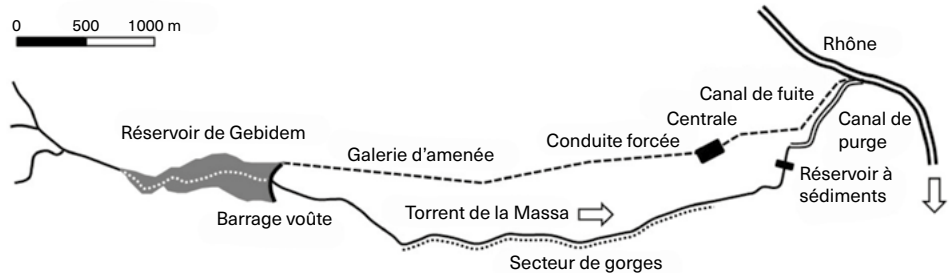
Parmi les options répertoriées, la purge est une solution efficace pour évacuer les sédiments d'un réservoir, généralement par ouverture de la vidange de fond du barrage. Cette procédure nécessite une planification minutieuse afin de garantir la sécurité matérielle de l'ouvrage et d'éviter des dommages écologiques sur le tronçon de rivière aval; elle est assujettie à la législation relative à la sécurité des ouvrages [17] et à la protection des eaux [11]. La purge périodique nécessite une autorisation cantonale précisant le moment et la durée de l'opération, la concentration maximale de charge en suspension et les interventions après purge pour nettoyer le lit de la rivière.

Dans tous les cas et quelle que soit la solution choisie, les interventions réalisées partout dans le monde pour gérer l'alluvionnement des réservoirs plaident pour que cette problématique soit considérée dès le stade initial de nouveaux projets.

Purge du réservoir de Gebidem

Le barrage de Gebidem a été construit entre 1964 et 1967 sur la rivière Massa en Valais dans le but de produire de l'électricité. Les principaux éléments du schéma hydraulique [Fig. III.4.6](#) présentent les particularités suivantes : sans opérations de purge, le volume de stockage du barrage (9,2 millions de m³) serait complètement rempli en 20 à 25 ans. Après 6 à 7 ans sans purge, le niveau de la prise d'eau serait atteint par l'accumulation des alluvions, entraînant une charge sédimentaire inacceptable sur les turbines. Avant cela, l'utilisation de la vanne de fond pourrait être rendue incertaine. Dans ce contexte, une purge annuelle doit être effectuée pour garantir l'utilisation durable de l'aménagement hydroélectrique.

Fig. III.4.6 Principaux éléments de l'aménagement hydroélectrique d'Electra-Massa à Gebidem (Valais).



Différents processus d'hydraulique fluviale et de transport sédimentaire sont observés lors de la purge annuelle [Fig. III.4.7](#). Étant donné que le réservoir agit comme un immense piège à sable et à limon, les sédiments fins se déposent près du barrage, tandis que les matériaux grossiers s'accumulent dans le delta se formant dans la partie amont de la retenue.

Lors de l'ouverture de la vanne de fond pour la purge, les sédiments fins sont évacués prioritairement, entraînant une augmentation brutale de la concentration sédimentaire. Lorsque le réservoir est complètement vidé de son eau, le débit naturel d'alimentation provoque une incision de la masse alluvionnaire, accompagnée d'une érosion latérale des dépôts. Les matériaux plus grossiers sont ensuite transportés par charriage pour être évacués à leur tour.

Dans le torrent de la Massa, (entre 1328 m s.m. et 692,55 m s.m.), le charriage prend entre 60 et 72 heures, alors que le transport en suspension s'effectue pratiquement à la vitesse de l'écoulement. À la sortie de la gorge, les matériaux grossiers sont piégés dans un réservoir à sédiments pour être exploités sur site. Le transport dans le canal de purge, reliant sur 700 m la Massa au Rhône, est dominé pendant deux à trois jours par un écoulement fortement saturé, pauvre en sédiments de fond. Après cette période, une tendance à l'alluvionnement est observée dans le canal en raison d'une capacité de transport insuffisante. Le processus d'envasement progresse de l'aval vers l'amont, initié dans les méandres ainsi qu'à un rétrécissement du canal et à la confluence avec le Rhône. À la jonction, le flux fortement concentré de la Massa se mélange à l'eau du Rhône, conduisant à une réduction progressive de la concentration en suspension. Le transport par charriage des sédiments à la jonction est logiquement tributaire du débit cumulé. En raison de l'apport excédentaire de sédiments, une surélévation du lit du Rhône est provisoirement observée sur la moitié droite du fleuve en aval de la confluence.



Fig. III.4.7 Vues de l'opération de purge, de gauche à droite:

- incision dans le réservoir;
- sortie de la vidange de fond;
- initiation de dunes dans le canal de purge;
- formation d'antidunes dans le canal de purge.

Photos: J.-L. Boillat

Lors des opérations de purge, une concentration sédimentaire maximale de 10 ml/l devrait être respectée. En application de cette directive cantonale, 40 millions de m³ d'eau seraient nécessaires pour évacuer les 400 000 m³ de sédiments déposés annuellement dans le réservoir de Gebidem. Ce volume d'eau, qui représente 10 à 16 % des apports annuels, aurait une incidence économique insupportable pour l'exploitation de l'aménagement.

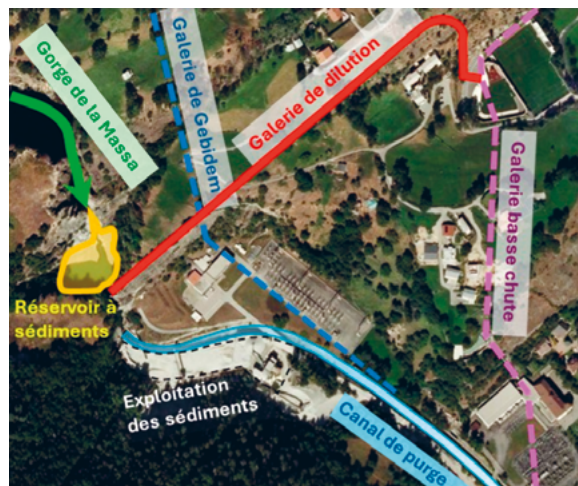
De fait, les opérations de purge effectuées à Gebidem présentent des concentrations sédimentaires nettement supérieures à la valeur requise. Une dérogation est admise dans ce cas, car le canyon rocheux de la Massa et le canal de purge en aval du barrage ne favorisent le développement d'aucun habitat naturel particulier.

Le maillon faible du système global réside dans le canal de purge qui, sous l'effet de l'envasement, subit un débordement momentané [Fig. III.4.7 droite](#). Pour pallier ce problème, source d'inondation du secteur aval, un apport supplémentaire d'eau claire a été introduit à la limite supérieure du canal pour réduire la concentration en sédiments et contrôler le processus de décantation [Fig. III.4.8 gauche](#).

Le processus de dilution avait été préalablement testé sur modèle physique et optimisé à l'aide d'un modèle numérique ^[18, 19, 20]. Une analyse de sensibilité sur le débit de dilution et la taille caractéristique des grains a permis de définir des consignes opérationnelles de purge. L'apport de ce débit de dilution a pu être mis en œuvre en 2006 par la réalisation d'une galerie de dérivation d'eau depuis un aménagement hydraulique voisin à basse chute [Fig. III.4.8 droite](#). Les expériences réalisées avec cet apport de dilution ont confirmé l'efficacité de la solution.

Fig. III.4.8 Vue zénithale à proximité de la centrale de Gebidem. À gauche: raccordement de la galerie de dilution au système d'origine. À droite: section de la galerie de dilution.

Photo: J.-L. Boillat



III.4.4 Gestion du bois flottant

Isabella Schalko

Intérêts du bois dans les cours d'eau

Le bois est un composant naturel des cours d'eau et il contribue à leur fonction écologique [21]. En période de basses eaux, le bois ne présente pas de risque d'embâcle ou d'inondation, mais favorise plutôt la santé du réseau. Des fragments de branches peuvent s'accumuler dans des zones peu profondes ou dans des passages étroits naturels pour former de petits bouchons. Contrairement aux blocages massifs de ponts lors des fortes crues, ces structures naturelles concernent de faibles quantités de bois.

Le bois des rivières offre de nombreux avantages : il sert au stockage de carbone, influence le niveau d'eau et favorise l'échange hyporhéique entre la rivière et les eaux souterraines, ce qui contribue au cycle des nutriments [22, 23]. De plus, les accumulations de bois génèrent des conditions d'écoulement hétérogènes et modifient la morphologie locale, créant des habitats pour les organismes aquatiques et terrestres [24]. Les poissons utilisent ces embâcles comme abri, refuge ou protection, car la porosité des structures en bois et les conditions d'écoulement diversifiées favorisent ces fonctions.

Échange hyporhéique
Processus essentiel pour l'équilibre et la santé des écosystèmes aquatiques, qui permet l'échange rapide des gaz dissous, des particules et des micro-organismes.

Influence du bois sur les conditions d'écoulement

Un blocage partiel de l'écoulement crée en amont une zone d'eau plus profonde et à vitesse réduite [25]. Le ralentissement du flux favorise le dépôt de nutriments et de sédiments fins, ce qui contribue à la croissance des plantes [26]. Les embâcles peuvent couvrir toute la largeur du cours d'eau [Fig. III.4.9](#) et constituer une barrière complète ou seulement une partie de la section [Fig. III.4.10](#). Cette dernière configuration entraîne une augmentation de la vitesse d'écoulement sur les côtés du barrage, créant des zones

Fig. III.4.9 Blocage complet sur le Sengelbach, dans le canton d'Argovie. Le flux circule de haut en bas.

Photo : A. Baumann



Fig. III.4.10 Blocage partiel sur la Töss, dans le canton de Zurich. Le flux circule de bas en haut.

Photo: S. Speltoni



d'écoulement différenciées, particulièrement importantes pour la diversité des habitats aquatiques ^[27].

À l'aval de l'embâcle, la zone de courant est caractérisée par des vitesses d'écoulement réduites et une turbulence accrue. Ces conditions favorisent également le dépôt de sédiments fins. L'augmentation de la turbulence est causée par le franchissement des bois entremêlés et par les effets de bord du bouchonnage. Les tests effectués sur des modèles hydrauliques montrent que les embâcles situés au milieu du cours d'eau provoquent jusqu'à dix fois plus de turbulence en aval que les structures constituées sur les bords ou submergées ^[27].

Les altérations apportées au courant ont un impact sur les organismes aquatiques : alors que les juvéniles ou les petits poissons évitent souvent les zones très turbulentes, d'autres espèces recherchent spécifiquement de telles structures d'écoulement ^[28]. Des études de terrain montrent que les poissons exploitent les zones de blocage partiel pour rejoindre avec un moindre effort des zones adjacentes à vitesses plus élevées, où davantage de nutriments sont transportés ^[29]. La longueur des zones protégées dépend de la position de l'obstacle et de la possibilité de le déborder. Les structures centrales qui ne peuvent pas être débordées créent les zones protégées les plus courtes, alors que les structures latérales pouvant être débordées en génèrent de plus longues ^[27].

Influence du bois sur la morphologie locale

Les accumulations de bois ont une influence significative sur la morphologie du cours d'eau. Les observations faites sur le terrain et les essais sur modèles montrent que des affouillements se créent aussi bien à l'amont qu'à l'aval des embâcles, suivis de zones de dépôt sédimentaire ^[30]. L'étendue de ces effets est toutefois limitée localement. Par exemple, des amas de bois individuels peuvent provoquer une érosion et des dépôts sur une longueur de 2 à 4 fois la largeur de l'obstacle ^[31]. L'analogie avec les piles de pont

est souvent utilisée pour calculer la profondeur d'affouillement ^[32]. Les dépôts de bois peuvent en outre réduire le colmatage du lit grâce au rinçage des matériaux fins, sous l'effet de l'augmentation des vitesses d'écoulement aux extrémités et de la turbulence dans la zone aval ^[33, 34]. Tout cela illustre l'interaction étroite qui se développe entre les dépôts de bois, l'écoulement et les sédiments.

Embâcles de bois artificiels

Les bénéfices écologiques produits par le bois dans les rivières sont de plus en plus intégrés dans les mesures de revitalisation. Afin d'éviter une remobilisation incontrôlée des embâcles et des dommages potentiels aux aménagements aval, des ouvrages artificiels sont réalisés, communément appelés *Engineered Logjams*. Ces structures s'inspirent des embâcles naturels dans leur comportements hydraulique et morphologique, mais sont solidement ancrées dans le lit ou dans les berges, de manière à résister au passage des crues ^[35].

Bibliographie du sous-chapitre III.4

- [1] Boillat, J.-L., Dubois, J., Nilipour, N., 2006, «Migration of a dredging pit in the Rhone River», actes de la conférence internationale sur l'hydraulique fluviale, River Flow.
- [2] Dubois, J., 1999, Dupiro, logiciel de calcul des lignes d'eau et du transport solide, HydroCosmos, Vernayaz.
- [3] Boillat, J.-L., Geiges-Mayaud, M., Teyssière, P., 2008, «Auslaufbauwerke des Geschiebesammlers Fromatta (Kelchbach Naters, Wallis, Schweiz)», actes du symposium international «Neue Anforderungen an den Wasserbau», ETH Zürich, Mitteilungen 207, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), p. 317-326.
- [4] Hachem, F., Herzog, B., Boillat, J.-L., Schleiss, A., 2012, «Gestion du risque d'inondation sur le Milibach en Suisse, Optimisation sur modèle physique», actes du 12^e congrès INTERPRAEVENT, Grenoble.
- [5] Ghilardi, T., Boillat, J.-L., Schleiss, A., De Montmollin, G., Bovier, S., 2012, «Gestion du risque d'inondation sur l'Avançon, Optimisation sur modèle physique», actes de conférence du 12^e congrès INTERPRAEVENT, Grenoble.
- [6] Studer, M., Hachem, F., Boillat, J.-L., 2010, «Experimental design of a diversion structure of granular debris flows», 2010, actes de la conférence River Flow, Braunschweig.
- [7] LCH-EPFL, 2011, *Hochwasserschutz Gampel-Bratsch, Modellversuche eines Geschiebesammlers*, Lausanne.
- [8] Teyssière, P., Jordan, F., Boillat, J.-L., 2004, «Concept intégral de protection contre les crues pour la ville de Viège dans le canton du Valais», symposium international INTERPRAEVENT, Riva.
- [9] Müller, M., Bieri, M., Ribeiro Martins, J. M., Boillat, J.-L., Schleiss, A., 2009, «Barrage de Lavey – Études physique et numérique des écoulements et du transport solide dans le Rhône», colloque SHF «Modèles physiques hydrauliques – outils indispensables du XXI^e siècle», Lyon et Grenoble.
- [10] Bieri, M., Müller, M., Ribeiro Martins, J., Boillat, J.-L., 2010, «Complémentarité de la modélisation physique et numérique à l'exemple d'un aménagement hydroélectrique», actes de la conférence SimHydro, Hydraulic modeling and uncertainty, Sophia Antipolis.
- [11] RS 814.20, Fedlex, 2025, Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux), Berne.
- [12] Schroff, R., Mörtl, C., Vonlanthen, G., De Cesare, G., 2022, «Impacts et enjeux de charriage d'une crue artificielle – Exemple de la Petite Sarine», *Wasser Energie Luft*, Fehraltorf.
- [13] Communiqués de presse du Groupe E, 2023, <https://www.groupe-e.ch/fr/decouvriir-groupe-e/medias/communiqués-de-presse/crue-artificielle-pour-redynamiser-la-sarine>.
- [14] Boillat, J.-L., Pougatsch, H., 2000, «State of the art of sediment management in Switzerland», actes de l'International Workshop and Symposium on Reservoir Sedimentation Management, p. 143-153, Tokyo.
- [15] Boillat, J.-L., Dubois, J., De Cesare, G., Bollaert, E., 2000, «Sediment management examples in Swiss Alpine reservoirs», actes de l'International Workshop and Symposium on Reservoir Sedimentation Management, Tokyo.
- [16] Boillat, J.-L., Oehy, C., Schleiss, A., 2003, «Reservoir Sedimentation Management in Switzerland», The 3rd World Water Forum, Challenges to the Sedimentation Management for Reservoir Sustainability, p. 143-158, Tokyo.
- [17] RS 721.101, Fedlex, 2010, Loi fédérale sur les ouvrages d'accumulation (LOA), Berne.
- [18] LCH-EPFL, 1994, *Étude expérimentale sur modèle hydraulique du chenal de chasse de la Massa à Bitsch*, rapport interne, Laboratory of Hydraulic Constructions, EPFL, Lausanne.
- [19] Boillat, J.-L., Dubois, J., Lazaro, P., 1996, «Eintrag und Austrag von Feststoffen im Spülkanal von Gebidem. Modellversuche und numerische Simulation», actes du Symposium an Verlandung von Stauseen und Stauhaltungen, Sedimentprobleme in Leitungen und Kanälen, ETH Zürich, Mitteilung n° 142 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), Zürich.
- [20] LCH-EPFL, 2002, *Gestion du transport solide lors de la purge annuelle du barrage de Gebidem, Modélisations physique et numérique des écoulements et du transport solide dans le chenal de chasse de la Massa à Bitsch*, rapport interne n° 8, Laboratory of Hydraulic Constructions, EPFL, Lausanne.
- [21] Wohl, E. et al., 2019, «The Natural Wood Regime in Rivers», *BioScience*, 69, p. 259-273.
- [22] Sawyer, A. H., Bayani Cardenas, M., Buttle, J., 2011, «Hyporheic exchange due to channel-spanning logs», *Water Resour. Res.*, 47.
- [23] Doughty, M., Sawyer, A. H., Wohl, E., Singha, K., 2020, «Mapping increases in hyporheic exchange from channel-spanning logjams», *J. Hydrol.*, 587, 124931.
- [24] Roni, P., Beechie, T., Pess, G., Hanson, K., 2015, «Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 72, p. 466-478.
- [25] Follett, E., Schalko, I., Nepf, H., 2020, «Momentum and Energy Predict the Backwater Rise Generated by a Large Wood Jam», *Geophys. Res. Lett.*, 47.
- [26] Beckman, N. D., Wohl, E., 2014, «Carbon storage in mountainous headwater streams: The role of old-growth forest and logjams», *Water Resour. Res.*, 50, p. 2376-2393.
- [27] Schalko, I., Wohl, E., Nepf, H. M., 2021, «Flow and wake characteristics associated with large wood to inform river restoration», *Scientific Reports*, 11(1), 8644.
- [28] Smith, D. L., Goodwin, R. A., Nestler, J. M., 2014, «Relating Turbulence and Fish Habitat: A New Approach for Management and Research», *Rev. Fish. Sci. Aquac.*, 22, p. 123-130.

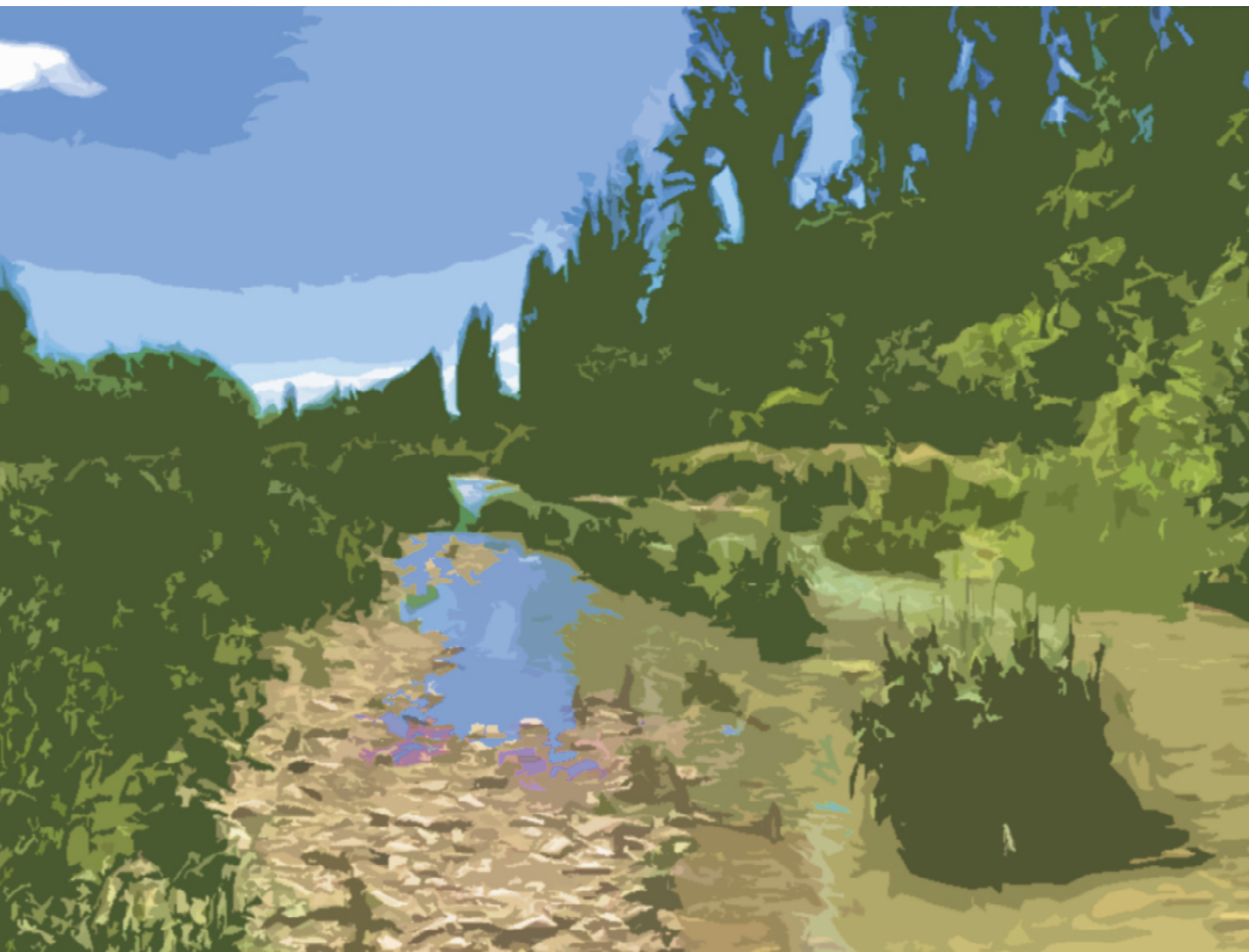
- [29] Tullios, D., Walter, C., 2015, «Fish use of turbulence around wood in winter: physical experiments on hydraulic variability and habitat selection by juvenile coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*», *Environ. Biol. Fishes*, 98, p. 1339-1353.
- [30] Ismail, H., Xu, Y., Liu, X., 2021, «Flow and scour around idealized porous engineered log jam structures», *Journal of Hydraulic Engineering*, 147(1), 04020089.
- [31] Schalko, I., Nepf, H. M., 2024, «Enhanced flow variability and morphological changes through individual wood placements on a gravel bed», *Geomorphology*, 453, 109135.
- [32] Melville, B. W., Dongol, D. M., 1992, «Bridge pier scour with debris accumulation», *Journal of Hydraulic Engineering*, 118(9), p. 1306-1310.
- [33] Schwindt, S., Negreiros, B., Ponce, M., Schalko, I., Lassar, S., Barros, R., Haun, S., 2023, «Fuzzy-logic indicators for riverbed de-clogging suggest ecological benefits of large wood», *Ecological Indicators*, 155, 111045.
- [34] Schalko, I., Ponce, M., Lassar, S., Schwindt, S., Haun, S., Nepf, H., 2024, «Flow and turbulence due to wood contribute to declogging of gravel bed», *Geophysical Research Letters*, 51(2), e2023GL107507.
- [35] Widmer, A., Werdenberg, N., Haupt, S., 2022, Planungshilfe Engineered Log Jam (ELJ), Version 2.0, Renaturierungsfonds des Kantons Bern., disponible sur https://plattform-renaturierung.ch/wp-content/uploads/2022/03/UE214007_B_220222_Planungshilfe_ELJ_v2.0_defi.pdf.

IV

Écologie des milieux aquatiques et riverains

Sous la direction de Pierre-André Frossard

IV.1	Écologie des cours d'eau	179
IV.2	Flore aquatique et riveraine	195
IV.3	De la diversité des végétations alluviales	211
IV.4	Qualité des eaux	235



Présentation générale du chapitre

Le cours d'eau considéré comme écosystème ou écosystème ne se limite pas au lit mineur presque toujours en eau, il inclut également les berges, les rives et toutes les portions de terrains influencées par l'eau, que ce soit lors d'épisodes d'inondation ou encore par les fluctuations de la nappe phréatique.

Deux mondes se côtoient voire s'interpénètrent, à savoir les compartiments aquatiques et terrestres. Cela donne lieu à de nombreuses interactions très complexes entre organismes végétaux, animaux et les conditions abiotiques changeantes, dictées par les systèmes dynamiques inhérents au fonctionnement d'un cours d'eau (sous-chapitre IV.1).

Comme pour tout écosystème, la végétation est à la base de la chaîne trophique et constitue le fondement de son fonctionnement. Qu'elles soient franchement aquatiques, semi-aquatiques ou encore terrestres, les différentes formes de végétation ont adopté des stratégies particulières pour s'accommoder à de multiples perturbations, à la base de la biodiversité des zones alluviales (sous-chapitre IV.2).

Château d'eau de l'Europe, la Suisse, malgré son territoire relativement restreint, présente une grande amplitude altitudinale et une diversité géologique remarquable, qui génèrent des styles fluviaux diversifiés. Ces conditions variées sont à la base de l'expression d'une grande diversité parmi les communautés végétales qui accompagnent les cours d'eau (sous-chapitre IV.3).

La qualité physico-chimique des cours d'eau constitue un facteur limitant déterminant dans leur capacité d'accueil de la vie aquatique et riveraine. Une interaction complexe de différents facteurs tels que la température de l'eau, les courants, la teneur en oxygène et en nutriments ou encore le pH influencent ainsi les processus et la vie dans les cours d'eau (sous-chapitre IV.4)

Les cours d'eau sont des écosystèmes complexes, à l'interface entre les compartiments terrestres et aquatiques. Les conditions environnementales offertes par l'hydrosystème varient spatialement le long des dimensions longitudinales, latérales et verticales, et au rythme des perturbations liées aux crues et décrues.

Ce sous-chapitre offre une vue globale de l'interdépendance entre les écosystèmes terrestres et aquatiques et décrit la manière dont la composition des biocénoses aquatiques et riveraines sont influencées par ces variations.

IV.1.1 Comprendre les rivières : du biotope à la biocénose

L'écosystème « cours d'eau »

Un écosystème est un système formé par une biocénose (le vivant) et le biotope (composantes abiotiques) qui interagissent par des échanges d'énergie et de matière. La biocénose comprend des espèces qui s'alimentent, se reproduisent et interagissent entre elles. Le biotope désigne le climat, le sol, l'eau, la lumière et autres paramètres de l'environnement. L'écosystème résulte de ces interactions dynamiques et fonctionne à différentes échelles spatiales ^[1]. Certaines propriétés caractérisent l'ensemble de l'écosystème : sa production globale (quantité de matière organique produite par photosynthèse sur une période donnée) et son métabolisme (bilan entre production et respiration des organismes), l'efficacité d'utilisation des nutriments (capacité de la biocénose et des processus biogéochimiques à transformer et retenir les nutriments pour la production biologique plutôt que de les perdre par lessivage ou export), la diversité des sources d'énergie (variété des entrées énergétiques dans le réseau trophique), et la diversité spécifique et fonctionnelle (nombre d'espèces et rôles trophiques représentés). Ces propriétés donnent une image intégrée du fonctionnement de l'écosystème, utiles pour en évaluer l'état écologique, sa résilience et les services qu'il rend ^[2]. Les écosystèmes fluviaux sont particulièrement ouverts : ils présentent une forte connectivité longitudinale, latérale et verticale.

L'hydrologie, la physico-chimie, la température, la nature du substrat, la morphologie du cours d'eau ou encore le degré de connectivité avec les milieux adjacents déterminent conjointement les propriétés de l'écosystème fluvial notamment la diversité, la structure et la dynamique des biocénoses aquatiques et riveraines, car ces facteurs conditionnent les espèces pouvant s'y établir et y survivre.

Le système circulatoire du territoire

Les cours d'eau d'un bassin versant fonctionnent comme le système circulatoire d'un organisme vivant [Fig. IV.1.1](#) : rivières, fleuves et ruisseaux forment un réseau qui distribue l'eau, les nutriments, l'oxygène et les organismes indispensables au fonctionnement des milieux aquatiques et riverains, de la même façon que les vaisseaux irriguent les organes d'un corps. Les marais et la végétation aquatique et riveraine jouent un rôle analogue à celui des organes filtrants (reins, foie) en piégeant et en transformant les polluants, en atténuant les phénomènes érosifs et en contribuant à l'équilibre biogéochimique de l'écosystème fluvial.

Fig. IV.1.1 L'hydrosystème d'un territoire s'apparente au réseau de vaisseaux sanguins d'un organisme vivant. Ici une image satellitaire de la rivière MacKenzie et de ses affluents dans le nord-ouest du Canada.
Source : NASA, 2005



Un hydrosystème dont l'hydromorphologie et la qualité physico-chimique sont préservées présente une meilleure résilience face aux aléas climatiques et soutient une diversité biologique élevée ; à l'inverse, un réseau fluvial fragmenté ou pollué affaiblit l'ensemble du paysage, réduit la biodiversité et accroît la vulnérabilité des milieux aux perturbations et aux changements climatiques.

Le principe de **continuité écologique**, tel que formulé par la *directive-cadre sur l'eau* (DCE), renvoie à « *la libre circulation des organismes aquatiques le long des cours d'eau (accès aux lieux de reproduction, d'alimentation, d'abris, de croissance...), au bon fonctionnement des réservoirs biologiques ainsi qu'au bon déroulement du transport sédimentaire* ».

La **connectivité** est une propriété du paysage qui indique dans quelle mesure les milieux facilitent ou limitent les déplacements d'une espèce entre ses taches d'habitat ^[3] ; elle varie donc selon l'espèce considérée.

On distingue deux types de connectivité :

- la connectivité « structurelle » : analyse de la configuration spatiale des habitats, partant de l'hypothèse qu'un corridor homogène suffit à relier efficacement deux habitats ;

Directive-cadre sur l'eau
La directive-cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) établit un cadre européen pour protéger et gérer durablement les ressources en eau. Son objectif principal est d'atteindre le bon état de toutes les eaux (de surface, souterraines, côtières) de l'Union européenne. Initialement fixé à 2015, il a été repoussé à 2021 puis à 2027.

- la connectivité « fonctionnelle » : intégration des réponses comportementales et des capacités de déplacement des organismes, nécessitant des données biologiques sur les espèces cibles.

La continuité écologique d'un cours d'eau a essentiellement **trois dimensions spatiales** [4, 5] :

- longitudinale : définie par un flux majoritairement unidirectionnel d'énergie et de matière de l'amont vers l'aval, contrôlée par des gradients discontinus liés aux caractéristiques du lit (pente, granulométrie, sinuosité). Le climat influence également ce flux dans les bassins présentant de fortes variations d'altitude. Obstacles typiques : seuils et barrages [6] ;
- latérale : les variations saisonnières du niveau d'eau génèrent une dynamique transversale avec des échanges bidirectionnels d'énergie et de matière entre le lit mineur, le lit majeur, la plaine alluviale, la forêt *riparienne* et les marais lors des crues ou des fluctuations hydriques [7]. Ces interactions favorisent le recrutement des espèces alluviales et la redistribution des sédiments, nutriments et matière organique. Obstacles typiques : enrochements et digues ;
- verticale : concerne les transferts d'eau entre le lit mineur, l'aquifère et la zone hyporhéique, ainsi que les variations de la nappe phréatique, qui conditionnent les échanges hydriques souterrains et la disponibilité en eau pour les milieux aquatiques et riverains. Obstacles typiques : colmatage sédimentaire et l'incision du lit, Datry *et al.*, 2008.

Riparien

Qualifie une végétation riveraine, habituellement boisée, qui ombrage le cours d'eau et atténue les répercussions des activités humaines à proximité par effet tampon.

Un cours d'eau suit également des **cycles temporels** qui influencent sa morphologie et son débit. Avec le temps, les sédiments se déplacent, des méandres se forment, les courbes s'érodent, des bras morts se déconnectent du chenal principal, les chenaux se déplacent et se ramifient. Le niveau d'un cours d'eau varie au fil des saisons, influencé par les précipitations et la fonte des neiges. Ces variations naturelles sont cruciales : elles ont façonné le bassin versant et de nombreux organismes spécialisés en dépendent.

Les cours d'eau agissent comme des corridors écologiques majeurs, assurant la connectivité fonctionnelle entre les biotopes et contribuant à l'**infrastructure écologique** (voir le sous-chapitre IV.3), au même titre que les zones alluviales, les sites de reproduction des amphibiens d'importance nationale et les réserves ornithologiques pour les espèces aquatiques et migratrices. Un système hydrographique continu et bien connecté favorise le transport et le stockage de l'eau, le déplacement des espèces et le maintien des processus écologiques nécessaires aux services écosystémiques ; inversement, fragmentation et altérations hydromorphologiques réduisent la résilience et la cohérence du paysage.

IV.1.2 Les paramètres abiotiques

Paramètres hydrologiques et sédimentaires

Des têtes de bassin aux embouchures, le long des écoulements unidirectionnels des eaux, les caractéristiques morphologiques et hydrauliques évoluent (cf chapitre II). À mesure que l'on s'éloigne des sources, la pente s'adoucit et les paramètres

énergétiques (vitesse de l'écoulement) décroissent. D'amont en aval, les particules transportées sont de plus en plus fines, le cours d'eau devient de plus en plus large et de plus en plus profond. Trois zones hydro-sédimentaires se succèdent dans la dimension amont-aval :

- une zone d'érosion (en tête de bassin versant) ;
- une zone de transport (secteur intermédiaire) ;
- une zone terminale de dépôt (delta, cône, confluence).

En réponse à ces variations de conditions hydrauliques et sédimentaires, le cours d'eau ajuste son parcours selon les trois principaux styles fluviaux d'équilibre (rectiligne, en tresse ou méandrique) [8].

La **morphologie** d'un cours d'eau contrôle directement les conditions physiques et chimiques auxquelles sont soumis les organismes aquatiques. Elle détermine les habitats disponibles, la dynamique des flux d'eau et de sédiments, la distribution des micro-habitats et, *in fine*, la structure et le fonctionnement de l'écosystème fluvial [Fig. IV.1.2](#). Les éléments morphologiques majeurs sont la configuration en plan (sinuosité, présence de méandres, bras secondaires), le profil en long (pente, zones de *riffles/runs/pools*, incision ou connectivité à la plaine alluviale), le profil en travers (largeur, profondeur, complexité des berges, présence de bancs, arbres immergés), le substrat (granulométrie, hétérogénéité spatiale et niveau de colmatage), la structure riparienne (fourrés, ripisylve, terrasses, connexions latérales aux bras morts et arrière-marais). Un cours d'eau morphologiquement diversifié offre des refuges et facilite la récupération après crues, sécheresses ou perturbations anthropiques, alors que les systèmes homogènes sont plus vulnérables aux perturbations écologiques [Tab. IV.1.1](#).

Riffle

Radier, c.-à-d. zone peu profonde du chenal caractérisée par un courant rapide, un lit grossier (graviers, galets) et une turbulence importante, favorisant l'oxygénation de l'eau et des assemblages d'invertébrés lotiques.

Run

Segment plus profond et allongé que le riffle, avec un courant modéré et uniforme, lit souvent composé de graviers fins à sable ; espace de transit pour la faune aquatique et zone de production primaire et d'alimentation.

Pool

Dépression profonde du chenal où l'écoulement est lent, voire quasi stagnant. Le substrat est souvent plus fin (silt, limon), offrant des refuges pour poissons, zones de dépôt de sédiments et d'accumulation de matière organique.

Fig. IV.1.2 Différents aspects en long d'un même bras latéral du Rhône. De gauche à droite : radier (riffle), zone de d'écoulement plus large et moins rapide (run) et zone stagnante profonde (pool) (lône de Malaubert, Drôme, France).

Photo : A. Boissezon



Tab. IV.1.1 Les propriétés morphologiques d'un cours d'eau, leurs effets et leurs conséquences pour la biocénose.

Propriétés morphologiques	Effets	Conséquences écologiques
Configuration en plan (sinuosité, méandres, bras secondaires)	- Variabilité locale des vitesses - Zones de dépôt et d'érosion	- Habitat diversifié - Frayères et refuges - Rétention des sédiments - Connectivité longitudinale modulée
Profil en long (pente, succession riffle/run/pool, incision, connexion plaine alluviale)	- Alternance de turbulences et zones calmes - Variation des niveaux d'énergie - Échanges avec la nappe Fig. IV.1.2	- Maintien des cycles de reproduction des poissons - Hétérogénéité d'habitat - Recharge des zones humides - Migration facilitée ou freinée
Profil en travers (largeur, profondeur, complexité des berges, bancs, arbres immergés)	- Distribution des vitesses transversales - Création de refuges et d'écoulements secondaires	- Zones d'alimentation de reproduction et d'abri pour poissons et invertébrés - Régulation thermique locale
Substrat (granulométrie, hétérogénéité spatiale, colmatage)	- Perméabilité du lit - Échanges eau-sédiment - Transport ou dépôt des particules fines	- Qualité des frayères - Composition et abondance des micro-habitats et macroinvertébrés - Réduction de l'oxygénation en cas de colmatage
Structure riparienne (fourrés, ripisylve, terrasses, connexions latérales)	- Stabilisation des berges - Modulation du ruissellement et des apports organiques	- Ombrage et régulation thermique - Nourriture et bois mort apportant complexité - Corridors pour la faune terrestre et aquatique

Fig. IV.1.3 À gauche : rivière montagnarde à gros blocs et courant tumultueux.
 Photo: P.-A. Frossard
 Au centre : radier avec substrat meuble de galets et gravier.
 Photo: P.-A. Frossard
 À droite : fond couvert de limons et de sables peu poreux et colonisé par la macrophyte *Vallisneria spiralis*.
 Photo: A. Boissezon

Le **substrat** d'un cours d'eau désigne l'ensemble des matériaux qui constituent le fond du lit et les berges : fractions grossières (blocs, galets, graviers), fractions fines (sables, limons, vases) et matières organiques (par ex. litière de feuilles, bois morts, tourbe, biofilms) [Fig. IV.1.3](#). Le substrat influence les communautés biologiques et les processus écologiques, car il est le support physique des habitats benthiques, contrôle l'alimentation en nutriments et en oxygène des producteurs primaires et des décomposeurs, et enfin module des processus d'érosion-dépôt et influence la morphologie et la connectivité.

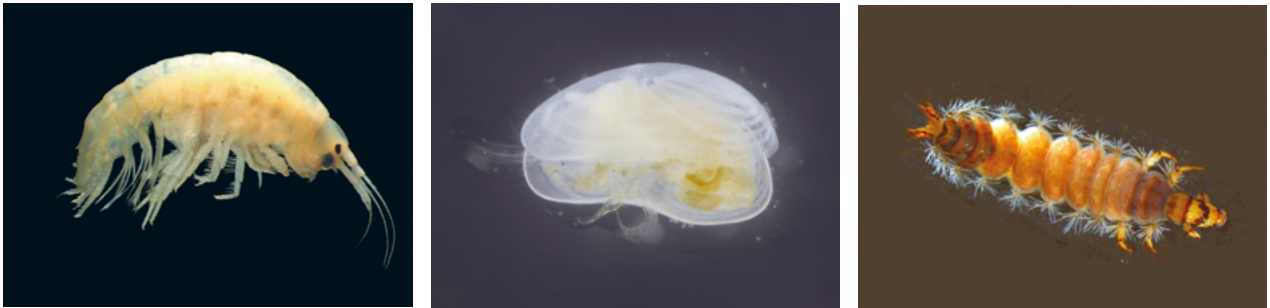


Ses caractéristiques clés sont :

- granulométrie : distribution des tailles de particules, de la fraction grossière aux fines – dicte la porosité, la perméabilité et la stabilité du lit ;
- structure et hétérogénéité spatiale : mosaïque de patches offrant des micro-habitats variés – accroît la diversité d'espèces ;
- compaction et porosité interstitielle : liée à la granulométrie et à l'organisation des grains – influence les échanges verticaux d'eau et d'oxygène, la survie des œufs et des organismes benthiques et hyporhéiques ;
- matière organique et biofilms : couches de débris, litière et biofilms microbien – modulent la disponibilité trophique et la qualité chimique du sédiment ;
- cimentation et colmatage : fines en excès ou encroûtement organo-minéral – réduisent la perméabilité et l'habitat interstitiel.

La **zone hyporhéique** représente la zone de transition sous le lit d'un cours d'eau, où l'eau de surface et l'eau souterraine s'interpénètrent dans les interstices du substrat. C'est un milieu poreux et dynamique qui accueille une faune et une flore spécifiques et qui assure des échanges hydriques, chimiques et trophiques entre l'écosystème fluvial et la nappe alluviale (**connectivité verticale**). Les communautés hyporhéiques sont constituées de colonies microbiennes, de micro-invertébrés, de micro-crustacés, d'annélides, de larves d'insectes et de jeunes stades de poissons (œufs et alevins de salmonidés) [Fig. IV.1.4](#). Elles assurent la décomposition et le recyclage de la matière organique, modulent les échanges redox, de gaz dissous et de nutriments entre eau de surface et nappe, constituent des réservoirs de biodiversité et fournissent des ressources trophiques aux niveaux trophiques supérieurs ^[9]. Le **colmatage du substrat** est souvent un symptôme de déséquilibre entre l'apport de sédiments fins (sables, limons, argiles) et la capacité du cours d'eau à les évacuer. Il représente par conséquent une menace sérieuse pour la santé écologique des rivières et les services qu'elles rendent.

Fig. IV.1.4 Faune interstitielle.
De gauche à droite : un amphipode (*Gammarus* sp), un ostracode et une larve de trichoptère (*Ryacophilidae*).
Photos : E. Demierre



Plusieurs facteurs naturels (crues, fonte des neiges, évolution naturelle) mais surtout anthropiques expliquent le phénomène de colmatage du substrat :

- l'agriculture intensive, par le labour et l'absence de couvert végétal, ainsi que la déforestation favorisent l'érosion des sols et le ruissellement de particules fines vers les rivières ;
- l'imperméabilisation des sols liée à l'urbanisation accélère le ruissellement et le transport de particules vers les cours d'eau ;
- les aménagements (barrages hydroélectriques, endiguement) modifient la dynamique naturelle du transport des sédiments ;

- l'extraction de matériaux alluvionnaires dans les lits de rivière perturbe l'équilibre sédimentaire ;
- les rejets industriels ou domestiques mal traités sont sources de grande quantité de matière en suspension.

Paramètres physico-chimiques

Tab. IV.1.2 Synthèse de l'évolution longitudinale des paramètres morphologiques, hydrologiques et physico-chimiques conditionnant la structure des communautés biologiques.

La qualité physico-chimique d'un cours d'eau évolue de manière longitudinale des têtes de bassin versant jusqu'aux estuaires. Ces variations sont liées à des facteurs naturels (géologie, climat) et anthropiques (urbanisation, agriculture, rejets industriels), et influencent directement les communautés biologiques [Tab. IV.1.2](#).

Types de cours d'eau	Paramètres hydrologiques	Paramètres physico-chimiques	Sources d'eau typiques
Cours supérieur (par ex. torrent alpin)	• Lit étroit, peu profond, forte pente • Débit généralement faible (0,1-5 m³/s) • Courant fort (0,5-15 m/s) et turbulent • Substrat grossier (rochers, graviers) • Régime souvent nivo-glaciaire	• Température basse (4-10 °C) • Oxygène dissous élevé (9-12 mg/L) • Faible concentration en nutriment (< 1 mg NO₃⁻/L) • Eau claire, faible turbidité (< 5 NTU)	• Sources crénales de montagne • Résurgences karstiques • Suintements forestiers
Cours moyen (par ex. rivière de montagne en tresse)	• Lit plus large, pente réduite • Débit élevé (5-100 m³/s) • Courant moins rapide (0,3-1,0 m/s) • Substrat mixte (graviers, sables) • Régime mixte (pluvial/nival)	• Température modérée (8-16 °C) • Oxygène dissous moyen (8-10 mg/L) • Apport croissant en nutriments (1-5 mg NO₃⁻/L) • Turbidité variable (5-20 NTU)	• Confluence de ruisseaux • Rivières forestières
Cours inférieur (par ex. fleuve méandré de plaine)	• Lit très large, pente faible • Débit élevé (100-1800 m³/s) • Courant faible (0,1-0,5 m/s) • Faible turbulence • Substrat fin (sables, limons)	• Température élevée (12-24 °C) • Oxygène dissous faible (6-9 mg/L) • Forte concentration en nutriment (5-25 mg NO₃⁻/L) • Turbidité élevée (20-100 NTU)	• Apports latéraux (canaux, drainage agricole) • Rejets urbains ou industriels • Infiltrations de nappes phréatiques

La **température moyenne de l'eau** est influencée naturellement par l'altitude, l'ombrage et les résurgences d'aquifères. Les organismes « sténothermes » – c'est-à-dire sensibles aux variations de température – ont une physiologie, une morphologie et/ou un comportement adaptés au régime thermique.

La quantité de gaz dissous, notamment l'oxygène, est également un paramètre qui conditionne la vie en milieu aquatique. Le **taux d'oxygène dissous à saturation** est une mesure de la concentration d'oxygène dissous dans l'eau à l'équilibre avec l'air atmosphérique à pression barométrique normale. Ce taux varie avec la température et la salinité. Pour une pression déterminée, à mesure que la température de l'eau augmente, le taux à saturation diminue. Par exemple, le taux à saturation de l'eau douce vaut 14,6 mg/l à 0 °C mais 8,3 mg/l à 25 °C. La saturation en oxygène de l'eau d'une rivière est également accélérée par le brassage d'un courant turbulent. Dans les

Macrophytes

Ensemble des plantes
aquatiques visibles à l'œil nu.
Elles peuvent être submergées,
flottantes ou émergentes.

têtes de bassins versants ou les tronçons alpins, des taxons typiques de température basse et stable (préférendum entre 4 et 14 °C) sont présents tels que la truite (*Salmo trutta*), les plécoptères (par ex. genre *Leuctra* et *Nemoura*) et les tricoptères dont les larves sont strictement liées aux eaux courantes, claires, froides et oxygénées (par ex. genre *Rhyacophila*). Lorsque les températures augmentent et que le taux d'oxygène diminue, les espèces spécialisées des eaux froides déclinent et sont remplacées par des espèces plus thermotolérantes (préférendum entre 12 et 28 °C), plus généralistes, parfois introduites (néobiote). Un déplacement progressif des températures vers des valeurs supérieures favorise typiquement les cyprinidés, perches, macroinvertébrés tolérants (*chironomidae* et *gammare*), ainsi que les *macrophytes* exotiques envahissants (*Ludwigia grandiflora*, *Ludwigia peploides*).

La **quantité de ressources nutritives** disponibles dans une rivière, principalement les nitrates, les phosphates et le carbone organique, influence la structure des chaînes alimentaires. Elle agit comme un levier écologique des écosystèmes : modérée, elle favorise leur diversité spécifique et fonctionnelle ainsi que leur productivité ; en excès, elle menace leur équilibre. Dans des eaux pauvres en nutriments « oligotrophes », on observe des espèces sténoèces, lentes à se développer mais très sensibles aux perturbations (par ex. salmonidés, plécoptères, plantes aquatiques submergées). Au contraire, dans des eaux riches en nutriments « eutrophes », ce sont quelques espèces opportunistes et euryèces qui dominent les communautés (cyprinidés, algues filamenteuses). Ainsi, dans des cas de pollutions nutritives (par ex. à la suite de rejets de station d'épuration ou à l'utilisation d'engrais chimiques dans le bassin versant), les espèces sensibles disparaîtront au profit d'un petit nombre d'espèces compétitives. Une forte disponibilité nutritive peut aussi favoriser les espèces invasives et la prolifération de cyanobactéries.

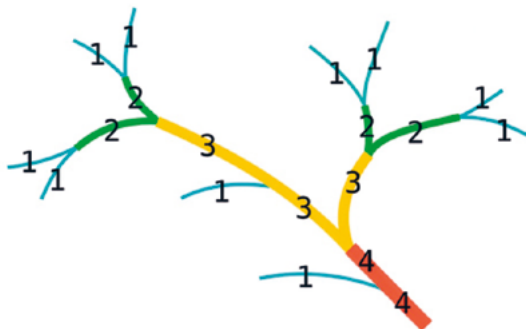
IV.1.3 Des systèmes de classification abiotique

Le diagnostic des cours d'eau doit absolument se baser sur la caractérisation du type de cours d'eau. En Suisse et en France, les variations topographiques, géologiques, altitudinales et climatiques créent une multitude de conditions environnementales et donc une grande variété de types de cours d'eau aux spécificités contrastées. Il est évident que les caractéristiques abiotiques et biotiques d'un torrent alpin sont strictement différentes et donc incomparables à celles d'un grand fleuve méandré du Plateau [Tab. IV.1.2](#). Les objectifs écologiques de protection des cours d'eau doivent donc se référer aux conditions naturelles peu ou pas polluées et aux biocénoses spécifiques de chaque type de cours d'eau. L'établissement d'une **typologie des cours d'eau** sert par conséquent de base à l'évaluation de leur état écologique et à la définition des communautés cibles dans les projets de restauration. Dans le cadre de la DCE, les États membres de l'UE ont développés diverses typologies. En Suisse, un tel référentiel manquait jusqu'en 2013 ^[10].

La classification de Strahler

Une première classification simple, dite de Strahler, repose sur les changements des conditions environnementales (essentiellement le débit) au niveau des confluences des

Fig. IV.1.5 Classification des cours d'eau selon Strahler
Source : Wikipedia



rièrres **Fig. IV.1.5**. Cette **hiérarchie morphologique du réseau fluvial** a été établie selon les principes suivants :

- la confluence de deux cours d'eau de même ordre provoque la constitution d'un cours d'eau d'ordre supérieur ;
- tout cours d'eau dépourvu de tributaire est d'ordre 1 (exemple des sources) ;
- le cours d'eau formé par la confluence de deux cours d'eau d'ordre différent garde l'ordre du plus élevé des deux.

La classification d'Illies et Botosaneanu

La classification des hydrobiologistes **Illies et Botosaneanu** ^[11] distingue quant à elle trois grands types de zones qui se succèdent d'amont en aval :

- le **crénon** : zone des sources des cours d'eau et de leur émissaire, à la température généralement stable, avec une teneur en oxygène parfois faible, et pauvre en matière organique ;
- le **rhithron** : zone de piémont, avec une température moyenne mensuelle toujours inférieure à 20 °C, une concentration en oxygène élevée, et une eau rapide et turbulente. La granulométrie du substrat est grossière (blocs, cailloux, graviers, sable) ;
- le **potamon** : zone inférieure des cours d'eau, dont la température moyenne mensuelle dépasse régulièrement les 20 °C, avec des déficits temporaires réguliers en oxygène. L'eau s'écoule lentement, voire de manière laminaire, et le fond du lit est essentiellement constitué de limons et de sables.

Depuis 2013, la **typologie des cours d'eau de Suisse** ^[10] décrit l'état potentiellement non pollué (état idéal) des tronçon de cours d'eau à l'aide d'une combinaison de cinq critères abiotiques (biogéographie, altitude, débit, pente, géologie). Ce système subdivise le réseau hydrographique suisse en 54 types de cours d'eau.

IV.1.4 Des systèmes de classification biologiques

Un certain nombre d'espèces, animales ou végétales, sont « sténoèces », c'est-à-dire qu'elles ont des exigences écologiques liées à des conditions étroites de température,

Valence écologique ou amplitude écologique
Capacité d'une espèce à supporter les variations plus ou moins grandes des facteurs écologiques.

de type de substrat ou encore de nourriture. Ces espèces sont assez peu tolérantes aux perturbations des conditions abiotiques et ordinairement de distribution limitée à un type de cours d'eau. Leur présence offre une indication des conditions de vie intégrée à minima sur l'ensemble de leur cycle de vie. À l'inverse, les espèces « euryèces » ont une large *valence écologique* et sont capable de tolérer de grandes variations d'un ou plusieurs facteurs abiotiques. Lorsque ces espèces dominent au détriment des espèces sensibles, elles peuvent indiquer une dégradation générale ou une forte perturbation. La composition des communautés biologiques donne ainsi une image plus précise des conditions abiotiques réelles de leur environnement : c'est le principe fondateur de la bio-indication. L'ensemble de variations de conditions environnementales déterminent par conséquent à leur tour la répartition des communautés biologiques selon le gradient amont-aval.

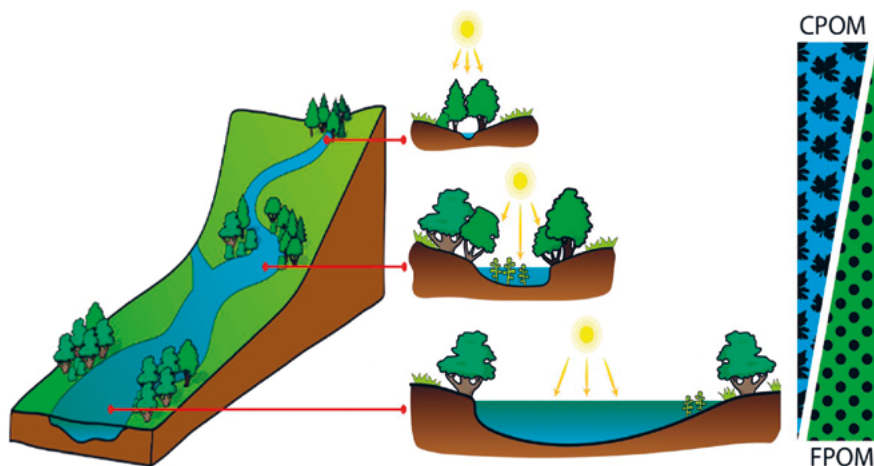
Le River Continuum Concept

La répartition du vivant, a priori organisée autour de l'écoulement linéaire et dynamique, a conduit plus tard en 1980 au **concept de continuum fluvial** en zone tempérée (ou RCC, *river continuum concept*), élaboré en 1980 par Vannote *et al.* [12]. Le RCC intègre à la fois les indicateurs biologiques et hydro-géomorphologiques pour expliquer un shift progressif théorique (en l'absence de perturbations) des attributs compositionnels et structuraux des communautés biologiques de **macroinvertébrés** benthiques selon leur régime alimentaire (cf. section 4.3.2). Il utilise comme référentiel la classification de Strahler. Selon ce modèle, le cours d'eau est divisé en trois domaines majeurs selon l'évolution de la nature de la matière organique disponible à mesure que l'ordre des cours d'eau augmente **Fig. IV.1.6** :

- sur le **domaine amont** (ordres 1 à 3), le cours d'eau est très étroit. Hormis les zones de haute montagne, la ripisylve y est généralement très développée. L'ombrage important inhibe la production primaire aquatique mais une grande quantité de matière organique grossière allochtone (feuilles, bois) tombe dans le cours d'eau. Cela conditionne une dominance de nutrition hétérotrophe ;

Fig. IV.1.6 Le concept du continuum fluvial.
CPOM : Coarse Particulate Organic Matter.
FPOM : Fine Particulate Organic Matter.

Source : HEPIA



Autotrophie

Mode de nutrition en carbone des végétaux chlorophylliens qui n'ont pas besoin de prélever de la matière organique dans le milieu (grâce à la photosynthèse, en utilisant le carbone inorganique).

Hétérotrophie

Par opposition, mode de nutrition en carbone des organismes vivants qui consomment de la matière organique préexistante vivante (animaux) ou morte (champignons, bactéries).

- sur le **domaine intermédiaire** (ordres 4 et 5), l'élargissement du cours d'eau permet à la lumière d'atteindre le centre du lit et favorise donc une contribution de la photosynthèse aquatique (phytoplancton, périphyton, plantes aquatiques) à la production autochtone de matière organique (autotrophie dominante).
- Sur le **domaine aval** (ordre > 5), la matière organique fine domine et est abondante. L'élargissement et l'approfondissement du lit s'accompagnent d'une augmentation de la turbidité et donc d'une diminution de la transparence conditionnant la photosynthèse à la couche de surface de l'eau libre. Des organismes *autotrophes* et *hétérotrophes* utilisent ce domaine.

La classification piscicole de Huet

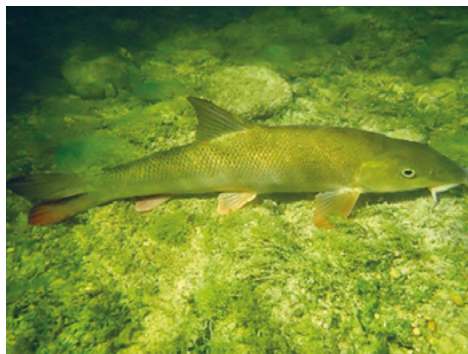
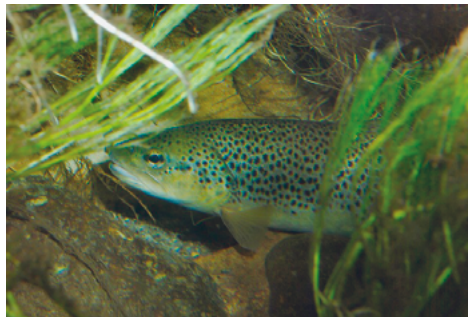
Il existe plusieurs typologies qui visent à décrire cette zonation longitudinale de la flore (cf. sous-chapitre IV.2) et de la faune (cf. sous-chapitre IV.3) en l'absence d'altération.

En 1949, **Huet** ^[13] proposa une classification des zones de cours d'eau d'Europe occidentale basée sur les **populations piscicoles** dont les changements sont prédits par la pente et la largeur du cours d'eau (cf. section IV.3.1). Ces zones sont nommées d'après leurs espèces caractéristiques. D'amont en aval, la classification de Huet distingue ainsi :

- deux zones formant la région des salmonidés (famille d'eau vive, froide, exigeante pour le taux d'oxygène à saturation) : la zone à truite (*Salmo trutta*) puis la zone à ombre (*Thymallus thymallus*) ;
- deux zones formant la région des cyprinidés (famille tolérant les eaux plus chaudes, plus lentes, moins oxygénées) : la zone du barbeau (*Barbus barbus*) et la zone de la brème (*Abramis brama*) dans les secteurs à courant très lent.

Fig. IV.1.7 En haut : à gauche, *Salmo trutta*, forme de rivière (© Biopix: JC Schou); à droite, *Thymallus thymallus* (© Biopix: N. Sloth).

En bas : à gauche, *Barbus barbus* adulte, Doubs (© Aquarius); à droite, *Abramis brama*, lac de Neuchâtel (© Biopix: N. Sloth).



La température de l'eau est sûrement l'un des facteurs les plus importants pour expliquer la succession des espèces, expliquant aussi des écarts dans les zonations dans certains contextes locaux (apport d'eau froide, rupture de pente...) ou entre différentes zones biogéographiques. Par ailleurs, la répartition géographique des espèces entraîne des différences d'espèce caractéristiques – par exemple dans le sud-est de la France, le blageon (*Leuciscus souffia*) remplace l'ombre.

La classification ornithologique de Roché et Frochot

Les ornithologues **Roché et Frochot** ^[14] ont également défini une zonation longitudinale des cours d'eau basée sur les espèces caractéristiques de l'**avifaune nicheuse**, analogue aux zones piscicoles de Huet. Elle comprend quatre zones :

- la zone à cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) ;
- la zone à chevalier guignette (*Actitis hypoleucos*) ;
- la zone à sterne (*Sterna hirundo*) ;
- la zone à foulque (*Fulica atra*).

Fig. IV.1.8 En haut : à gauche, *Cinclus cinclus* (© Biopix: S. Drozd Lund); à droite, chevalier guignette (*Actitis hypoleucos*) (© Biopix: J. Madsen). En bas : à gauche, *Sterna hirundo* (© Biopix: J. Madsen); à droite, *Fulica atra* (© Biopix: JC Schou).



La classification phytosociologique

Les groupements végétaux sont également d'excellents bio-indicateurs. La phytosociologie est la science qui étudie les groupements végétaux en fonction de leur composition floristique, leur structure et leur environnement. Elle repose sur le principe que les plantes s'associent en unités écologiques stables (syntaxons) qui reflètent les conditions du milieu (sol, climat, hydrologie). Elle permet :

- de classer la végétation selon une hiérarchie syntaxonomique (classe → ordre → alliance → association) ;

- d'interpréter les milieux naturels à partir des espèces présentes (bio-indication) ;
- de suivre l'évolution des conditions abiotiques.

Contrairement aux mesures physico-chimiques ponctuelles, les plantes – fixées dans le milieu et donc exposées en continu aux conditions locales – reflètent les conditions moyennes sur plusieurs semaines ou mois, constituant ainsi une mémoire écologique du milieu. La composition floristique des communautés et leur abondance dans un tronçon varient donc selon les paramètres abiotiques (cf. sous-chapitre 4.2). En eau très enrichie en nitrates et phosphates ou encore en pesticides, les plantes submergées sensibles disparaissent et les algues filamenteuses prolifèrent. Différentes espèces ont par ailleurs des exigences très strictes sur la vitesse d'écoulement. La bryophyte *Fontinalis antipyretica* colonise les substrats grossiers exposés au courant dans les rivières de montagne à pente modérée ou encore sur les radiers en rivière de vallée où elle peut côtoyer *Ranunculus fluitans*. *Ceratophyllum demersum* dominera dans les eaux lentes, rapidement réchauffées et riches en nutriments, et traduira ainsi un faible dynamisme du cours d'eau.

Dans la dimension latérale des cours d'eau, on s'intéresse particulièrement aux communautés alluviales et ripariennes. Ces dernières sont constituées d'espèces indicatrices de cours d'eau dynamiques (crues fréquentes, substrat mobiles), telles que les herbacées pionnières, les fourrés de saules *Salix elaeagnos* ou *Salix triandra*. Un manque de dynamisme favorise l'arrivée de néophytes invasifs tels que *Buddleia davidii* et *Impatiens glandulifera*. Un cortège d'espèces nitrophiles comprenant *Urtica dioica* ou encore des *Bidens* bénéficient d'un excès en substances nutritives.

IV.1.5 Zonation longitudinale selon les différentes typologies : synthèse

Tab. IV.1.3 Zonation longitudinale des cours d'eau et correspondance entre les principaux systèmes de classification utilisés en Europe occidentale.

L'organisation longitudinale des espèces dans les cours d'eau est décrite par une plusieurs typologies avec leurs subtilités propres. Fort heureusement, les résultats convergent [Tab. IV.1.3](#). C'est l'association de plusieurs espèces qui est caractéristique d'un type de milieu et significative de son état général.

Type de cours d'eau	Zonations abiotiques		Poissons	Oiseaux	Macroinvertébrés	Alliances phytosociologiques
Source	Cours supérieur	Crénon	-	-	Eucrénon	<i>Cratoneurion</i> / <i>Cardamino-Montion</i>
Ruisselet			-	-	Hypocrénon	
Petit torrent		Rhitron	Zone à truite	Zone à cincle	Épirhitron	<i>Dermatocarpion rivulorum</i>
Torrent de montagne			Zone à ombre	Zone à chevalier guignette	Métarhitron	<i>Scapanion undulatae</i>
Rivière de montagne					Hyporhitron	<i>Fontinalidion antipyreticae</i>
Rivière de vallée	Cours moyen	Potamon	Zone à barbeau	Zone à sterne	Épipotamon	<i>Ranunculion fluitantis</i>
Fleuve	Cours inférieur		Zone à brème	Zone à foulque	Métopotamon	

IV.I.6 Critères de qualité écologique et capacité d'accueil

Un diagnostic holistique de l'**état écologique** d'un cours d'eau intègre systématiquement des indicateurs biologiques, des variables physico-chimiques et des traits d'habitat [15, 16]. Les indices normalisés basés sur les macroinvertébrés benthiques (par ex. EPT, IBCH ou IBGN), l'ichtyofaune (IPR, module SMG poissons), les macrophytes (IBMR, module SMG macrophytes) et le phytobenthos (IBD, DI-CH) permettent de détecter des altérations liées à la pollution ou à la dégradation d'habitat, tandis que les mesures de traits d'habitat (morphologie du fond du lit et des berges) et physico-chimiques (température, oxygène dissous et nutriments) fournissent le contexte abiotique qui explique les réponses biologiques.

La **capacité d'accueil** se définit comme la capacité d'un tronçon à soutenir des populations et communautés viables en fonction de la disponibilité et de la qualité des habitats, de la connectivité longitudinale, latérale et verticale et des conditions physico-chimiques.

Les tronçons fortement artificialisés, fragmentés, colmatés, incisés, déconnectés de leur plaine alluviale ou pollués voient leur capacité d'accueil diminuer en raison de la réduction de la connectivité, de la disponibilité en habitat (frayères, refuges), de la qualité de l'eau et des échanges eau-nappe, ce qui limite le recrutement et la résilience des biocénoses face aux aléas hydrologiques. Ces facteurs de dégradation sont souvent combinés et s'aggravent mutuellement, rendant nécessaire un diagnostic et des interventions de revitalisation intégrées [17].

Les démarches d'évaluation de la qualité écologique, en combinant des jeux d'indicateurs biotiques et abiotiques, sont cruciales pour définir des objectifs de revitalisation afin de restaurer la capacité d'accueil des tronçons dégradés selon trois piliers généraux :

- **redonner de l'espace au cours d'eau** pour restaurer la dynamique naturelle et la diversité d'habitats (redéploiement du lit majeur, suppression ou adoucissement des endiguements) ;
- **restaurer la continuité longitudinale et latérale** pour permettre les migrations, le recrutement et les échanges eau-nappe (ouverture de franchissements, réouverture de bras secondaires) ;
- **rétablir l'hétérogénéité morphologique** (riffles, runs, pools, bancs, bois mort immergé) et la diversité granulométrique du substrat pour offrir frayères, refuges et micro-habitats saturés en oxygène.

Bibliographie du sous-chapitre IV.1

- [1] Odum, E. P., Barrett, G. W., 2005, *Fundamentals of Ecology*, Thomson Brooks/Cole.
- [2] Allan, J. D., Castillo, M. M., 2007, *Stream Ecology*, Springer, Dordrecht, <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>.
- [3] Wohl, E., 2017, «Connectivity in rivers», *Progress in Physical Geography*, <https://doi.org/10.1177/0309133317714972>.
- [4] Amoros, C., 1988. «Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: Function and development of connectivity», in *Münstersche Geographische Arbeiten*.
- [5] Ward, J. V., 1989, «The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems», *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 8, n° 1, <https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.2307/1467397>.
- [6] Poff, N. L., Ward, J. V., 1989, «Implications of Streamflow Variability and Predictability for Lotic Community Structure - a Regional-Analysis of Streamflow Patterns», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46, 1805-1818.
- [7] Mason, R. J., Johnson, M. F., Wohl, E., Russell, C. E., Olden, J. D., Polvi, L. E., Rice, S. P., Hemsworth, M. J., Sponseller, R. A., Thorne, C. R., 2025, «Rebalancing River Lateral Connectivity: An Interdisciplinary Focus for Research and Management», *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 12, John Wiley & Sons, Ltd, <https://doi.org/10.1002/wat2.1766>.
- [8] Muhar, S., Muhar, A., Egger, G., Siegrist, D., 2019, *Rivers of the Alps: Diversity in Nature and Culture*, Haupt Verlag, Berne.
- [9] Datry, T., Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P., Claret, C., Perrin, J.-F., Lafont, M., Breil, P., 2008, «La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau», in *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, Lavoisier, IRSTEA, CEMAGREF, 3-18.
- [10] Schaffner, M., Pfandner, M., Göggel, W., 2013, *Typologie des cours d'eau suisses, Une base pour l'évaluation et le développement des cours d'eau*, 1329, in *Connaissance de l'environnement*, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [11] Illies, J., Botosaneanu, L., 1963, «Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique», Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Mitteilungen 12, Taylor & Francis, p. 1-57, <https://doi.org/10.1080/05384680.1963.11903811>.
- [12] Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E., 1980, «The River Continuum Concept», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137, <https://doi.org/10.1139/f80-017>.
- [13] Huet, M., 1949, «Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes», *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11, 332-351, <https://doi.org/10.1007/BF02503356>.
- [14] Roché, J., Frochot, B., 1993, «Ornithological contribution to river zonation», *Acta Oecologica*, 14 (3), 415-434.
- [15] Office fédéral de l'environnement, 2019, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse*, 1026, L'environnement pratique, Berne.
- [16] Chauvin, C., Lepage, M., Hette-Tronquart, N., 2021, «Indicateurs biologiques et méthodes d'évaluation pour la directive cadre européenne sur l'eau: un contexte cadré, des approches novatrices, des enjeux essentiels», *Sciences, Eaux & Territoires*, 37.
- [17] Office fédéral de l'environnement, 2023, *Revitalisation des cours d'eau, Planification stratégique, Un module de l'aide à l'exécution «Renaturation des eaux»*, rapport technique UV-1208-F, Berne.

Dans un projet de revitalisation de cours d'eau, le gestionnaire doit définir quelles communautés végétales modèles seront ciblées pour créer des conditions environnementales favorables à leur développement. La structure et la composition en espèces des communautés végétales aquatiques et alluviales varient selon des tolérances spécifiques aux contraintes climatiques (gradient altitudinal), hydrauliques (gradient latéral) et physico-chimiques (concentration en nutriments, pH, pollutions). Ce sous-chapitre fournit une description de la flore associée au cours d'eau et les facteurs qui la déterminent.

IV.2.1 De multiples processus en interaction

Services écosystémiques

Ensemble des fonctions des écosystèmes –habitats, espèces et processus écologiques – qui soutiennent la vie humaine : alimentation, eau propre, régulation du climat, et bien être émotionnel. Ces services constituent des « contributions de la nature aux sociétés » à la base de leur fonctionnement, de leur économie. Si certains de ces services disparaissent à la suite de la dégradation des écosystèmes, les activités humaines en sont affectées, parfois même la potentialité de certaines régions à rester habitables.

Le paysage fluvial d'un cours d'eau dynamique et naturel est le siège de processus hydromorphologiques et écologiques à l'origine de la forte variabilité spatiale et temporelle des conditions du milieu **Fig. IV.2.1** (érosion/dépôt de sédiment, courant, force de cisaillement, disponibilité en eau, en oxygène et en nutriments). Les cours d'eau sont très vulnérables aux changements climatiques et aux activités anthropiques qui affectent leur hydrologie, leur morphologie et leur bassin versant. La plupart des rivières ont été régulées artificiellement au cours des deux derniers siècles, ce qui a conduit à une forte érosion de la biodiversité et des *services écosystémiques* associés. La restauration écologique implique la recherche d'une dynamique fluviale soutenable pour les activités humaines et le renouvellement naturel et régulier des milieux naturels fluviaux.

La distribution et la productivité des communautés végétales matérialisent des interactions complexes entre les processus hydrodynamiques (vitesse du courant, contraintes de cisaillement, nature et stabilité du substrat), hydrochimiques (cycles des éléments nutritifs, pH, pollutions) et l'énergie lumineuse utilisable pour la photosynthèse (transparence de l'eau, ombrage).

IV.2.2 Une flore adaptée au rythme des cours d'eau

Les facteurs de stress et les perturbations sont des forces motrices majeures de la structure, de la biodiversité et de la productivité des écosystèmes. Le maintien des espèces dans les milieux soumis à de telles forces repose soit sur la résistance individuelle, soit sur la résilience et la capacité à recoloniser les secteurs perturbés entre deux événements consécutifs. Le régime hydrique, à savoir la périodicité et l'intensité des crues (interaction entre la fréquence, l'ampleur et la prévisibilité des événements), est

Fig. IV.2.1 Diversité des paysages sculptés par les cours d'eau.

Photos : L. Huber (haut gauche),
P. Prunier (centre gauche)
et A. Boissezon (pour les autres)



une caractéristique clé distinguant les écosystèmes riverains des écosystèmes adjacents terrestres. La flore aquatique et la flore alluviale doivent ainsi supporter des contraintes environnementales périodiques telles que l'anoxie du sol (saturation en eau) ou au contraire sa sécheresse, le courant ainsi que des perturbations liées aux crues (forces tractrices).

Des adaptations anatomiques, physiologiques et morphologiques développées au cours de l'évolution déterminent la capacité des espèces végétales à survivre à ces régimes d'écoulement et à leurs modifications par les activités anthropiques (par ex. barrages hydroélectriques, endiguement, changement climatique) [Tab. IV.2.1](#) et ^[1]. Comprendre ces mécanismes adaptatifs est essentiel pour mener des actions pertinentes de gestion de la biodiversité et de revitalisation des cours d'eau modifiés par l'homme.

Tab. IV.2.1 Adaptations phénologiques et morphologiques aux inondations et aux sécheresses.

Adaptations	Exemples	Avantages	Références
Phénologiques			
Libération de graines synchronisée avec le moment de la décrue, absence ou réduction de la dormance Fig. IV.2.2	Saules et peupliers, petite massette	Conditions idéales de germination (substrat nouveau, humide)	[2, 3, 4]
Croissance rapide et élongation du système racinaire Fig. IV.2.3	Saules et peupliers	Diminution de la mortalité lors des crues, décrues ou assecs	[3]
Morphologiques			
Allocation des ressources à l'appareil sous-terrain (stolons, rhizomes) Fig. IV.2.4	Plantes aquatiques	Ancrage et capacité à se régénérer depuis l'appareil souterrain	[5]
Formation de structures racinaires spécialisées : racines adventives, gravitropisme négatif, aérénchyme, lenticelles Fig. IV.2.5	Plantes ripariennes	Survie pendant les phases d'inondation (respiration en conditions anoxiques)	[6, 7]
Grande stabilité à la flexion, forme étroite des feuilles, port tapissant Fig. IV.2.6	Saules et peupliers, plantes aquatiques	Résistance aux forces hydrodynamiques (courant et crue)	[3]
Repousse depuis des tiges, branches ou racines Fig. IV.2.5	Saules et peupliers, plantes aquatiques	Rejets à la suite de dommages (écorçage, brisures, déchaussement partiel), dispersion via des fragments de plantes	[8, 9]
Réduction de la surface foliaire, revêtement pileux des feuilles, épaissement de la cuticule, position des stomates Fig. IV.2.7	Plantes ripariennes	Survie pendant les périodes de sécheresse	[10]

Fig. IV.2.2 A: germination de saule pourpre sur un banc de sable fraîchement déposé. B: germination de graines de petite massette, sans phase de dormance, sur un banc de sable fraîchement déposé sur la rivière du Giffre (Haute-Savoie, France).
Photos: P. Prunier

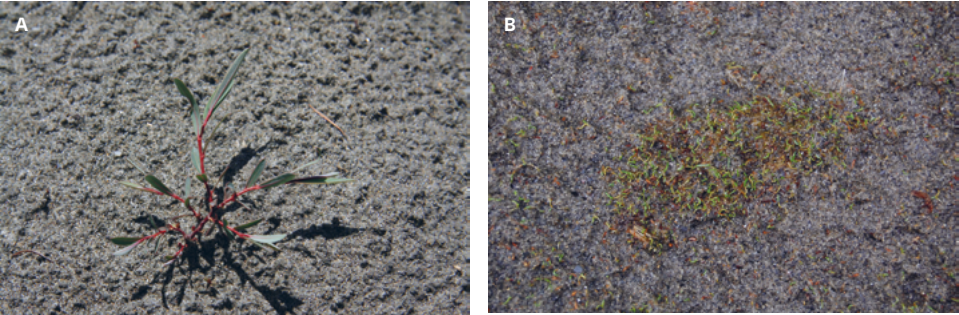


Fig. IV.2.3 Développement racinaire foisonnant de saule drapé sur le Giffre (Haute-Savoie, France).

Photo : P. Prunier



Fig. IV.2.4 A: développement de stolons chez le rubanier émergé.

Photo : A. Boissezon

B: dispersion par rhizomes de la petite massette dans la rivière Giffre (Haute-Savoie, France).

Photo : P. Prunier

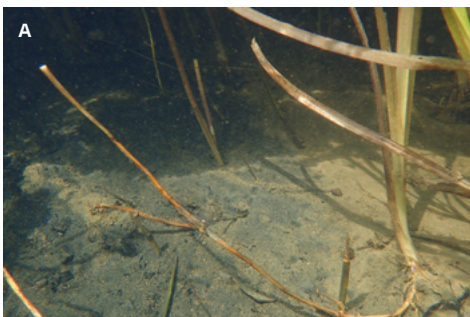


Fig. IV.2.5 Développement de racines adventives.

A: sur un tronc d'aulne blanc.

Photo : P.-A. Frossard

B: sur un pied d'impatiens glanduleuse (espèce exotique envahissante) au bord des Usses (Haute-Savoie, France).

Photo : P. Prunier

C: sur un pied de cresson amphibie au bord de la lône de la Platière (Isère, France).

Photo : A. Boissezon



Fig. IV.2.6 Stabilité à la flexion et à la force d'arrachement.

A: souplesse des tiges et port prostré étalé de saule pourpre au bord du Rhône (Martigny, Valais).

Photo: P. Prunier

B: forte résistance de bosquets de saule drapé sur le Buech (Hautes-Alpes, France).

Photo: P. Prunier

C: saule helvétique à port tapissant (Arolla, Valais) en situation alluviale.

Photo: P. Prunier

D: ancrage sur un radier et souplesse des tiges et feuilles de la renoncule flottante dans la lône de la Platière dans la plaine du Rhône (Isère, France).

Photo: A. Boissezon



Fig. IV.2.7 Réduction de la surface foliaire chez la myricaie germanique, à gauche, et chez le saule drapé, à droite.

Photos: P. Prunier



La dynamique fluviale d'un cours d'eau permet de créer de nouveaux espaces et biotopes, favorisant ainsi une biodiversité élevée. Les végétaux présents, tels que les saules et les peupliers, dépendent étroitement de perturbations par les crues pour assurer la dispersion de leurs propagules et leur reproduction. La croissance des plantes après germination est conditionnée par la présence de dépôts émergés et stables. Leur longévité peut varier d'une seule année pour les espèces pionnières annuelles à plusieurs siècles pour les espèces pérennes des forêts alluviales matures de bois dur.

Dans le lit des cours d'eau au débit lent et régulier, les plantes aquatiques adoptent une morphologie spécifique adaptée aux courants, dite rhéophile (du grec *rhéo*, signifiant «courant», et *phile*, «qui aime»). Ces plantes présentent un port allongé, avec une disparition des feuilles flottantes et une floraison discrète, une allocation des ressources au développement de l'appareil racinaire, ainsi qu'une forte diminution de la capacité de reproduction sexuée.

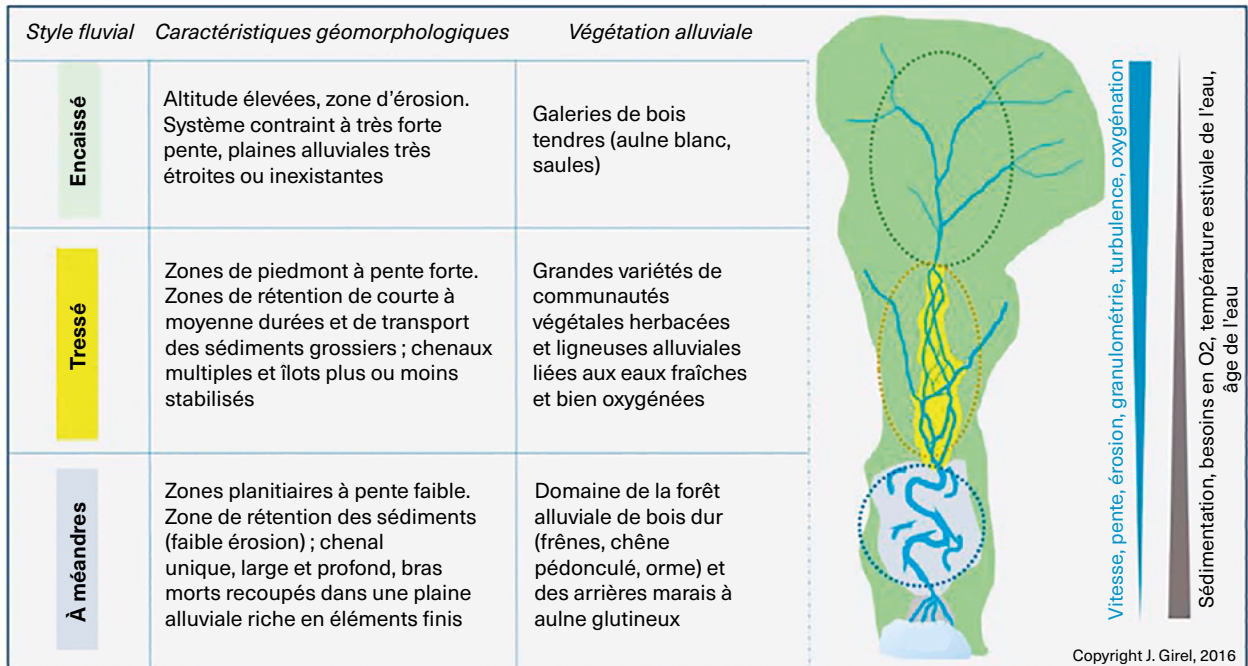
IV.2.3 Les zonations spatiales de la végétation

Végétation climacique
Stade terminal théorique d'une succession écologique, assemblage de végétaux en équilibre dynamique avec le sol et le climat locaux, qui persiste tant que les conditions abiotiques restent stables.

Les végétations aquatiques et riveraines varient dans leur composition longitudinale-ment, de la source à l'embouchure, et transversalement, des zones de pleines eaux (lit du cours d'eau, centre des bras morts) aux arrières-marais inondés périodiquement et plateaux supérieurs non inondables. La végétation influencée par la dynamique d'un cours d'eau s'écarte ainsi de la végétation terrestre *climacique* théorique.

Fig. IV.2.8 Zones géomorphologiques, modèles fluviaux et biodiversité.

Source : J. Girel, 2016



Zonation longitudinale

Au niveau des parties supérieures des cours d'eau, situés à haute altitude et généralement encaissés, le système est contraint à de très fortes pentes et à des phénomènes érosifs prépondérants. La flore aquatique y est limitée à quelques mousses recouvrant les blocs, rochers et bois à proximité immédiate du lit du torrent. Les plaines alluviales sont étroites ou inexistantes. La végétation alluviale, lorsqu'elle est présente, prend la forme de mégaphorbiaies, fourrés nains et saulaies buissonnantes subalpines et de forêts galeries de bois tendres d'aulnes blanc et de saules [Fig. IV.2.1](#).

Dans les zones de piémonts (cours moyens à supérieurs), la pente est encore forte (2 %), mais le cours d'eau est non encaissé. Les dépôts sédimentaires et les transports de sédiments grossiers s'équilibrent. Le système fluvial adapte son tracé sous forme de tresses avec de multiples chenaux et des îlots d'alluvions plus ou moins stabilisés dans la plaine d'inondation. C'est le domaine d'une grande diversité de milieux naturels alluviaux herbacés, buissonnants et forestiers, s'exprimant selon le rythme et le positionnement des perturbations liées aux crues.

En zone planitiaire, le cours d'eau forme un lit unique, large et profond, où la faible pente (< 1 %) favorise la rétention des sédiments. Des bras secondaires plus ou moins connectés au chenal principal et à faciès lentique participent à la mosaïque des milieux naturels de la plaine d'inondation ^[11].

Zonation transversale

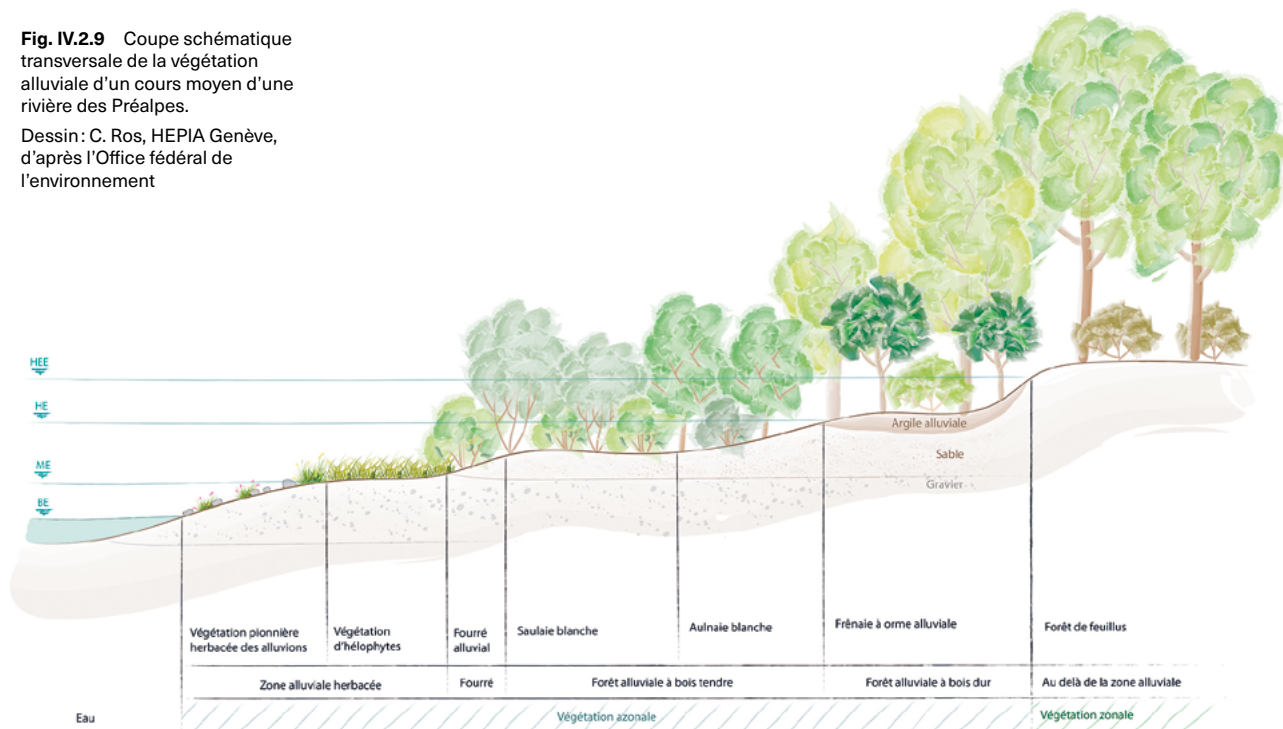
À l'étage collinéen, dans un cours d'eau en tresse, caractérisé par une dynamique fluviale naturelle, la période de basses eaux permet d'observer divers aspects hydromorphologiques [Fig. IV.2.7](#). Les caractéristiques de l'écoulement – largeur, couleur, transparence et vitesse – varient en fonction de la morphologie du lit et des berges. Des bryophytes sont fixées aux galets et rochers dans le cours d'eau et à proximité. Des plantes aquatiques dont le feuillage s'adapte au sens et à l'intensité du courant peuvent être observées. Aux abords immédiats de l'eau, le substrat est grossier, composé d'une proportion variable de galets et de sédiments fins, et s'y développe une végétation pionnière, comprenant des espèces herbacées de tailles variées et de jeunes individus de saules (*Salix*) [Fig. IV.2.2](#) et [Fig. IV.2.9](#).

En s'élevant, on atteint une terrasse alluviale où s'est établi un fourré de saules à tiges flexibles sur un substrat encore brut, constitué de galets et de sables. Au-delà de cette végétation arbustive, des formations forestières de bois tendre apparaissent, dominées par le saule blanc (*Salix alba*) et l'aulne blanc (*Alnus incana*). Un changement de sol est observable lors de l'élévation vers cette terrasse alluviale occupée par les forêts de bois tendre : celui-ci devient plus sableux et une litière se forme. La terrasse alluviale supérieure, inondée de manière exceptionnelle, est colonisée par une forêt plus diversifiée à bois dur incluant le frêne (*Fraxinus excelsior*), l'orme (*Ulmus* sp.), le chêne pédonculé (*Quercus robur*) et le cerisier à grappes (*Prunus padus*). Le sol, plus profond et argileux, marque une transition vers un stade forestier plus mature.

Dans une situation alluviale dynamique, avec un espace de mobilité latérale suffisant, la végétation riveraine présente ainsi des schémas variés de zonation transversale du chenal aux plateaux supérieurs selon l'altitude, ce qui se traduit par une structuration spatiale différente des communautés le long du gradient d'élévation de la plaine d'inondation [Fig. IV.2.9](#).

Fig. IV.2.9 Coupe schématique transversale de la végétation alluviale d'un cours moyen d'une rivière des Préalpes.

Dessin : C. Ros, HEPIA Genève, d'après l'Office fédéral de l'environnement



IV.2.4 Les multiples rôles et fonctions des végétations aquatiques et alluviales

Les zones alluviales jouent un rôle fondamental dans la conservation de la biodiversité et fournissent des contributions à la société (autrement nommés « services écosystémiques »), dont le bien-être humain dépend étroitement. Ces concepts sont cruciaux dans de nombreux contextes décisionnels liés à la gestion des cours d'eau [12, 13]. Une multitude de services écosystémiques sont effectivement rendus par les milieux aquatiques et riverains des systèmes fluviaux [12, 13, 14], et ce pour une surface couverte de seulement 1,4 % des terres émergées [16] :

- approvisionnement (en eau, en ressources alimentaires, en matériaux bruts, en ressources génétiques [14, 15, 16, 17]) ;
- régulation (contrôle de l'érosion, rétention des sédiments, rétention des nutriments, régulation du climat, des crues, séquestration du carbone, pollinisation) ;
- soutien (cycle des nutriments, formation des sols, nurserie et refuge) ;
- apport socio-culturel (esthétique paysagère, activités récréatives, éducation et apprentissage).

Dans un contexte de changement climatique, les techniques végétales de restauration des cours d'eau (voir sous-chapitre VII.2) constituent un panel de « solutions fondées sur la Nature » pour rendre les socio-écosystèmes plus résilients face au changement climatique (sécheresse, inondations, diminution de la qualité de l'eau).

Réservoir de biodiversité

Les berges constituent une zone transitoire, l'**écotone**, entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. Lorsqu'elles sont naturelles, elles sont caractérisées par une très forte hétérogénéité physique et biologique, modelée notamment par les crues, et abritent une proportion importante de la biodiversité alluviale, dont des espèces rares et menacées [21].

La **variété de milieux** modelés par les cours d'eau offre ainsi des structures et des habitats pour une grande variété d'espèces, qui y réalisent tout ou partie de leur cycle de vie [Fig. IV.2.10](#). Les herbiers de macrophytes, les fonds graveleux, les abris racinaires, les embâcles [22] et les berges sont des habitats pour la faune aquatique (macroinvertébrés, poissons, amphibiens, castor, loutre). Les forêts de bois tendre sont également indispensables aux insectes xylophages tels que les cérambicidés ou encore aux pics. La ripisylve assure également une fonction de **corridor écologique** pour la faune aquatique et terrestre (voir sous-chapitre V.4). Les zones alluviales dans leur globalité sont reconnues comme des hotspots de biodiversité pour les oiseaux en Suisse [23].

À l'interface entre milieux aquatiques et terrestres, le cours d'eau entretient d'autres types de liens étroits avec les milieux terrestres adjacents. Des **flux de ressources organiques** (biomasse et nutriments) circulent dans les deux directions (flux intrant via les feuilles mortes par exemple et flux sortant via l'émergence d'insectes aquatiques consommés par les araignées, les oiseaux et les chauves-souris). Les cours d'eau représentent ainsi une ressource nutritive supplémentaire pour les prédateurs riverains [24].

Fig. IV.2.10 Organismes dépendant des cours d'eau et de leur milieu riverain.
En haut à gauche : larve de tricoptère (*Ryacophilidae*).

Photo: E. Demierre

En haut à droite : individu adulte mâle de calopteryx vierge.

Photo: B. Oertli

En bas à gauche : grand capricorne.

Photo: A. Blanluet

En bas à droite : grand rhinolophe.

Photo: A. Blanluet



Rétention de nutriments

La végétation riparienne **intercepte également les minéraux et pollutions diffuses** de nutriments provenant des terrains agricoles adjacents (processus physique et biologique). Elle contribue ainsi à la préservation de la qualité de l'eau [25]. L'élimination de l'azote par cette zone tampon végétalisée peut atteindre des taux allant de 0,05 à 0,25 kg N/ha/jour pour les cours d'eau européens [26, 27].

Stabilisation des berges

Les berges d'un cours d'eau subissent des phénomènes naturels d'érosion liés à sa dynamique. Ce processus, qui permet alors de dissiper l'énergie du cours d'eau, n'est pas forcément à éviter. L'érosion peut cependant être accentuée par des aménagements artificiels et/ou menacer des infrastructures riveraines. Grâce aux essences à fort développement racinaire (aulnes, frênes et saules), la végétation riveraine **limite naturellement l'érosion** des berges [Fig. IV.2.3](#). Dans les situations où l'érosion doit être contenue pour protéger des infrastructures et des zones urbanisées, les projets de protection des berges par du génie végétal (voir sous-chapitre VII.2) utilisent directement la propriété de ces essences [28].

Ombrage et contrôle des températures

La température de l'air et les débits influencent conjointement la température de l'eau. Des travaux sur la thermie des cours d'eau du bassin de la Loire [29] montrent que les anomalies positives de la température des cours d'eau ont été synchronisées avec les anomalies positives de la température de l'air et les anomalies négatives du débit, soulignant le double contrôle exercé par ces facteurs hydroclimatiques. Par ailleurs, ces recherches ont démontré une augmentation de la température de l'eau plus rapide que celle de l'air, soulignant la vulnérabilité des cours d'eau à l'augmentation des températures de l'air. Dans cette étude, il est prouvé finalement que **l'ombrage par la végétation riveraine atténue efficacement l'augmentation de la température** des cours d'eau (jusqu'à 0,16 °C par décennie). Les cours d'eau alimentés par une nappe phréatique et/ou bénéficiant d'ombrage sont en effet les moins sensibles à l'augmentation des températures de l'air [30]. La disparition des ripisylves et la déconnection aux nappes phréatiques impactent donc directement les espèces d'eau froide (invertébrés et poissons) qui ne trouvent plus de conditions d'habitat favorables à leur survie.

IV.2.5 Les menaces pesant sur les flores alluviales et aquatiques

Dès le XVIII^e siècle, mais surtout depuis la fin du XIX^e et tout au long du XX^e, les cours d'eau ont été aménagés, rectifiés, endigués afin de lutter contre les risques d'inondation, et de gagner des terres cultivables et constructibles. Ces menaces aboutissent à la perte du dynamisme naturel des cours d'eau. Les conséquences observables dans les zones alluviales sont une transformation du paysage (perte en diversité de milieux), ainsi qu'une diminution de la richesse biologique du paysage (voir sous-chapitre VII.1).

À ces atteintes se superposent le changement climatique (température de l'eau, régime hydrique), les pollutions d'origine urbaine (résidus d'asphalte, gomme de pneus, plastiques, etc.), industrielle (PFAS) et agricole (fertilisants, insecticides, fongicides, herbicides). L'ensemble de ces pressions favorisent la dynamique de colonisation par des espèces exotiques envahissantes, problématique de poids pour la biodiversité et les services écosystémiques associés.

Deux icônes fragiles des milieux rivulaires

En raison des nombreux aménagements des cours d'eau, les fourrés à **myricaire** (*Myricaria germanica*) se sont raréfiés en Suisse. Ils sont principalement présents en Haut-Valais, Engadine et localement dans le Tessin ^[31]. Pour sa germination, la myricaire requiert des plages dénudées de sables humides interconnectées pendant de longues périodes estivales le long des cours d'eau alpin. Elle est donc étroitement tributaire de la dynamique alluviale assurant constamment un rajeunissement des dépôts. L'endiguement, le prélèvement de matériaux et le développement des barrages hydroélectriques ont ainsi largement contribué à la réduction des effectifs de cette espèce spécialiste sentinelle d'un bon « état de santé » des cours d'eau ^[32, 36].

Parmi les espèces végétales impactées par les travaux d'aménagement figure également la **petite massette** (*Typha minima*), une espèce herbacée des berges des contreforts montagnards des zones tempérées ^[37, 38]. Son développement est étroitement lié à la dynamique alluviale, caractérisée par une alternance entre érosion et sédimentation. La présence de *T. minima* témoigne donc du fonctionnement naturel du cours d'eau. Cette espèce était largement distribuée dans les tresses des rivières alpines en Europe ^[38, 39]. Elle a ainsi rapidement disparu (taux de régression de 85 % en 100 ans) à la suite des mesures ayant conduit à la perte de dynamisme des cours d'eau.

L'extension des néophytes et des espèces exotiques envahissantes

Les néophytes sont des espèces introduites par l'être humain dans un territoire où elles n'étaient pas présentes naturellement (donc non indigènes) après 1492, année marquant symboliquement le début des échanges mondiaux intensifiés. Cette introduction peut être volontaire (ornement, agriculture) ou accidentelle (transport, commerce). Une néophyte peut s'intégrer dans un écosystème sans perturber son fonctionnement et demeurer localisée.

En revanche, une espèce exotique envahissante (EEE) se propage rapidement et a des effets négatifs sur les écosystèmes, l'économie et/ou la santé humaine. Elle entre en compétition avec les espèces locales, modifie les milieux naturels et peut devenir difficile à contrôler. Le terme « envahissante » implique une dynamique de colonisation et un impact avéré ou potentiel, ce qui n'est pas le cas pour la majorité des néophytes.

Les milieux artificialisés sont particulièrement vulnérables à l'invasion d'espèces exotiques envahissantes, qui entrent en compétition avec la flore indigène et peuvent l'éliminer. Leur implantation perturbe durablement les écosystèmes, notamment en milieux aquatiques ou humides. Elles sont reconnues comme une menace majeure pour la biodiversité par l'Office fédéral de l'environnement en Suisse (OFEV) et l'Office français de la biodiversité (OFB). La tendance à l'assèchement superficiel

Fig. IV.2.11 En haut, deux espèces alluviales rares et vulnérables en Suisse : à gauche, la petite massette (*Typha minima*) ; à droite, la myricaire (*Myricaria germanica*). En bas, deux espèces rudérales exotiques à forte vitalité en zones alluviales : à gauche, le buddléia (*Buddleia davidii*) ; à droite, la renouée du Japon (*Reynoutria japonica*).

Photos : P. Prunier



des sols alluviaux et globalement à la perte de dynamique alluviale liées aux aménagements hydrauliques au regard des années 1950 ^[40] se traduit au niveau floristique par une régression des espèces hygrophiles comme les joncs et un accroissement des néophytes comme le buddléia et l'érigéron annuel. Absentes lors des descriptions de ces communautés végétales par M. Moor en 1958 ^[41], ces espèces sont désormais régulières au bord des rivières fribourgeoises comme la Sarine, la Singine ou la Gérine [Fig. IV.2.11](#) et [35].

L'élévation des températures et, dans une certaine mesure, la diminution de la qualité de l'eau, contribuent également à l'expansion d'un certain nombre d'EEE. Parmi les espèces les plus présentes dans les cours d'eau européens figurent les jussies (*Ludwigia peploides* et *L. grandiflora*), les élodées (*Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Egeria densa*), ainsi que le myriophylle du brésil et le myriophylle hétérophylle (*Myriophyllum aquaticum*, *M. heterophyllum*) [Fig. IV.2.12](#).

Fig. IV.2.12 Peuplements continus d'EEE dans les bras morts du Bas-Rhône français. À gauche : la jussie rampante (*Ludwigia peploides*) comblant toute la largeur du bras. À droite : recouvrement de la totalité du fond du lit par l'élodée dense (*Egeria densa*). Seuls quelques pieds de myriophylle en épi parviennent à pousser. Photos : A. Boissezon



Bibliographie du sous-chapitre IV.2

- [1] Lytle, D. A., Leroy Poff, N., 2004, «Adaptation to natural flow regimes», *Trends in Ecology & Evolution* 19, p. 94-100, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.002>.
- [2] Blom, C., 1999, «Adaptations to flooding stress: From plant community to molecule», *Plant Biol.*, 1, p. 261-273.
- [3] Karrenberg, S., Edwards, P. J., Kollmann, J., 2002, «The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains», *Freshwater Biology*, 47, p. 733-748, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00894.x>.
- [4] Egger, G., Exner, A., 2009, «Die Pflanzenwelt der Au - Leitarten, ihre Strategien und Lebensräume», in *Flüsse in Österreich - Lebensadern für Mensch, Natur und Wirtschaft*, StudienVerlag, p. 76-77.
- [5] Barrat-Segretain, M. H., 2001, «Biomass allocation in three macrophyte species in relation to the disturbance level of their habitat», *Freshwater Biology*, 46, p. 935-945, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00728.x>.
- [6] Blom, C., Voesenek, J., 1996, «Flooding: the survival strategies of plants», *Trends in Ecology & Evolution*, 11, p. 290-295, [https://doi.org/10.1016/0169-5547\(96\)10034-3](https://doi.org/10.1016/0169-5547(96)10034-3).
- [7] Kuzovkina, Y. A., Knee, M., Quigley, M. F., 2004, «Effects of Soil Compaction and Flooding on the Growth of 12 Willow (*Salix* L.) Species», *Journal of Environmental Horticulture*, 22, p. 155-160, <https://doi.org/10.24266/0738-2898-22.3.155>.
- [8] Usherwood, J. R., Ennos, A. R., Ball, D. J., 1997, «Mechanical and anatomical adaptations in terrestrial and aquatic buttercups to their respective environments», *Journal of Experimental Botany*, 48, p. 1469-1475, <https://doi.org/10.1093/jxb/48.7.1469>.
- [9] Mony, C., Puijalon, S., Bornette, G., 2011, «Resprouting Response of Aquatic Clonal Plants to Cutting May Explain Their Resistance to Spate Flooding», *Folia Geobotanica*, 46, p. 155-164, <https://doi.org/10.1007/s12224-010-9095-0>.
- [10] Dörken, V. M., Parsons, R. F., Marshall, A. T., 2017, «Studies on the foliage of *Myricaria germanica* (Tamaricaceae) and their evolutionary and ecological implications», *Trees*, 31, p. 997-1013, <https://doi.org/10.1007/s00468-017-1523-9>.
- [11] Girel, J., 2017, «Paysages alluviaux alpins et biodiversité», *Encyclopédie de l'environnement*.
- [12] Cole, L. J., Stockan, J., Helliwell, R., 2020, «Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review», *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 296, 106891, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>.
- [13] Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., et al., 2020, «Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation», *BioScience*, 70, p. 501-514, <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>.
- [14] Soman, S., Beyeler, S., Kraft, S. E., Thomas, D., Winstanley, D., 2007, *Ecosystem Services from Riparian Areas: A Brief Summary of the Literature*, Illinois River Coordinator Council.
- [15] Prado, R. B., Damasceno, G. M. S., Aquino, F., 2022, «Overview of studies on ecosystem services in riparian zones: a systematic review», *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34, Associação Brasileira de Limnologia, e19, <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1822>.
- [16] Mitsch, W. J., Gosselink, J. G., 2000, «The value of wetlands: importance of scale and landscape setting», *Ecological Economics*, 35, p. 25-33, [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8).
- [17] Brodersen, J., Hellmann, J., Seehausen, O., 2023, *Erhebung der Fischbiodiversität in Schweizer Fließgewässern, „Progetto Fiumi“ Schlussbericht*, <https://doi.org/10.55408/eawag:30020>.
- [18] Pollux, B., Jong, M., Steegh, A., Verbruggen, E., Van Groenendaal, J. M., Ouborg, N. J., 2006, «Reproductive strategy, clonal structure and genetic diversity in populations of the aquatic macrophyte *Sparganium emersum* in river systems», *Molecular Ecology*, 16, p. 313-325, <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.03146.x>.
- [19] Till-Bottraud, I., Girel, J., Roussel, E., Rioux, D., Fiorese, L., Fort, N., 2022, «Clonality and genetic structure of an endangered aquatic plant, *Typha minima*, in the French Alps: consequences for conservation», *Alpine Botany*, 132, p. 257-271, <https://doi.org/10.1007/s00035-022-00284-z>.
- [20] Smulders, M., Cottrell, J. E., Lefèvre, F., van der Schoot, J., Arens, P., Vosman, B., Tabbener, H. E., et al., 2008, «Structure of the genetic diversity in black poplar (*Populus nigra* L.) populations across European river systems: Consequences for conservation and restoration», *Forest Ecology and Management*, 255, p. 1388-1399, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.063>.
- [21] Naiman, R. J., Décamps, H., Lefèvre, F., 1997, «The Ecology of Interfaces: Riparian Zones», *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, Annual Reviews, p. 621-658.
- [22] Anlanger, C., Attermeyer, K., Hille, S., Kamjunke, N., Koll, K., König, M., Schnauder, I., Nogueira Tavares, C., Weitere, M., Brauns, M., 2022, «Large wood in river restoration: A case study on the effects on hydromorphology, biodiversity, and ecosystem functioning», *International Review of Hydrobiology*, 107, p. 34-45, <https://doi.org/10.1002/iroh.202102089>.
- [23] Rust-Dubier, C., Schneider, K., Walter, T., 2006, *Fauna der Schweizer Auen*, Haupt.
- [24] Baxter, C. V., Fausch, K. D., Saunders, W. C., 2005, «Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones», *Freshwater Biology*, 50, p. 201-220, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x>.
- [25] Sweeney, B. W., Newbold, J. D., 2014, «Streamside Forest

- Buffer Width Needed to Protect Stream Water Quality, Habitat, and Organisms: A Literature Review», *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 50, p. 560-584, <https://doi.org/10.1111/jawr.12203>.
- [26] Fabre, C., 2019, *Rôle des zones humides alluviales dans la régulation des flux de nitrates et de carbone organique vers les eaux de surface à l'échelle des bassins versants*, thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse.
- [27] Tockner, K., Malard, F., Uehlinger, U., Ward, J. V., 2002, «Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland)», *Limnology and Oceanography*, 47, p. 266-277.
- [28] Kuzovkina, Y. A., Quigley, M. F., 2005, «Willows Beyond Wetlands: Uses of *Salix* L. Species for Environmental Projects», *Water, Air, and Soil Pollution*, 162, p. 183-204, <https://doi.org/10.1007/s11270-005-6272-5>.
- [29] Seyedhashemi, H., Vidal, J.-P., Diamond, J. S., Thiéry, D., Monteil, C., Hendrickx, F., Maire, A., Moatar, F., 2022, «Regional, multi-decadal analysis on the Loire River basin reveals that stream temperature increases faster than air temperature», *Hydrology and Earth System Sciences*, 26, Copernicus GmbH, p. 2583-2603, <https://doi.org/10.5194/hess-26-2583-2022>.
- [30] Beaufort, A., Moatar, F., Sauquet, É., Loicq, P., Hannah, D. M., 2020, «Influence of landscape and hydrological factors on stream-air temperature relationships at regional scale», *Hydrological Processes*, 34, p. 583-597, <https://doi.org/10.1002/hyp.13608>.
- [31] Infoflora, 2025, Carte de distribution (Atlas), <https://www.infoflora.ch/fr/flore/myricaria-germanica.html>, dernier accès : 1.10.2025.
- [32] Sitzia, T., Kudrinsky, H., Müller, N., Michielon, B., 2021, «Biological flora of Central Europe: *Myricaria germanica* (L.) Desv.», *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 52, 125629. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2021.125629>.
- [33] Lavaine, C., 2013, *Évaluation des capacités biotechniques de boutures de Salicaceae et Tamaricaceae sur un gradient de sécheresse*, thèse de doctorat, École normale supérieure de Lyon.
- [34] Prunier, P., Köhler, C., Lambelet, C., Frossard, P.-A., 2010, «Espèces caractéristiques et positionnement syntaxonomique des communautés à petite massette (*Typha minima*): une contribution au choix des sites de réintroduction d'une espèce alluviale menacée», *Botanica Helvetica*, 120, p. 95-103, <https://doi.org/10.1007/s00035-010-0078-9>.
- [35] Dupont, R. A., Prunier, P., 2024, «Évolution des communautés de saules en zone alluviale active des Préalpes fribourgeoises (1958-2020)», *Saussure*, 52, p. 173-191.
- [36] Prunier, P., Bonin, L., Frossard, P.-A., 2013, «Guide des espèces», in *Génie végétal en rivière de montagne – Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrages bois*.
- [37] Greulich, F., 2017, *Synthèse Typha minima Funck, 1794*, Conservatoire botanique national alpin.
- [38] Prunier, P., Garraud, L., Köhler, C., Lambelet-Haueter, C., Selvaggi, A., Werner, P., 2010, «Distribution et régression de la petite massette (*Typha minima*) dans les Alpes», *Botanica Helvetica*, 120, p. 43-52, <https://doi.org/10.1007/s00035-010-0073-1>.
- [39] Csencsics, D., Müller, N., 2015, Die Bedeutung der genetischen Vielfalt bei Wiederansiedlungsprojekten – Untersuchungen am Zwerg-Rohrkolben.
- [40] Gallandat, J.-D., Gobat, J.-M., Roulier, C., 1993, *Cartographie des zones alluviales d'importance nationale*.
- [41] Moor, M., 1958, «Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen», *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchsw.*, 34, p. 221-360 (+ annexes).

IV.3.1 Les communautés aquatiques des cours d'eau

Impact du courant et des variations de niveau

Seules quelques espèces végétales parviennent à subsister dans les cours d'eau, où les contraintes mécaniques sont particulièrement élevées. Dans ces conditions difficiles, la diversité spécifique des groupements végétaux est généralement faible. Ainsi, dans les rivières à caractère torrentiel aux eaux vives et relativement fraîches, les plantes aquatiques vasculaires ne supportent pas les courants trop rapides ou tumultueux. Des mousses aquatiques forment souvent des tapis denses, recouvrant les galets, les rochers, les racines et les troncs d'arbres.

Dans les cours d'eau où le courant est plus faible et régulier, certaines végétations vasculaires enracinées (*Ranunculon fluitantis*) peuvent s'implanter. Ces communautés végétales se composent souvent de plusieurs strates distinctes : une strate de bryophytes qui se développe sur le substrat, une strate d'hydrophytes submergées (par ex. le potamo pectiné), une strate d'algues filamenteuses, une strate d'hydrophytes flottantes (par ex. le rubanier émergé), ainsi qu'une strate émergée regroupant les formes terrestres des *amphiphytes* (par ex. la bérule et le rubanier émergé).

Les berges tranquilles des petites rivières, ainsi que les lits peu profonds des ruisseaux, chenaux et fossés, accueillent des végétations aquatiques et amphibies adaptées aux courants et aux variations du niveau d'eau. La composition de ces communautés végétales varie en fonction de plusieurs facteurs, tels que l'éclairement, la vitesse d'écoulement, la profondeur et la concentration en nutriments du milieu. Selon l'amplitude du *marnage*, ces formations du lit des cours d'eau peuvent entrer en contact avec les communautés d'*hélophytes* des rives, notamment sur les zones plus fréquemment émergées.

La vitesse et la régularité de l'écoulement, ainsi que la qualité physico-chimique des eaux, sont les facteurs clés structurants des communautés aquatiques.

Les communautés aquatiques des cours d'eau à écoulement régulier

Les végétations aquatiques vasculaires enracinées du *Ranunculon fluitantis* se développent dans les zones profondes (0,5 à 3 m) du cours moyen inférieur des fleuves, rivières et petits cours d'eau à écoulement lent et débit régulier (*épipotamon*). Elles

Amphiphyte

Plante qui peut s'adapter à des conditions terrestres et aquatiques, vivant à l'interface eau-terre. Elle présente des traits d'adaptation flexibles : feuilles et tiges capables de supporter l'immersion temporaire, systèmes racinaires tolérants à l'anoxie, et souvent une plasticité morphologique (formes flottantes, submergées ou dressées selon le niveau d'eau).

Marnage

Différence de niveau entre les basses eaux et les hautes eaux.

Hélophyte

Plante hygrophile enracinée dans la vase, le limon ou la tourbe, dont les feuilles et les organes reproducteurs se trouvent au-dessus de la surface de l'eau. Les *hélophytes* se distinguent des *hydrophytes* stricts (totalement aquatiques) et des *amphiphytes* (capables d'occuper à la fois des conditions immergées et émergées).

peuvent également s'implanter dans les anses plus calmes et abritées du cours moyen supérieur (*hyporhitron*). Ces formations végétales sont essentiellement planitiaires à montagnardes.

Elles sont dominées par des plantes solidement ancrées dans les sédiments, se multipliant essentiellement par clonage, via des stolons, rhizomes ou la dispersion de fragments végétatifs. Leur colonisation du lit fluvial s'effectue sous forme de nappes plus ou moins étendues. Les tiges souples de ces végétaux ondulent librement au gré du courant. Les espèces les plus représentatives de ces milieux sont le rubanier émergé (*Sparganium emersum*) Fig. IV.3.1, la renoncule flottante (*Ranunculus fluitans*) et le potamot pectiné, souvent présent sous sa forme rhéophile (*P. pectinatus* fo. *interruptus*) (*Sparganio-Potametum*). Ces espèces sont généralement accompagnées du myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*), une espèce pionnière dont l'ancrage permet de résister aux courants.

D'autres potamots rhéophiles atteignent leur développement optimal dans ces conditions de débit régulier, notamment le potamot noueux (*Potamogeton nodosus*) et le groenlandia serré (*Groenlandia densa*). La bérule (*Berula erecta* fo. *submersa*) Fig. IV.3.2 sous sa forme submergée complète cette diversité végétale. Lorsque le débit devient plus lent, le rubanier peut être accompagné, voire remplacé, par le nénuphar jaune (*Nuphar lutea*).

L'artificialisation des berges et du lit, les fluctuations de niveau et de débit induites par la production d'électricité, ainsi que l'eutrophisation, constituent des facteurs défavorables au développement de la végétation aquatique. Dans les cours d'eau fortement modifiés par l'activité humaine (par ex. Rhône genevois et français, canaux d'irrigation des plaines alluviales), les communautés végétales tendent à s'appauvrir et sont principalement dominées par le potamot pectiné ou le rubanier émergé Fig. IV.3.1.

Fig. IV.3.1 À gauche : communauté monospécifique de rubanier émergé dans un contre-canal du Rhône (Alpes-Maritimes, France) à la naturalité faible et aux eaux eutrophes. À droite : inflorescence de rubanier émergé.

Photos : A. Boissezon



Les communautés aquatiques des cours d'eau à écoulement irrégulier

Au centre des petits cours d'eau préservés de toute pollution, aux eaux claires, à température fraîche et stable (origine phréatique) et à faible teneur en nutriments (oligo- à mésotrophes), le groenlandia serré se développe sous des conditions ensoleillées (*Groenlandietum densae*) Fig. IV.3.2. La berle dressée colonise les berges et le lit de ces cours d'eau frais non pollués, mais davantage en milieu forestier, où elle constitue le *Beruletum submersae* Fig. IV.3.2. Sur les berges, cette espèce côtoie sa forme terrestre riveraine, regroupée sous l'unité végétale *Apio nodiflori-Beruletum erectae*.

Fig. IV.3.2 À gauche : *Groenlandietum densae* (Grisons).
À droite : *Beruletum submersae* (Ain, France).
Photos : P. Prunier



Dans les cours d'eau ou les zones peu profondes (0,1 à 0,3 m) et plus riches en nutriments (eaux méso-eutrophes), la callitriche des étangs (*Callitriche stagnalis*) et la callitriche à fruits élargis (*Callitriche platycarpa*) peuvent compléter la végétation aquatique, formant respectivement les communautés du *Veronico-Callitrichetum stagnalis* [Fig. IV.3.3](#) et du *Veronico-Callitrichetum platycarpae*. La véronique beccabunga (*Veronica beccabunga*) peut également s'implanter en milieu pionnier, où elle constitue des tapis monospécifiques couvrant le substrat.

Fig. IV.3.3 À gauche : *Veronico-Callitrichetum stagnalis* (ruisseau Gordevio, Tessin).
Photo : A. Boissezon

À droite : *Veronico-Callitrichetum platycarpae* (Salève, Haute-Savoie, France).
Photo : P. Prunier



IV.3.2 Les communautés riveraines d'hélophytes

Sur les rives, la nature des communautés d'hélophytes est principalement déterminée par la variation de débit du cours d'eau ou indirectement par les fluctuations de niveaux de sa nappe. Les communautés végétales présentent ainsi une composition et une taille différentes en situation de faible ou de fort marnage. En conditions de croissance favorables (richesse en nutriments, faibles variations de débits) elles peuvent former des mégaphorbiaies. Trois catégories de communautés riveraines d'hélophytes s'observent ainsi le long des cours d'eau :

- les communautés riveraines collinéo-montagnardes d'hélophytes des cours d'eau faiblement marnants ;
- les communautés riveraines collinéo-montagnardes d'hélophytes des cours d'eau marnants ;
- les mégaphorbiaies montagnardes à alpines des cours d'eau faiblement marnants.

Les communautés riveraines collinéo-montagnardes d'hélophytes des cours d'eau faiblement marnants

En situation de basse altitude, les communautés à glycéries (*Glycerio-Sparganion*) sont adaptées aux fluctuations modérées du niveau d'eau, qui ne dépassent généralement pas 0,6 m. Elles se développent principalement au pied des berges des petites rivières et canaux, où elles prospèrent sur substrats humides en permanence, riches en nutriments et plus ou moins régulièrement aérés.

Elles forment des tapis denses ou des « nappes » de prairies flottantes et amphibies. Elles sont dominées par des plantes aux tiges rhizomateuses ascendantes, possédant une forte capacité de multiplication végétative. Cette morphologie leur confère une remarquable adaptation aux contraintes du milieu, notamment le courant, le faucardage et le piétinement [Fig. IV.3.4](#).

Sur le plan spécifique, les glycéries (majoritairement *Glyceria notata*, plus rarement *G. fluitans*) sont souvent dominantes [Fig. IV.3.4](#). Elles sont parfois accompagnées de l'épilobe rosé (*Epilobium roseum*), de la véronique mouron d'eau (*Veronica anagallis-aquatica*) et de la berle dressée (*Berula erecta*). Certaines plantes enracinées sur les berges forment quelquefois des tapis et tendent à recouvrir complètement le lit des plus petits ruisseaux, c'est notamment le cas du cresson d'eau (*Nasturtium officinale*) en eaux courantes et de la véronique des ruisseaux (*Veronica beccabunga*) en situation pionnière. Il est également possible de rencontrer en eaux quasi stagnantes des végétations dominées par le rubanier négligé (*Sparganium erectum* subsp. *neglectum*).

Fig. IV.3.4 À gauche : mosaïque de végétation de communautés aquatiques (*Ranunculon fluitantis*) et hélophytiques (*Glycerio-Sparganion*) dans un canal régulièrement faucardé de la plaine de Magadino (Tessin).

Photo : A. Boissezon

À droite : Glycérie plissée, espèce caractéristique du *Glycerio-Sparganion* (*Glycerietum notatae*) (Haute-Savoie, France).

Photo : P. Prunier



Les communautés riveraines collinéo-montagnardes des cours d'eau marnants

Les pseudoroselières à alpeste (*Phalaridion arundinaceae*) s'installent principalement sur les alluvions récentes des cours d'eau, privilégiant des substrats limoneux ou sableux, parfois caillouteux. Elles sont soumises à des variations importantes du niveau d'eau (jusqu'à 2 m), alternant entre crues et exondations. Ce cycle favorise

tantôt l'accumulation de particules fines, tantôt la libération des éléments nutritifs par minéralisation.

La formation initiale à alpiste (*Rorippo-Phalaridetum*) tend à former des peuplements monospécifiques ouverts à l'état jeune [Fig. IV.3.5](#), propices à la présence de brassicacées pionnières comme le cresson sylvestre (*Rorippa sylvestris*). L'enrichissement en éléments nutritifs favorise la croissance de l'alpiste d'une hauteur moyenne de 2 m et l'installation d'espèces des sols riches (*Phalaridetum arundinaceae*), telles que la morelle douce-amère (*Solanum dulcamara*), l'ortie (*Urtica dioica*) ou d'espèces caractéristiques des ourlets eutrophes comme le gaillet gratteron (*Galium aparine*) et le liseron des haies (*Calystegia sepium*). On peut également observer des espèces rudérales nitrophiles à floraison tardive, hors période d'inondation, telles que le bidens tripartite (*Bidens tripartita* s. str.), les renouées poivre d'eau et à feuille d'oseille (*Polygonum hydropiper*, *P. lapathifolium*), ainsi que l'oseille à feuilles obtuses (*Rumex obtusifolius*) [Fig. IV.3.5](#).

Fig. IV.3.5 À gauche : pseudoroselière à alpiste pionnière (*Rorippo-Phalaridetum*), au niveau moyen des eaux (Allondon, Russin, canton de Genève). À droite : pseudoroselière âgée (*Phalaridetum arundinaceae*) (Rhône, Chindrieux, Savoie, France).
Photos : P. Prunier



À l'étage montagnard, et parfois plus en aval, la formation à calamagrostide faux-roseau (*Calamagrostietum pseudophragmitis*) forme des populations denses sur des dépôts limono-sableux faiblement alcalins [Fig. IV.3.6](#), le plus souvent en queue de banc des cours d'eau alpins non aménagés au régime nival à glaciaire dans la zone des hautes eaux ^[1]. Si les populations présentent des dimensions restreintes dans les têtes de bassin versant, elles peuvent être plus étendues en aval où les dépôts de particules fines sont plus importants ^[2, 3]. Elles comportent alors d'autres graminées pionnières comme la fétuque faux-roseau (*Festuca arundinacea*) ou la grande agrostide (*Agrostis gigantea*), et sont régulièrement associés aux fourrés à myricaires et saule à trois étamines qu'elles précèdent dans la succession végétale ^[4].

À l'étage subalpin, voire alpin, dans les têtes de bassin versant, le jonc alpestre (*Juncus alpino-articulatus*) et/ou la prêles panachée (*Equisetum variegatum*) sont les premiers végétaux à s'implanter sur les rives sablo-limoneuses alcalines [Fig. IV.3.6](#). Ils y constituent des tapis plus ou moins ouverts (*Juncetum alpino-articulati*) selon la fréquence de crues. Engorgé tout l'été, le sol de ces écosystèmes est régulièrement inondé (longues périodes d'inondations typiques des rives des cours d'eau alpins à régime nival à glaciaire). Dans les annexes alluviales, en secteurs stabilisés, des complexes de végétation se forment avec des bas-marais (*Caricetum davallianae*) et les fourrés de saules subalpins [1]. Sur les bords de ruisseaux ou chenaux stabilisés, la laîche des lieux froids (*Carex frigida*) colonise régulièrement une large gamme de situations en raison de son indifférence à l'acidité du substrat.

Fig. IV.3.6 Formations riveraines sur terrasses alluviales limono-sableuses d'altitude. À gauche: calamagrostide faux-roseau (*Calamagrostietum pseudophragmitis*) à l'étage montagnard (Castrich, Grisons). À droite: jonc alpestre et prêle panachée (*Uuncetum alpino-articulati*) à l'étage subalpin (Sils, Grisons).

Photos: P. Prunier



Les mégaphorbiaies riveraines montagnardes à alpines des cours d'eau faiblement marnants

En situation montagnarde, le pétasite officinal (*Petasites hybridus*) colonise régulièrement les rives ombragées au sol engorgé, directement alimenté par la nappe en situation. Les panicules contractées de capitules blancs à rosés sont parfois visibles dès fin février jusqu'en mai. Pourvues de longs rhizomes traçants et de feuilles ovales à cordiformes de grande taille (20 à 100 cm), ses populations forment des mégaphorbiaies luxuriantes (*Chaerophyllo-Petasitetum*) dans le secteur des hautes eaux sur le versant nord des Alpes [Fig. IV.3.7](#).

Fig. IV.3.7 Mégaphorbiaies riveraines. À gauche: mégaphorbiaie montagnarde à pétasite officinal (*Chaerophyllo-Petasitetum*) (Rona, Grisons). À droite: mégaphorbiaie subalpine à alpine à impératoire et cirse très épineux (*Peucedano-Cirsietum*) (Gletsch, Valais).

Photos: P. Prunier



Aux étages subalpin et alpin des Alpes centrales, les bords de cours d'eau des têtes de bassin versant à vitesse d'écoulement modérée et niveau constant sont également dominés par des mégaphorbes. En situation froide, l'impératoire (*Peucedanum ostruthium*) et le cirse très épineux (*Cirsium spinosissimum*) sont structurants [Fig. IV.3.7](#). Bénéficiant de ressources hydriques et nutritives constantes et élevées, ils forment une communauté totalement recouvrante (*Peucedano-Cirsietum*) à court cycle de développement. Compte tenu de ses exigences *édaphiques*, cette communauté est favorisée par l'activité pastorale et peut même structurer certains reposoirs humides.

Édaphique

Qualifie ce qui a rapport au sol et à ses propriétés, qu'elles soient physiques, chimiques ou biologiques.

IV.3.3 Les formations herbacées riveraines des alluvions

Sur les rivières non ou peu régulées et endiguées à dynamique active, les dépôts alluviaux de matériaux grossiers bruts situés entre le niveau moyen et les hautes eaux

exceptionnelles sont progressivement colonisées par des espèces pionnières à forte capacité de dissémination (graines à plumet, dispersion aquatique des rhizomes, stolons et fragments de tiges aptes au bouturage). Les premières colonisations herbacées s'effectuent sur les plages interstitielles de matériaux fins de manière subsynchrones à celles des arbrisseaux pionniers, notamment les saules, qui recherchent des conditions identiques de germination (cf. section IV.3.4). Il s'agit le plus souvent de petites touffes de graminées (par ex. agrostide stolonifère) ou de dicotylédones (par ex. épilobes, armoise vulgaire), ponctuant çà et là une matrice sablo-limoneuse minérale humide. Selon l'altitude, la composition végétale diffère, mais les processus et stratégies de colonisation par nucléation demeurent identiques et l'homologie des espèces est marquante. En effet, si l'épilobe de Fleischer (*Epilobium fleischeri*) [Fig. IV.3.11](#), souvent associé à l'épervière à feuilles de statice (*Hieracium staticifolium*), est l'espèce caractéristique emblématique des alluvions alpines grossières, l'épilobe à feuilles de romarin (*Epilobium dodonaei*), souvent associé à l'épervière fausse piloselle (*Hieracium piloselloides*), le remplace dans les secteurs chauds de basses altitudes au pied du Jura, dans la plaine valaisanne et au Tessin [Fig. IV.3.10](#).

La fréquence et l'intensité des crues, ainsi que la position plus ou moins élevée au regard du niveau moyen des eaux, conditionneront le renouvellement et la nature du tapis herbacé qui ne couvre jamais totalement un fluviosol à granulométrie variable : des limons et sables [Fig. IV.3.8](#) jusqu'aux blocs [Fig. IV.3.11](#). Si la fréquence des crues est faible, les espèces ligneuses telles que les saules, aulnes et peupliers s'imposeront. Une différence de fonctionnement est néanmoins à relever entre les alluvions de basse et de haute altitude. En effet, si en montagne les hautes eaux estivales peuvent par capillarité être accessibles aux racines ramifiées des végétaux herbacés, à basse altitude, l'étiage estival combiné à des périodes caniculaires leur impose une adaptation au stress hydrique des terrasses les plus hautes. Les racines des végétaux herbacés sont ainsi d'autant plus développées (par ex. *Fumana procumbens*), les feuilles découpées (*Scrophularia canina*) et parfois velues (*Hieracium piloselloides*). La régularité des crues confine le développement des plantes grasses (*Sedum rupestre*) ou des graminées steppiques (*Stipa eriocalis*) aux terrasses les plus hautes exceptionnellement inondées.

À basse altitude sur les alluvions brutes situées à proximité du lit mineur ou dans des embouchures lacustres, l'accès racinaire à l'eau et aux nutriments (faible profondeur de la nappe ordinairement présente à moins de 1 m) facilite la croissance végétale.

Les formations herbacées riveraines des alluvions fraîches de basse altitude

Que ce soit dans le lit principal des petits cours d'eau ou les annexes alluviales des grands cours d'eau, l'agrostide stolonifère (*Agrostis stolonifera*) forme rapidement des tapis (*Rorippo-Agrostietum*) [Fig. IV.3.8](#). La régularité des crues conditionne le taux de recouvrement en espèces dicotylédones, comme le tussilage (*Tussilago farfara*), la renoncule rampante (*Ranunculus repens*) ou le cresson sylvestre (*Rorippa sylvestris*), voire à pivot comme le rumex crépu (*Rumex crispus*) ou le grand plantain (*Plantago major*) ^[5, 6]. Ces communautés peuvent rapidement former un couvert dense, puis être concurrencées par les hélrophytes, notamment par l'alpiste présent à proximité. Elles sont détruites, remaniées ou dispersées lors des crues.

Sur les terrasses à matériaux grossiers (graviers, galets) à matrice limono-sableuse riche en nutriments et à réserve hydrique estivale non limitante, des végétaux pionniers

Fig. IV.3.8 Formation riveraine sur terrasse alluviale basse à fraction minérale fine et/ou alimentation hydrique régulière à agrostide stolonifère (*Rorippo-Agrostietum*), dans le lit du cours d'eau (Allondon, canton de Genève).

Photo: P. Prunier



rudéraux dont les racines ont accès à la nappe peuvent s'implanter. Ils présentent de fait un fort dynamisme comme la barbarée et l'armoise commune (*Barbarea vulgaris* et *Artemisia vulgaris*), la saponaire officinale (*Saponaria officinalis*), voire l'ortie (*Urtica dioica*) (*Artemisio-Barbareetum*) Fig. IV.3.9. Ces espèces opportunistes à fort pouvoir compétitif coexistent avec des graminées prairiales (genres *Arrhenatherum*, *Dactylis*, *Holcus*, *Lolium*), de reposoirs (*Rumex* spp.) et des espèces typiques des milieux alluviaux comme l'alpiste ou le saule drapé à l'état juvénile. Sur les terrasses un peu surélevées, l'accès à la nappe et aux nutriments est plus limité. Seules les espèces les moins exigeantes en eau et nutriments comme la vipérine (*Echium vulgare*), les mélilots (*Melilotus* spp.), le réséda jaune (*Reseda lutea*) ou la carotte sauvage (*Daucus carota*) sont capables de s'implanter et se développer, le cas échéant de tolérer une phase sèche superficielle grâce à leur longue racine pivotante (*Echio-Meliloletum* et *Dauco-Picridetum*) Fig IV.3.9 et [6, 8]. Elles témoignent d'un passage vers les alluvions sèches.

Fig. IV.3.9 Formations riveraines sur terrasses alluviales basses grossières.

À gauche: barbarée commune (*Artemisio-Barbareetum*, à proximité du niveau moyen des eaux (Laire, canton de Genève). À droite: mélilot et carotte sauvage (ici, en rosette) (*Dauco-Picridetum*), au-dessus du niveau moyen des eaux (Aire renaturée, canton de Genève).

Photos: P. Prunier



Les formations herbacées riveraines des alluvions sèches de basse altitude

À basse altitude, les alluvions des terrasses surélevées par rapport au cours moyen de la rivière ne sont que rarement inondées. Elles présentent le plus souvent en surface un

pavage minéral naturel de galets et graviers à faible fraction de sables et limons, pauvre en nutriments [5]. Bien que présente et connectée au cours d'eau, la nappe est profonde (ordinairement à plus de 1,5 m) et non accessible aux racines des végétaux herbacés. Cette situation engendre une sécheresse superficielle du sol, qui permet seulement aux espèces adaptées aux milieux rocheux secs de se développer.

Selon la granulométrie, la végétation change. Sur les pavages stabilisés de galets, seules les touffes de l'épilobe romarin (*Epilobium dodonaei*) et de la scrophulaire des chiens (*Scrophularia canina*), parfois associés aux orpins, forment des peuplements lâches résistant aux températures estivales élevées (*Epilobio-Scrophularietum*) Fig. IV.3.10. Sur les secteurs à granulométrie plus fine (graviers, sables grossiers), on observe davantage le galéopsis à feuilles étroites (*Galeopsis angustifolia*) [2, 5, 6, 8]. Lorsqu'une fraction de matière organique s'accumule entre les éléments rocheux, les premiers végétaux des pelouses sèches et steppiques apparaissent. Ainsi est-ce le cas de l'armoise champêtre (*Artemisia campestris*), de la globulaire à tige feuillée (*Globularia bisnagarica*), du brome érigé (*Bromus erectus*) sur les cours d'eau planitiaires (*Xerobrometum erecti*) Fig. IV.3.10, voire d'espèces steppiques comme la stipe chevelue (*Stipa eriocaulis*) ou l'astragale faux-sainfoin (*Astragalus onobrychis*) au Rottensand à Finges, en Valais (*Koelerio-Stipetum*) [5, 8].

Fig. IV.3.10 Formations riveraines sur terrasses alluviales hautes.

À gauche: épilobe romarin et scrophulaire des chiens (*Epilobio-Scrophularietum*), stade initial, dépourvu d'humus (Allondon, canton de Genève).
À droite: armoise champêtre (ici, en rosette) et globulaire à tige feuillée (*Xerobrometum erecti*), stade évolué à fraction humifère de surface (Allondon, canton de Genève).

Photos: P. Prunier



Les formations herbacées riveraines des alluvions sèches d'altitude

Aux étages montagnard et subalpin, voire alpin, les bancs de graviers et galets (éventuellement, sables grossiers) du cours supérieur des rivières alpines au régime glaciaire à nival sont le plus souvent dominés par l'épilobe de Fleischer (*Epilobium fleischeri*) Fig. IV.3.11, régulièrement associé à l'érigéron anguleux (*Erigeron acer* ssp. *angulosus*) et à la présence plus ou moins sporadique d'espèces des éboulis et moraines alpines (*Achillea erba-rotta* ssp. *moschata*, *Leucanthemopsis alpina*, *Rumex scutatus*, *Trifolium pallescens*), voire de pelouses sur les secteurs stabilisés (*Poa alpina*, *Trifolium badium*) [2, 5, 9]. Si les aménagements hydroélectriques motivés par une recherche d'autonomie énergétique peuvent constituer un facteur de menaces pour ce type de milieu, inversement le retrait glaciaire offre de nouveaux espaces dans le sommet des têtes de bassin versant. À proximité des lieux de vie, les nutriments sont plus abondants dans le sol; une autre espèce d'épilobe, l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*), peut former des populations denses (*Campanulo-Epilobietum* Fig. IV.3.11) à la faveur de conditions de croissance facilitées.

Fig. IV.3.11 Formations riveraines sur terrasses alluviales d'altitude.

À gauche: épilobe de Fleischer (*Epilobium fleischeri*) sur substrat grossier pauvre en nutriments (Morteratsch, Grisons).

À droite: épilobe à feuilles étroites, sur fluviosol riche en nutriments (*Campanulo-Epilobium*) (Sils, Grisons).

Photos: P. Prunier



IV.3.4 Les fourrés alluviaux

Des groupements de saules buissonnants des têtes de bassin versant aux fourrés de saules des vanniers et à trois étamines des plaines et collines, la diversité des milieux arbustifs alluviaux est grande, reflet de la variété des conditions climatiques, pédologiques et hydrologiques qui, combinées, créent une multitude de « niches » permettant à des essences différentes de se développer.

Pour s'implanter, les arbustes et arbrisseaux libèrent à maturité une grande quantité de graines plumeuses. Disséminées par le vent en mai-juin à basse altitude et juin-juillet en montagne, seule une fraction infime de ces graines sera déposée sur des sables et limons humides, où elle disposera de conditions favorables pour germer [Fig. IV.3.12](#). Si la densité de germination peut être conséquente et s'élever jusqu'à 900 individus au m², leur taux de survie après 1 mois est majoritairement inférieur à 10 % ^[10]. Néanmoins, il existe différentes réactions selon l'hygrométrie du substrat, qui est étroitement liée à sa granulométrie. Ainsi, les saules blancs et à trois étamines ont une probabilité de survie plus élevée sur les sols saturés en eau que le saule drapé et le peuplier noir, tolérant moins le déficit d'air du sol. Les sols possédant un faible taux d'humidité massique (taux < 25 %) présentent un pourcentage de germination inférieure à 20 % pour les saules drapé et pourpre ^[10]. Globalement, des variations d'humidité du sol entre 35 et 45 %, correspondant à une alternance des phases d'oxygénation et de saturation en eau (cas des battements de nappe), constituent des conditions favorables à la survie des plantes ^[10]. Ainsi est-ce également le cas des saules et de la myricaie, qui pour germer ont besoin de milieux ouverts avec un approvisionnement en eau

Fig. IV.3.12 Jeunes plants de saule à trois étamines issus d'une germination de l'année sur sables humides le 25 septembre 2009 le long de l'Arc (Sollières, Savoie, France).

Photos: P. Prunier



équilibré et une aération du sol. Ces conditions sont présentes le plus souvent dans la zone des crues quinquennales à décennales [2, 11].

Si les conditions sont favorables (présence d'une nappe à faible profondeur, absence de crue destructrice), les saules issus de germination ou de bouturage spontané [Fig. IV.3.13](#) croissent rapidement (une croissance annuelle de 1 à 2 m de rejets au bois tendre et souple est possible en tête de banc, voire plus en queue de banc [12]. Leur port en buissons denses, présentant des faisceaux de tiges ployant sous le courant, leur permet dans une certaine mesure (si les forces de traction ne sont pas trop importantes) de résister aux crues. Cette résistance est également déterminée par un fort ancrage souterrain. Les saules comme la myricaire (*Myricaria germanica*) investissent de grandes quantités de biomasse dans leur système racinaire [13, 14]. Grâce à la souplesse des branches et à cet ancrage, les dommages mécaniques causés aux plantes sont minimisés [5]. Tiges et branches pourvues de marques de friction et de boues se redressent ensuite [5]. Ayant résisté à une lame d'eau qui peut parfois atteindre 1 m, les bosquets fixent à la manière d'un peigne les débris organiques et minéraux à leur pied (si le courant est faible), ou à leur traîne (si le courant est élevé), amorçant par là même un embryon de sol : une « niche » dont certaines espèces herbacées ou lianescentes vont bénéficier pour se développer [Fig. IV.3.13](#).

Fig. IV.3.13 À gauche : boutures spontanées de saule à trois étamines sur le Giffre (Haute-Savoie, France). À droite : fixation de débris ligneux de toutes tailles sur l'Inn à Tschlin (Grisons).
Photos : P. Prunier



Les jeunes formations arbustives sont initialement peu denses et présentent une strate herbacée éparse pourvue d'espèces pionnières de pleine lumière. L'épilobe de Fleischer, l'épervière à feuilles de statice, ou la fausse piloselle incarnent ce type de flore relictuelle des alluvions pionnières en altitude. Si les crues ne sont pas trop fréquentes, ces formations croissent et se densifient rapidement (en 3-5 ans). Les débris organiques fixés au sol se minéralisent, un humus se forme : l'approvisionnement en nutriments et en eau est ainsi plus élevé et certaines espèces à potentiel arboré peuvent le cas échéant former de véritables forêts. Ainsi est-ce le cas des formations âgées de saules drapé (*Salix elaeagnos*), faux-daphné (*Salix daphnoides*) [Fig. IV.3.14](#) et à cinq étamines (*Salix pentandra*) qui, dans des conditions favorables, atteignent 12 à 15 m de haut. Elles présentent des troncs individualisés de 20 à 30 cm de diamètre, induisant le développement en sous-bois d'espèces d'ombre à larges feuilles des sols fertiles, analogues à celles des forêts d'aulne blanc (cf. section IV.3.5).

Fig. IV.3.14 À gauche : saulaie arbustive clairière à saule faux-daphné (Morteratsch, Grisons), à espèces herbacées relictuelles telles que l'épilobe de Fleischer au premier plan.

À droite : saulaie arborée à saule faux-daphné présentant une strate herbacée luxuriante et des individus de grande taille le long de l'Isère (Val d'Isère, Savoie, France).

Photos : P. Prunier



Lorsque la morphodynamique est faible ou inexistante, il n'y a pas de formation de plages d'alluvions. En conséquence, les fourrés et les jeunes forêts des saules ne peuvent se renouveler et la végétation évolue vers une forêt alluviale à bois dur : chênaies-frênaies, hêtraies-sapinières, voire de conifères (pessières et mélézins).

Enfin, le processus de colonisation est identique à l'étage subalpin supérieur, soit au-dessus de 2000 m, où seuls des saules à port d'arbrisseaux (saules fétide, hasté et helvétique) peuvent se développer. Dans cette situation, les conditions climatiques bloquent toute évolution vers des formations arbustives et arborées.

Sur le plan typologique, la variété des conditions climatiques, pédologiques et hydrologiques est ainsi à l'origine de cinq grandes catégories de fourrés alluviaux en Suisse.

Les fourrés collinéo-montagnards de saule drapé, pourpre et de myricaie

Les fourrés de saule drapé et de saule pourpre (*Salicion elaeagni*) forment souvent des peuplements arbustifs de 2 à 6 m mono- à paucispécifiques, comptant alors d'autres saules en mélange comme le saule faux-daphné ou le saule noircissant (*Salix myrsinifolia*), voire l'aulne blanc (*Alnus incana*).

Ils se développent majoritairement en dessous de 1500 m, plus rarement jusqu'à 2000 m, dans les cours moyens et supérieurs des rivières aux pentes fortes (plus de 2 %), le plus souvent en tête de bancs sur des matériaux bruts, pauvres en matière organique ^[15]. Leur sol est faiblement acide à neutre. Selon la surélévation du banc, ce dernier présente une réserve hydrique plus ou moins importante dans sa partie superficielle en période estivale. Il est ainsi sec à l'étiage dans les variantes les plus grossières et surélevées au-dessus de la ligne des eaux moyennes (au maximum à 2,5 m) soumises à une faible fréquence des crues, ce qui n'est pas le cas pour les situations sur matériaux fins proches du lit mineur.

Même s'ils colonisent parfois des biotopes secondaires tels que les talus de bord de route, les carrières ou les gravières abandonnées au sol temporairement inondé ^[15], ces fourrés incarnent la vitalité (dynamique active) des rivières alpines ^[15]. Ils présentent une variabilité de composition et d'exigences écologiques selon leur position biogéographique, la granulométrie du sol et le type de régime hydrologique.

Les saulaies sèches (*Salici elaeagni-Hippophaetum*) sont caractérisées par la présence, voire la dominance, de l'argousier (*Hippophae rhamnoides* ssp. *fluviatilis*)

et d'espèces herbacées xérophiles « interstitielles » de pelouses sèches, comme l'armoise champêtre (*Artemisia campestris*) tolérant la sécheresse marquée de la partie supérieure d'un sol graveleux à sableux très filtrant [Fig. IV.3.15](#). Elles se développent principalement dans les vallées internes des Alpes comme celles du Rhône, du Rhin et de l'Inn en Suisse, mais aussi en situations sèches sur le Plateau ^[15, 16].

Les saulaies à campanule (*Campanulo-Salicetum elaeagni*) présentent une strate arbustive dense principalement dominée par le saule drapé, souvent associé au saule faux-daphné [Fig. IV.3.15](#). Leur optimum de développement se situe sur alluvions grossières à l'étage montagnard du versant nord des Alpes, par exemple le long de la Gérine, la Singine ou la Sarine ^[17].

Les saulaies à saule pourpre (*Salicetum elaeagno-purpureae*), régulièrement associé au saule drapé, s'implantent sur des substrats majoritairement sableux fins à limoneux-sableux, à fraction de galets et graviers. La strate herbacée est ainsi composée d'espèces pionnières des sols frais à moyennement secs, telles que le tussilage (*Tussilago farfara*), la prêle des champs (*Equisetum arvense*), le mélilot blanc (*Melilotus albus*) ou la vipérine (*Echium vulgare*) [Fig. IV.3.15](#) et ^[17, 18].

Les fourrés à myricaie (*Salici purpureae-Myricarietum*) se développent majoritairement aux étages montagnard et subalpin inférieur des Alpes, au sein du lit majeur de cours d'eau à régime nival à nivo-glaciaire [Fig. IV.3.15](#). La rétention en eau des matériaux fins (sables et limons) en période printanière et estivale permet la germination et le maintien d'espèces herbacées sensibles à la sécheresse, parmi lesquelles on compte des espèces hygrophiles, notamment des joncs (*Juncus alpino-articulatus*, *J. articulatus*, *J. bufonius*) ^[15], voire la saxifrage aizoon (*Saxifraga aizoides*).

Fig. IV.3.15 En haut à gauche : saulaie drapée sèche sur alluvions grossières perchées (Allondon, Grisons).

Photo: P. Prunier

En haut à droite : saulaie drapée sur alluvions grossières fraîches (Gérine, canton de Fribourg).

Photo: P. Prunier

En bas à gauche : saulaie pourpre sur alluvions fines (Samnaun, Grisons).

Photo: P. Prunier

En bas à droite : fourrés à myricaie (Pontresina, Grisons).

Photo: L. Huber

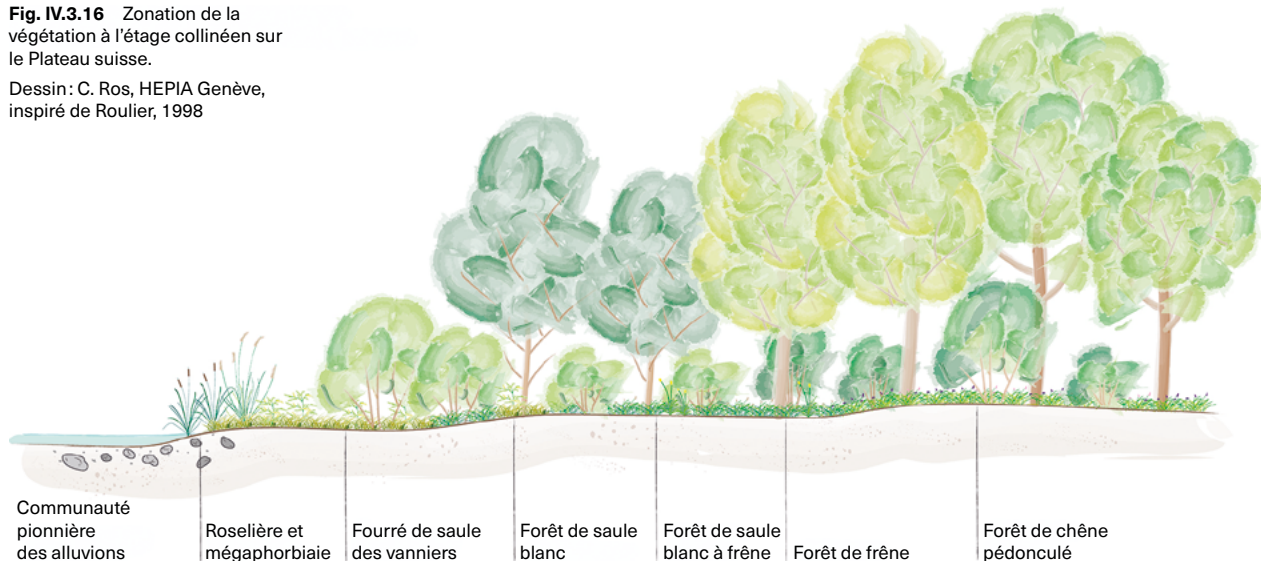


Les fourrés collinéo-montagnards à saule des vanniers et à trois étamines

Les saulaies à saule des vanniers et à trois étamines (*Salicetum triandro-viminalis*) se développent à basse altitude le long des grandes rivières alpines, comme le Rhône ou la Maggia, ou du Plateau ^[9], sur les substrats limono-sableux des terrasses inférieures à faibles battements de nappe. Elles peuvent s'enrichir en saule des vanniers (*S. viminalis*) sur les secteurs les plus chauds, voire en saule blanc (*S. alba*). Elles forment le plus souvent le manteau ou des stades de régénération dans les trouées de la saulaie blanche (*Salicetum albae*) ^[5, 9, 15], qu'elles précèdent dans la succession. Enfin, elles sont régulièrement en mosaïque avec les communautés de hautes herbes à calamagrostide faux roseau (*Calamagrostietum pseudophragmitis*), auxquelles elles succèdent dans cette même succession [Fig. IV.3.16](#) et ^[15].

Fig. IV.3.16 Zonation de la végétation à l'étage collinéen sur le Plateau suisse.

Dessin : C. Ros, HEPIA Genève, inspiré de Roulier, 1998



Les fourrés subalpins d'aulne vert et de saule à cinq étamines

Entre 1400 et 1800 m dans la frange inférieure de l'étage subalpin, les rives des torrents alpins non contraints sont spontanément colonisées par des arbrisseaux et arbustes constituant des cordons arbustifs linéaires. Situés au contact direct du cours d'eau, ces cordons sont dominés par l'aulne vert (*Alnus viridis*) [Fig. IV.3.17](#) et le saule à cinq étamines [Fig. IV.3.17](#), parfois associé à l'aulne blanc et au saule noirissant. S'ils sont présents, les arbres sont tortueux, trapus et ne dépassent guère 10 m de hauteur ^[19], mais peuvent constituer un couvert dense (cf. section IV.3.5). Les racines des végétaux herbacés ayant un accès constant à la nappe, ces derniers forment au sol une strate luxuriante en période estivale, en dépit des faibles températures moyennes annuelles. Les espèces hygrophiles comme l'impératoire, le cerfeuil hirsute (*Chaerophyllum hirsutum*) ou le populage des marais (*Caltha palustris*) sont régulières ^[18], révélant leur proximité avec les communautés à impératoire et cirse très épineux (cf. section III.3.2).

Fig. IV.3.17 À gauche: aulnaie verte alluviale subalpine pionnière des bords de cours d'eau (*Alnetum viridis*) en situation de marge proglaciaire (Morteratsch, Grisons). À droite: aulnaie-saulaie à cinq étamines (*Alno-Salicetum pentandrae*) (Gletsch, Valais).
Photos: P. Prunier



Propres aux fonds de vallées centre-alpines peu aménagés, ces ripisylves présentent un optimum dans les marges proglaciaires du Rhône et de la Bernina, mais également le long de la Reuss à l'amont d'Andermatt, et localement dans certaines vallées valaisannes comme le val d'Hérens ^[19].

Les fourrés subalpins à saules faux-daphné et noircissant

Aux étages montagnard supérieur et subalpin, sur les terrasses surélevées par rapport au cours d'eau (de 1,5 à 2,5 m par rapport à la nappe), les saule faux-daphné et noircissant se substituent à l'aulne vert et au saule à cinq étamines.

Les fourrés subalpins de saule faux-daphné (*Salix daphnoides*) se développent sur des sols neutres, à granulométrie élevée, pauvres en nutriments et à faible réserve hydrique superficielle en période estivale ^[18]. Ils se substituent ainsi en altitude aux saulaies drapées sur les substrats les plus drainants. Dominés par le saule faux-daphné, ils comptent parfois le saule appendiculé (*Salix appendiculata*) et le saule noircissant pour former une communauté plus ou moins ouverte de 2 à 4 m de hauteur. La strate herbacée, généralement ouverte, est dominée par des espèces pionnières comme le tussilage, le pétasite paradoxal ou l'épervière à feuilles de statice ^[18], révélant leur contact étroit avec les communautés à épilobe de Fleischer [Fig. IV.3.18](#). Ces fourrés sont localisés dans les vallées intra-alpines des Alpes, notamment dans les hautes vallées du Rhône et de l'Inn ^[9, 15].

Les fourrés de saule noircissant (*Salix myrsinifolia*) se développent aux mêmes altitudes que les saulaies à saule faux-daphné avec lesquelles ils sont parfois en contact, mais sur des sols à texture limoneuse, modérément riche en matière organique et en nutriments, à réserve hydrique estivale [Fig. IV.3.18](#) et ^[18]. Ils se substituent ainsi en altitude aux saulaies à saules à trois étamines sur les substrats sablo-limoneux en position faiblement surélevée par rapport à la nappe. Dominés par le saule noircissant, ils comptent parfois l'aulne vert et le saule faux-daphné, pour former une communauté dense de 2 m de hauteur. La strate herbacée, généralement dense, est dominée par des espèces mésophiles à mésohygrophiles à grandes feuilles telles que le géranium des forêts (*Geranium sylvaticum*) ou l'épilobe à feuilles étroites ^[18], révélant leur contact avec les communautés à épilobe à feuilles étroites. Les peuplements sont généralement en contact étroit avec les aulnaies vertes et les mélézins des versants dans les vallées intra-alpines des Alpes, notamment dans les hautes vallées du Rhône et de l'Inn ^[18].

Fig. IV.3.18 À gauche : fourrés subalpins à saule faux-daphné (Gletsch, Valais).
À droite : fourrés à saule noirissant (Samnaun, Grisons).
Photos : P. Prunier



Les fourrés nains de la zone de combat

Dans la partie supérieure de l'étage subalpin, les contraintes climatiques hivernales ne permettent plus le développement des arbustes. Seuls des sous-arbrisseaux, généralement inférieurs à 1,5 m et intégralement recouverts par un manteau neigeux hivernal protecteur de fortes contraintes mécaniques et thermiques, peuvent se développer. Le long des cours d'eau, mais également sur des moraines ou éboulis humides stabilisés, des saulaies basses ou fourrés nains sont ainsi présents en tête de bassin versant à la limite supérieure de la forêt. Leur sol souvent brut est toujours humide ^[18]. Pauvre en nutriments dans les stades initiaux, il s'enrichit dans les stades les plus évolués.

Le saule fétide est l'espèce la plus fréquente le long des cours d'eau en situation centre-alpine. Il constitue des formations denses sur les secteurs plats ou peu pentus, s'enrichissant parfois en saule bleuâtre (*Salicetum caesio-foetidae*) [Fig. IV.3.19](#). Le sol alluvial, aéré, pauvre en humus, est majoritairement constitué de matériaux fins retenant bien l'eau (limons et sables, s'enrichissant parfois en graviers et galets). Si les stades initiaux se développent au contact de communautés à épilobe de Fleischer, la fraîcheur et l'accumulation de matière organique à la surface du sol est propice dans ce cas au développement d'espèces de mégaphorbiaies comme l'impératoire, l'épilobe à feuilles étroites ou le bleuet vivace (*Centaurea montana*) dans les stades les plus évolués, jouxtant souvent les communautés à impératoire et cirse très épineux. Sur les versants, le saule hasté est davantage présent sur matériaux grossiers et peut parfois même dominer la formation. Si le substratum est silicaté et longuement enneigé, le saule helvétique (*Salix helvetica*) se substitue aux saules fétide et hasté pour structurer la communauté (*Salicetum helveticae*) [Fig. IV.3.19](#).

Fig. IV.3.19 À gauche : fourrés nains à saule fétide (Bernina, Grisons).
À droite : fourrés nains à saule helvétique (Zermatt, Valais).
Photos : P. Prunier



Le sol souvent réduit à un humus brut acide, aéré et humide, est propice à la croissance des éricacées (*Vaccinium* spp.) ou de la calamagrostide velue (*Calamagrostis villosa*) dans les secteurs non soumis à une influence alluviale (moraines, pied d'éboulis). D'un point de vue spatial, cette saulaie entre fréquemment en contact avec la lande à rhododendron ferrugineux, qui la remplace sur les secteurs les moins humides, ou avec les aulnaies vertes, voire les mélézins ou les pessières aux altitudes les plus basses ^[15].

IV.3.5 Les forêts alluviales

Avec l'apparition de l'arbre, la structure et le fonctionnement de l'écosystème alluvial change. L'ombrage est plus important, le piégeage des sédiments accru, la matière organique davantage produite et stockée. Le sol s'exhausse et se structure en horizons. Il est marqué par un phénomène de brunification, notamment dans les forêts de bois durs. Les crues sont toujours présentes en période de hautes eaux, mais leur fréquences et effets sont atténués. Le plus souvent, seuls des matériaux fins de types sables ou limons se déposent. En cas de débit exceptionnel, la crue peut naturellement « balayer » les matériaux fins, voire les arbres et réinitialiser toute succession.

Parmi les essences dominantes à bois tendre, on compte les saules blanc, drapé et faux-daphné, les aulnes blanc et glutineux (*Alnus glutinosa*), les peupliers noir (*Populus nigra*) et blanc (*Populus alba*), et parfois certains conifères. Parmi les essences à bois dur, on rencontre le frêne élevé (*Fraxinus excelsior*), le chêne pédonculé (*Quercus robur*) et le merisier à grappes (*Prunus padus*). Parmi les essences à bois tendre, certaines structures sont majoritairement représentées par des écosystèmes arbustifs. Ainsi est-ce le cas des saules faux-daphné, drapé ou à cinq étamines, dont la rapidité d'implantation et la plasticité écologique permettent un développement en pleine lumière, puis une potentielle grande taille et une persistance de plusieurs dizaines d'années jusqu'à former une forêt.

La présence des arbres induit un changement marqué dans la composition et la phytionomie de la strate herbacée. Les espèces d'ombre et des sols frais, humides et riches en nutriments, dominant, tels le brachypode des forêts (*Brachypodium sylvaticum*), l'égopode (*Aegopodium podagraria*), la ronce bleuâtre (*Rubus caesius*) et le chiendent des chiens (*Elymus caninus*). Bénéficiant de conditions plus stables au sol, les mousses, champignons et invertébrés se développent également.

En raison de la croissance rapide des arbres, la strate arbustive est ordinairement peu dense dans les forêts à bois tendres. En revanche, elle peut être luxuriante dans les chênaies-frênaies, parfois qualifiées de « forêts galerie », riches en noisetiers, viornes aubier et autres clématites.

Sur le plan typologique, la variété des conditions climatiques, pédologiques et hydrologiques est à l'origine de cinq grandes catégories de forêts alluviales en Suisse.

Les forêts de saule blanc

La saulaie blanche (*Salicetum albae*) est une formation de grande taille (jusqu'à 20 m), aisément reconnaissable à l'abondance du feuillage argenté du saule blanc, parfois mêlé à celui des peupliers [Fig. IV.3.20](#). Sa strate arbustive est peu développée et la strate herbacée comporte des graminées hygro- et eutrophiles de grande taille comme

Fig. IV.3.20 À gauche : strate arborée de saulaie blanche (*Salicetum albae*) le long du Ticino (Magadino, Tessin). À droite, strate herbacée le long du Rhône (Vulbens, Haute-Savoie, France).

Photos : P. Prunier



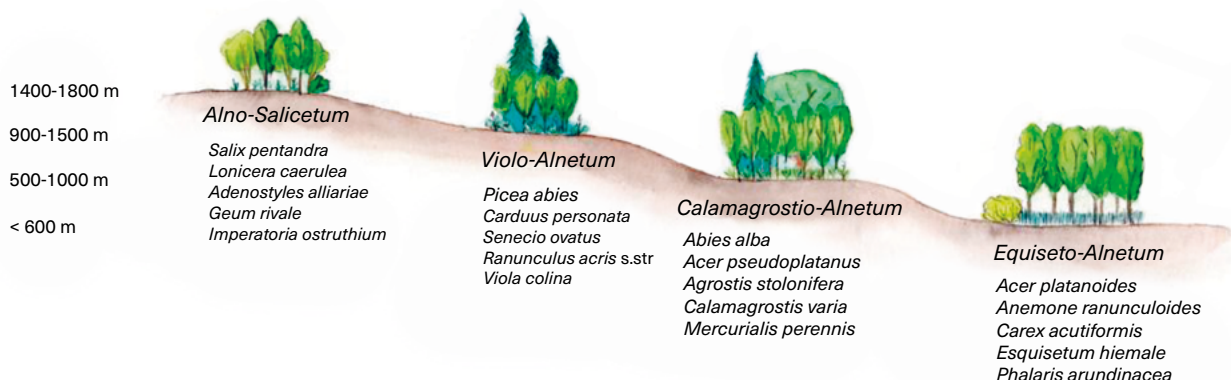
le roseau (*Phragmites australis*) ou l'alpiste (*Phalaris arundinacea*), fréquemment associées à l'iris jaune (*Iris pseudacorus*), au houblon (*Humulus lupulus*) et à l'ortie (*Urtica dioica*) **Fig. IV.3.20** et [2, 8]. Situé entre les niveaux moyens et supérieurs des eaux, son sol peu évolué est constitué d'alluvions fines, limoneuses à argileuses, engorgées une partie de l'année, ce qui le rend temporairement asphyxiant. Il est périodiquement inondé par les crues, qui contribuent à son rajeunissement, à son exhaussement et à sa fertilisation [2, 5]. La saulaie blanche est souvent associée aux pseudoroselières à alpiste et saulaies arbustives à trois étamines sur sa frange aval **Fig. IV.3.16**, aux chênaies-frênaies à l'amont, qui la concurrencent lorsque le sol s'exhausse [4, 5, 9, 15]. Elle est présente principalement le long des grands cours d'eau du Plateau et dans les basses vallées alpines sur le cours inférieur des rivières en dessous de 600 m.

Les forêts d'aulne blanc et saulaies arborées drapé, faux-daphné et à 5 étamines

Fig. IV.3.21 Zonation longitudinale des aulnaies blanches de l'étage subalpin inférieur des Alpes internes helvétiques jusqu'aux contreforts.

Tiré de [15].

Les forêts d'aulne blanc constituent des formations post-pionnières présentant une grande variété de tailles (de 5 à 15 m, voire jusqu'à 22 m [21]), mais également de compositions, depuis les têtes de bassin versant des vallées alpines (1800 m) jusqu'au pied des massifs (400 m) **Fig. IV.3.21**.



De ce fait, l'aulne blanc est régulièrement associé [5, 9, 20] :

- aux saules à cinq étamines et faux-daphné, au chèvrefeuille bleuâtre à l'étage subalpin dans les vallées intra-alpines (*Alno-Salicetum pentandrae*) **Fig. IV.3.22** ;

- à l'épicéa et au séneçon de Fuchs (*Senecio ovatus*) à l'étage montagnard supérieur sur des pentes faibles (*Violo-Alnetum*) [Fig. IV.3.22](#) ;
- à la calamagrostide blanchâtre, au saule drapé et à l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) sur les pentes fortes du versant nord des Alpes (*Calamagrostio-Alnetum*) [Fig. IV.3.22](#) ;
- et enfin à la prêle d'hiver (*Equisetum hiemale*), à l'érable plane (*Acer platanoides*) et au saule blanc dans les situations périalpines (*Equiseto-Alnetum*) [Fig. IV.3.22](#).

Le sol des aulnaies blanches est constitué d'alluvions de taille moyenne à grossières en profondeur (sables grossiers, graviers et parfois galets), souvent recouverts de particules plus fines. Situé au niveau des hautes eaux, il est périodiquement inondé et engorgé, ce qui le rend temporairement asphyxiant. L'aulne blanc tolère néanmoins ces fortes variations d'humidité du sol ^[11]. L'accumulation de particules fines en surface, parfois importante (jusqu'à 1 m) lors de crues exceptionnelles, contribue comme dans toute forêt alluviale à son exhaussement et à sa fertilisation ^[2, 5].

Fig. IV.3.22 En haut à gauche : aulnaie blanche collinéenne à prêle d'hiver (Chancy, canton de Genève).
En haut à droite : aulnaie montagnarde des pentes fortes à calamagrostide (Grindelwald, canton de Berne).
En bas à gauche : aulnaie montagnarde des pentes faibles (Rona, Grisons).
En bas à droite : aulnaie-saulaie subalpine à saule laurier (Realp, Uri).

Photos : P. Prunier



L'aulnaie blanche s'implante généralement postérieurement aux saulaies, qu'elle supplante lorsque la fréquence et l'intensité des crues diminue. Elle est ainsi souvent associée sur sa frange aval aux fourrés d'aulne vert à étage subalpin, aux saulaies arbustives à saules drapé, pourpre, faux-daphné, noircissant et myricaire ^[3], aux étages collinéen et montagnard dans les massifs, voire à la saulaie blanche à la périphérie des massifs ou dans les fonds de vallée. En revanche, sur sa frange amont, elle est en contact avec des pessières et mélézins à l'étage subalpin, des pessières et hêtraies sapinières à l'étage montagnard, et des chênaies-frênaies à l'étage collinéen.

L'aulnaie blanche est une forêt répandue à différentes altitudes au sein de la chaîne alpine. Elle a néanmoins assez fortement régressé depuis un siècle en raison de l'aménagement des cours d'eau, notamment à l'étage collinéen.

Les cordons boisés d'aulne glutineux

Au bord de petits cours d'eau, l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*), souvent associé au frêne, ne constitue pas véritablement de forêts à large extension latérale, mais davantage des cordons boisés [Fig. IV.3.23](#). La strate arbustive de ces formations est quasiment absente. Les laïches de grandes tailles (*Carex acutiformis* et *C. pendula*), les ronces (*Rubus* spp.) ou l'osmonde (*Osmunda regalis*) [Fig. IV.3.23](#) bénéficient d'un sol argileux (*Carici acutiformis-Alnetum*) à organique (*Carici pallescentis-Alnetum*) à humidité constante toute l'année. C'est notamment le cas à proximité des sources, dans des cuvettes engorgées, des déversoirs d'étangs ou de lacs. Les aulnaies glutineuses sont souvent au contact de chênaies-frênaies qui se développent sur leur frange amont.

En Suisse, ces formations sont présentes de manière localisée, notamment sur les piémonts chauds et ensoleillés du versant sud des Alpes en dessous de 800 m ^[19]. La situation est analogue dans les pays voisins (France, Autriche), où l'on observe ce même type de formation en contexte péréalpin ^[2].

Fig. IV.3.23 À gauche : aulnaie noire à osmonde (Verscio, Tessin).
À droite : aulnaie noire à laïche des marais (Chancy, canton de Genève).

Photos : P. Prunier



Les peupleraies

La forêt alluviale de peupliers noirs (*Coronillo-Populetum*) est une formation arbustive à arborée dépassant potentiellement 20 m. Sa strate arbustive est dominée par des espèces tolérant la sécheresse comme la coronille (*Hippocrepis emerus*), l'épine-vinette (*Berberis vulgaris*) ou le cornouiller sanguin (*Cornus sanguinea*) [Fig. IV.3.24](#). La strate herbacée comporte des espèces pionnières à post-pionnières telles que *Rubus caesius* ou *Calamagrostis epigeios*.

En raison de leurs exigences thermiques, les ripisylves de peuplier noir se développent dans les régions chaudes le long du cours inférieur des rivières alpines sur des berges et alluvions grossières, sablonneuses à caillouteuses, parfois au sein des gravières. Si le développement de ce type de formation est conditionné par la présence d'une nappe en profondeur, la partie supérieure du sol est desséchée en période estivale, ce qui explique la présence d'espèces arbustives et herbacées de groupements thermo- et xérophiles ^[2].

Cette peupleraie est souvent au contact de la saulaie blanche et de l'aulnaie blanche collinéenne sur sa frange amont. En Suisse, cette ripisylve est présente essentiellement sur le versant sud des Alpes, le long de la Maggia, ponctuellement ailleurs [Fig. IV.3.24](#), mais en Europe, les communautés de peupliers noirs sont répandues dans toutes les Alpes du Sud, où elles atteignent parfois 1000 m ^[2].

Fig. IV.3.24 Peupleraie à coronille (Russin, canton de Genève).

Photo: P. Prunier



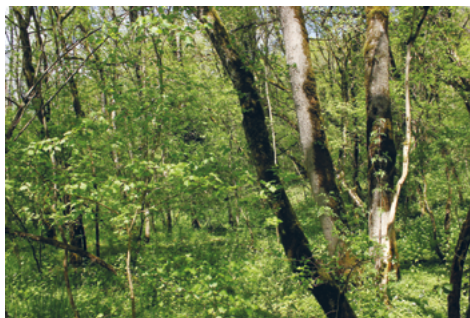
Les chênaies-frênaies

Les chênaies-frênaies (*Carici-Fraxinetum*, *Ulmo-Fraxinetum*, *Pruno-Fraxinetum*) sont dominées en strate arborée par le frêne et/ou le chêne pédonculé. L'orme champêtre (*Ulmus minor*) est parfois présent ponctuellement. La strate arbustive est souvent dense, dominée par le noisetier (*Corylus avellana*) [Fig. IV.3.25](#), accompagné du merisier à grappes ou de la viorne obier (*Viburnum opulus*).

Fig. IV.3.25 À gauche: chênaie-frênaie à laiche à épis pendants (Sézegnin, canton de Genève).

À droite: chênaie-frênaie à orme (Russin, canton de Genève).

Photos: P. Prunier



La strate herbacée est souvent luxuriante. Elle est caractérisée et dominée par des espèces mésohygrophiles et eutrophiles comme la muscatelle (*Adoxa moschatellina*), l'herbe aux goutteux, l'ail des ours (*Allium ursinum*) et le brachypode des forêts. Les espèces de mégaphorbiaies comme l'angélique sauvage (*Angelica sylvestris*) ou la reine-des-prés (*Filipendula ulmaria*) sont éparées ^[2, 8].

Le sol fertile est de type brun. Il comporte une fraction limono-sableuse à partie supérieure humifère et il est alimenté en eau par la nappe de la rivière. Situé au niveau des eaux exceptionnelles, il est souvent engorgé au printemps et occasionnellement inondé ^[5]. Ces chênaies-frênaies succèdent et sont souvent au contact de la saulaie blanche et de l'aulnaie blanche à prêle d'hiver [Fig. IV.3.22](#) sur leur frange amont.

La physionomie des chênaies-frênaies a souvent été historiquement modifiée par l'exploitation sylvicole qui a privilégié le chêne au détriment des autres essences, puis par le développement de champignons parasites. Dans un premier temps, les champignons du genre *Ophiostoma*, ont conduit au début du XX^e siècle à la graphiose de l'orme, se traduisant par un dépérissement de l'écorce des branches et un dessèchement des feuilles de l'orme champêtre, puis plus récemment, en 2008, un autre champignon du genre *Chalara* a provoqué la chalarose du frêne, caractérisée par une nécrose des feuilles et des branches, puis du tronc [8].

Les chênaies-frênaies sont principalement présentes le long des grands cours d'eau du Plateau et le long du cours inférieur des rivières alpines en dessous de 700 m.

Bibliographie du sous-chapitre IV.3

- [1] Prunier, P., Greulich, F., Béguin, C., Boissezon, A., Delarze, R., Hegg, O., Klötzli, F., Pantke, R., Steffen, J., Vittoz, P., 2019, Phytosuisse : un référentiel pour les associations végétales de Suisse, V4, Info Flora, Centre national de données et d'informations sur la flore de Suisse.
- [2] Egger, G., Drescher, A., Prunier, P., Grässer, L., Juszczak, I., Kudrnovsky, H., Blasel, L., Schönle, R., Roulier, C., Müller, N., 2019, « Riparian and floodplain vegetation - Surviving in an ever-changing environment », in *River of the Alps*, p. 182-201, Berne, Haupt.
- [3] Müller, N., 1995, « Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildflusslandschaften unter dem Einfluss des Menschen », *Ber. ANL*, 19^e édition.
- [4] Prunier, P., Köhler, C., Lambelet, C., Frossard, P.-A., 2010, « Espèces caractéristiques et positionnement syntaxonomique des communautés à petite massette (*Typha minima*): une contribution au choix des sites de réintroduction d'une espèce alluviale menacée », *Botanica Helvetica*, 120, p. 95-103, <https://doi.org/10.1007/s00055-010-0078-9>.
- [5] Moor, M., 1958, « Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen », *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchsw.*, 34, p. 221-360 (+ annexes).
- [6] Prunier, P., Boissezon, A., Figeat, L., Mombrial, F., Steffen, J., 2018, « Référentiel syntaxonomique genevois, Inventaire et descriptif succinct des associations végétales présentes dans le canton de Genève », *Saussurea*, 47, p. 131-238.
- [7] Moor, M., 1958, « Mitteilungen, Pflanzengesellschaften schweizerischer Flusskauen », *Schweizerische Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 34, p. 221-360 + Tab.
- [8] Pasche, S., Bourguignon, Y., Martin, P., Mombrial, P., Prunier, P., 2016, Les milieux naturels genevois : fiches descriptives.
- [9] Roulier, C., 1998, Typologie et dynamique de la végétation des zones alluviales de Suisse, volume II : annexes, *Geobotanica Helvetica*, 72.
- [10] Foussadier, R., 1998, *Initiation des successions végétales dans les lits endigués des cours d'eau alpins, influence des paramètres abiotiques sur la régénération des Salicacées*, thèse de doctorat, Grenoble, université Joseph Fourier.
- [11] Francis, R. A., Gurnell, A. M., Petts, G. E., Edwards, P. J., 2005, « Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress », *Forest Ecology and Management*, 210, p. 291-301, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.045>.
- [12] Greulich, F., 2008, *Contribution à l'étude de la dynamique de régénération des saulaies des bancs d'alluvions du Haut-Rhône français*, diplôme, Jussy, École d'ingénieurs de Lullier.
- [13] Lavaine, C., 2013, *Évaluation des capacités biotechniques de boutures de Salicaceae et Tamaricaceae sur un gradient de sécheresse*, thèse de doctorat, École normale supérieure de Lyon.
- [14] Sitzia, T., Kudrnovsky, H., Müller, N., Michielon, B., 2021, « Biological flora of Central Europe: *Myricaria germanica* (L.) Desv. », *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 52, 125629, <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2021.125629>.
- [15] Prunier, P., Bonin, L., Frossard, P.-A., 2013, « Guide des espèces », in *Génie végétal en rivière de montagne – Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrages bois*.
- [16] Volk, O. H., 1939, « Soziologische und ökologische Untersuchungen an der Auenvegetation im Churer Rheintal und Domleschg. », *Iber. Naturf. Ges. Graubünden*, 76, p. 29-79.
- [17] Dupont, R. A., Prunier, P., 2024, « Évolution des communautés de saules en zone alluviale active des Préalpes fribourgeoises (1958-2020) », *Saussurea*, 52, p. 173-191.
- [18] Huber, L., 2017, *Characterization of alpine willow shrublands and ecological engineering perspectives*, master, HES-SO HEPIA.
- [19] Steiger, P., 2010, *Wälder der Schweiz: von Lindengrün zu Lärchengold: Vielfalt der Waldbilder und Waldgesellschaften in der Schweiz*, Berne, Ott Verlag.
- [20] Zoller, H., 1974, « Flora und Vegetation der Innalluvionen zwischen Scuol und Martina (Unterengadin) », *Ergebn. Wiss. Unters. Schweiz. Nationalpark*, 12, p. 1-209.

Régine Bernard,
avec la collaboration de François Straub et Marc Bernard

Biotope

Milieu de vie offrant des conditions d'habitat favorables à un type d'organismes.

Biocénose

Ensemble d'organismes vivant dans un biotope.

La qualité physico-chimique des eaux est un paramètre fondamental de la qualité de l'écosystème aquatique. Elle constitue la majeure partie des facteurs limitants des *biotopes*. De ce fait, elle influence notablement la qualité biologique du milieu aquatique et donc sa *biocénose*.

Des méthodes standardisées sont utilisées pour le suivi des cours d'eau, notamment pour vérifier la conformité de la qualité des eaux avec la législation, en particulier avec la Loi sur la protection des eaux LEaux du 24 janvier 1991 et l'Ordonnance sur la protection des eaux OEaux du 28 octobre 1998.

En Suisse, le système modulaire gradué (SMG) ^[1] regroupe l'ensemble des méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau (nutriments, micropolluants, écotoxicologie, température, hydrologie, écomorphologie, macroinvertébrés, poissons, macrophytes, etc.). La qualité physico-chimique des eaux en tant qu'élément clé est évaluée au travers de différents paramètres, mais peut également être complétée par les méthodes biologiques.

IV.4.1 Physico-chimie des eaux

Introduction

L'étude de la physico-chimie de l'eau a pour principal but de détecter les éventuelles pollutions qui affectent les milieux aquatiques. Ces altérations peuvent se présenter sous différentes formes : chimiques, bactériologiques, thermiques, etc.

Tant que les connaissances et les moyens d'investigation étaient limités, on s'est essentiellement intéressé à la pollution organique, en particulier à l'*eutrophisation* des eaux dont les conséquences sont rapidement visibles (prolifération d'algues vertes et de plantes aquatiques, asphyxie des animaux due à la décomposition des végétaux qui consomme de l'oxygène).

Certaines mesures peuvent être effectuées directement sur le terrain, à l'aide de sondes portables qui permettent de renseigner la température de l'eau, le pH, la conductivité, ainsi que la concentration en oxygène dissous. Les autres paramètres sont analysés en laboratoire sur un échantillon d'eau (généralement 1 L), conservé au froid (en glacière) une fois prélevé. Les analyses chimiques effectuées en routine évaluent les concentrations en matières organiques (COT, COD), en formes azotées (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), en phosphore (PO_4^{3-} , P_{tot}), et en matières en suspension (MES).

Eutrophisation

Phénomène d'enrichissement des milieux aquatiques par des éléments nutritifs.

Les descriptions des différents paramètres qui suivent sont principalement tirées de [2]. Pour plusieurs paramètres, Paul Liechti [2] propose une appréciation de la qualité des eaux au travers de cinq classes d'état (très bon / bon / moyen / médiocre / mauvais). La température est présentée dans la section IV.4.2. Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse ne sont pas abordées ici (pour les connaître, voir les ouvrages spécialisés qui traitent de ces aspects).

pH

Le pH indique l'acidité ou la basicité de l'eau, sur une échelle logarithmique allant de 0 à 14. 7 est un pH neutre; s'il est inférieur à 7, on est en milieu acide, et s'il est supérieur à 7, on est en un milieu basique (ou alcalin). Outre les conditions géochimiques du *bassin versant*, la température et certains processus biologiques tels que la photosynthèse ou la décomposition de la matière organique influencent le pH. La photosynthèse accroît le pH, alors qu'une augmentation de la température le fait baisser.

Bassin versant

Surface du territoire où tombent toutes les eaux de pluie qui ruissellent jusqu'à un lac ou un cours d'eau.

Conductivité électrique

La conductivité électrique dépend de la minéralisation des eaux. En tête de réseau hydrographique, elle résulte de la nature géologique du bassin versant et de la nature géochimique des roches et donc des apports d'eau (ruissellement des eaux de pluie, fonte des neiges et des glaciers). En règle générale, elle augmente d'amont en aval. Elle s'exprime en microsiemens/cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et varie fortement (de quelques dizaines de $\mu\text{S}/\text{cm}$ à plusieurs milliers). Comme le pH, elle dépend également de la température et des processus biologiques.

Oxygène dissous

La concentration de l'oxygène (O_2) dans l'eau dépend de sa solubilité qui est fonction de la température, de l'altitude, des échanges gazeux avec l'eau, ainsi que de la photosynthèse, de la respiration et de la minéralisation de substances organiques. La solubilité de l'oxygène diminue lorsque la température augmente. Cette teneur est exprimée en mg/L (dans une gamme allant de 0 à 14), ou en % de saturation (un résultat supérieur à 100 % traduisant une sursaturation).

Matières organiques

On mesure les concentrations en matières organiques à l'aide du carbone organique dissous (COD ou DOC) et du carbone organique total (COT ou TOC) qui donnent une indication de la charge organique totale (protides, lipides, glucides, substances humiques, substances organiques carbonatées élaborées ou utilisées par l'industrie chimique, pharmaceutique, pétrolière, etc.). Les résultats sont exprimés en mg/L.

Formes azotées

Nitrification

Transformation en présence d'oxygène et de bactéries des NH_4^+ , en NO_2^- puis en NO_3^- .

L'azote est un nutriment indispensable pour les organismes aquatiques, en particulier pour les végétaux qui l'absorbent sous forme de nitrates. Dans l'eau, l'azote se trouve sous trois formes : les ions ammonium (NH_4^+), le nitrite (NO_2^-) et le nitrate (NO_3^-) qui sont exprimés en mg N/L (milligrammes d'azote par litre ; attention à toujours bien contrôler les unités, les concentrations pouvant être indiquées en mg d'ions par litre). Leurs concentrations dépendent de l'enrichissement des eaux et du stade de *nitrification*.

L'ammonium provient principalement des engrais, des déjections animales (y c. humaines) et de la décomposition de matières organiques. Toxique pour les poissons, il n'est pas très stable et s'oxyde en nitrite (lui-même très instable, encore plus toxique pour la vie aquatique), puis en nitrate (forme finale stable).

L'ammonium est en équilibre avec l'ammoniac (NH_3) qui est la forme la plus nocive des formes azotées. Leur proportion respective dépend du pH et de la température. Plus ces deux paramètres s'élèvent, plus le pourcentage d'ammoniac augmente. Ainsi, en été, avec une température des eaux et un pH qui s'accroissent sous l'effet de la chaleur et de l'ensoleillement (photosynthèse), la toxicité des eaux s'aggrave, et ce d'autant plus dans un milieu à écoulement lent, voire stagnant. Pour cette raison, les exigences de l'OEaux prennent en compte la température des eaux pour déterminer les classes de qualité des cours d'eau (OEaux, annexe 2.12).

Phosphore

Le phosphore se rencontre sous forme d'orthophosphates (PO_4^{3-}), qui constituent le phosphore exclusivement d'origine anthropique (lessives, engrais), et le phosphore total (P_{tot}) qui inclut le phosphore particulaire d'origine naturelle (principalement lié à l'érosion). Les orthophosphates sont directement assimilables par les plantes, alors que le phosphore particulaire ne l'est pas. Les concentrations s'expriment en mg P/L (milligrammes de phosphore par litre ; comme pour les formes azotées, attention à toujours bien contrôler les unités).

Le phosphore est l'élément essentiel de la production algale dans les eaux douces. Il est considéré comme le facteur limitant de la croissance végétale (algues, phytoplancton...). L'azote et la matière organique, même s'ils jouent un rôle important, sont des éléments mineurs.

Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) proviennent de l'érosion des sols. Leur dépôt dans les cours d'eau peut produire un colmatage des fonds ou un envasement qui détruit parfois certains habitats (frayères en particulier) et nuit au développement de certaines espèces aquatiques (plantes et animaux). Exprimées en mg/L, les MES sont parfois très élevées lors des crues, orages, ou de la fonte glaciaire, et peuvent atteindre des concentrations dépassant le gramme par litre.

Métaux lourds et micropolluants

Ces éléments ne sont en général pas biodégradables, ou ont une dégradation très lente. Ils s'accumulent dans le milieu aquatique en se fixant plus particulièrement sur la matière organique des sédiments et se concentrent dans la chaîne alimentaire.

Les métaux lourds (plomb, chrome, mercure, etc.), même s'ils existent à l'état naturel, sont principalement d'origine industrielle. Ils sont toxiques pour les biocénoses. Les micropolluants (produits phytosanitaires, hydrocarbures, tensioactifs, PFAS, médicaments, etc.) sont à l'état de traces, c'est-à-dire à de très faibles concentrations. Ils entraînent des effets toxiques. Ces dernières années, de gros efforts sont menés pour monitorer ces polluants, évaluer leur toxicité (non seulement sur les milieux, mais aussi sur la santé humaine) et limiter leur dispersion.

Le centre Ecotox (institut suisse de recherche) propose des critères de qualité ^[3] des eaux de surface pour plus d'une centaine de substances de synthèse pouvant être présentes dans les eaux. L'analyse du risque chimique en milieu aquatique est basée sur la comparaison des concentrations de certaines substances mesurées sur le terrain avec les critères de qualité correspondantes. Si la concentration mesurée est supérieure au critère de qualité, le milieu peut présenter un risque chimique pour les organismes qui y vivent.

IV.4.2 Température

La température des eaux joue un rôle fondamental dans la dynamique des écosystèmes aquatiques. Le maintien d'un régime thermique aussi naturel que possible constitue donc un objectif majeur de la protection des eaux. Le SMG lui consacre une étude spécifique ^[4] pour déboucher sur un module distinct.

Rappelons en préambule que la densité de l'eau varie en fonction de la température. Elle est maximale à 4 °C. Une eau plus froide sera plus légère, de même qu'une eau plus chaude.

Thermocline
Zone de transition thermique rapide entre les eaux superficielles plus chaudes et les eaux plus froides en profondeur.

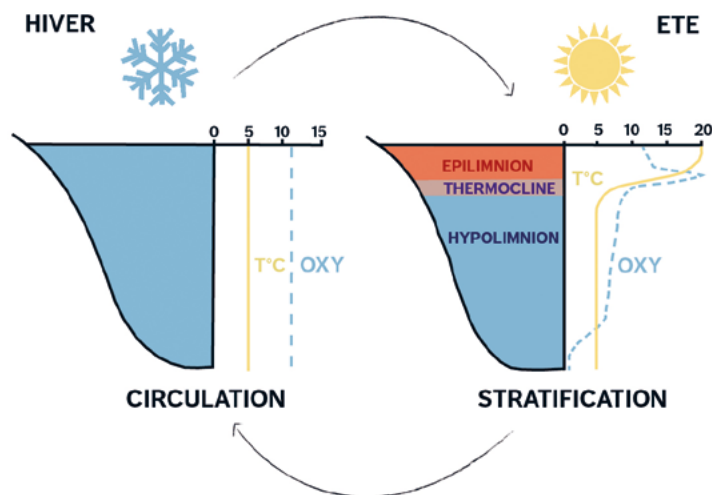
La température des eaux dépend fortement des conditions extérieures, d'autant plus si un milieu est lentique, voire stagnant. Ce phénomène est bien connu dans les lacs qui montrent une stratification thermique. En été, les couches supérieures sont nettement chaudes. On peut observer une *thermocline* sur la figure IV.4.1. En automne, les couches supérieures en se refroidissant deviennent plus denses que les couches inférieures et s'enfoncent. Il y a alors mélange des eaux et égalisation des températures. En hiver, la stratification s'inverse (couche plus froide en surface).

Typologie
Classification des cours d'eau en fonction de leur taille, type d'écoulement, pente, température des eaux, etc.

La température des eaux est prise en compte pour déterminer la *typologie* du cours d'eau. Outre la température atmosphérique et l'ombrage, le type d'alimentation influence la thermie des eaux (source, précipitations, fonte nivale ou glaciaire, nappe phréatique, etc.). Une variation trop brusque de la température des eaux ou des amplitudes trop élevées altèrent les fonctions biologiques. L'OEaux (art. 44, annexe 2.12) spécifie que « *le réchauffement des eaux réceptrices ne doit pas dépasser de plus de 3 °C la température la plus proche possible de l'état naturel; si le tronçon appartient à la zone à truites, ce réchauffement ne doit pas être supérieur à 1,5 °C; de plus, un déversement ne doit pas faire monter la température du cours d'eau au-dessus de 25 °C; ces exigences sont applicables après un mélange homogène* ».

Fig. IV.4.1 Stratification thermique d'un lac et circulation saisonnière.

Schéma: A. Sordet, inspiré de [5]



Les effets d'une augmentation de la température agissent sur la concentration en oxygène dissous, ce qui peut notamment nuire aux espèces piscicoles sensibles telle la truite de rivière, et accroître l'effet toxique de certaines substances. On peut aussi observer un effet négatif sur le métabolisme des organismes, poissons en particulier, notamment sur leur système immunitaire (reproduction, maladie, croissance) et comportemental.

Avec le changement climatique (hausse des températures, périodes de canicule), la température moyenne et extrême des eaux superficielles connaît des hausses, tant pour les cours d'eau que pour les plans d'eau, durant ces dernières décennies. Au niveau fédéral comme cantonal, des données en continu sont récoltées dans plusieurs rivières et lacs pour assurer une surveillance à long terme de la température de l'eau. Depuis 1980, les eaux en surface se sont réchauffées d'environ 0,4 °C par décennie dans la plupart des lacs. Le réchauffement des eaux profondes est plus variable [6]. Si la température continue d'augmenter dans les fleuves, rivières et ruisseaux de Suisse, les températures des cours d'eau pourraient, en été, afficher trois à neuf degrés supplémentaires d'ici la fin du siècle [7]. Les différentes formes de vie aquatique ne réagissent pas toutes de la même manière aux changements climatiques. Tandis que certains organismes bénéficient des nouvelles conditions environnementales, d'autres ont du mal à s'adapter. La diversité biologique des communautés autochtones risque de diminuer.

Sous l'impulsion de la Confédération, les cantons de Suisse se dotent de plans climat, dans lesquels des mesures à mettre en œuvre rapidement sont définies.

IV.4.3 Impacts d'origines anthropique et agricole

La qualité des eaux peut être altérée par des émissions diffuses ou ponctuelles de substances chimiques polluantes issues des activités humaines (industrie, agriculture, voies de communication, stations d'épuration (STEP), loisirs, etc.). Pour pallier ces effets

négatifs sur les eaux, la Confédération a fixé des exigences légales en matière de qualité des eaux superficielles et de limitation des impacts des activités humaines. Les mesures de protection mises en œuvre sont le traitement des eaux artisanales et industrielles, des eaux usées domestiques, la collecte et le traitement des eaux pluviales des voies de communication, la délimitation de zones de protection des eaux souterraines, etc.

Au préalable, il est souvent nécessaire d'évaluer le débit d'un cours d'eau afin de pouvoir corrélérer les résultats physico-chimiques avec l'hydrologie et interpréter son influence (apports latéraux provenant des affluents ou des sources, eaux de ruissellement, pluie, fonte des neiges ou glaciaire, nappes phréatiques, etc.). Les modifications du régime hydrologique (captages, dérivations, rejets d'eau turbinée, provenant en particulier des barrages d'altitude, aménagements qui stockent les eaux de fonte glaciaire et qui les transfèrent dans les cours d'eau en hiver pour les besoins de la production hydroélectrique) modifient notablement la physico-chimie des eaux. Une réduction du débit provoquée par un captage risque d'aggraver l'étiage (et donc la quantité d'eau) et augmenter par exemple l'impact d'un effluent par diminution du pouvoir de dilution. Tout rejet dans un cours d'eau doit être évalué au regard du Q_{347} naturel (débit atteint ou dépassé pendant 347 jours par année, dont la moyenne est calculée sur une période de dix ans) ou du débit résiduel (débit restant dans un cours d'eau influencé par un captage).

L'interprétation des résultats doit donc se faire au regard de l'ensemble du bassin versant (nature géologique et couverture du sol), des différents facteurs pouvant influencer une station, des anthropisations morphologiques et des atteintes à la qualité des eaux (rejets polluants, effluents de STEP, mauvais raccordements des eaux usées, etc.). Rappelons que bien qu'épurées, les eaux traitées rejetées par les STEP dans le milieu récepteur sont considérées comme polluées (OEaux, annexe 3.1). Pour tout rejet jugé admissible, on compte aussi sur l'*autoépuration*, qui s'effectue dans le milieu naturel et qui repose sur les processus biologiques, chimiques ou physiques permettant à un écosystème de transformer lui-même les substances le plus souvent organiques qu'il produit ou qui lui sont apportées de l'extérieur [Fig. IV.4.2](#) et [8].

La pollution domestique est l'une des premières sources d'altération de la qualité des eaux vis-à-vis de laquelle de gros efforts et moyens ont été mis en place. L'épuration des eaux date des années 1960. Si, en 1965, le pourcentage de raccordement à une STEP était de 14 %, il a atteint le chiffre de 97 % en 2005 ^[9]. Les STEP

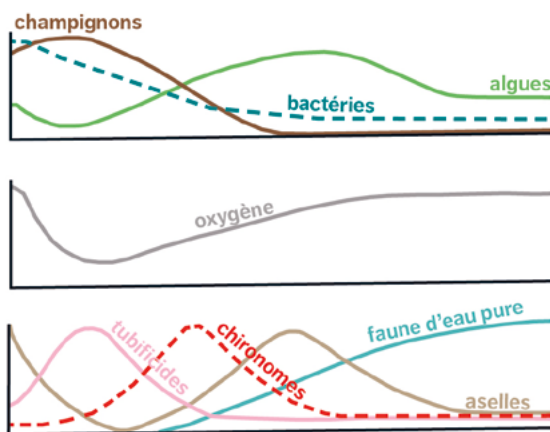
Étiage

Débit le plus bas d'un cours d'eau calculé statistiquement sur plusieurs années.

Autoépuration

Processus biologique naturel par lequel l'eau se nettoie elle-même si la quantité de matières polluantes rejetée n'est pas trop importante.

Fig. IV.4.2 Évolution des peuplements à l'aval d'une source de pollution organique.
Schéma : A. Sordet, inspiré de [8]



n'épurent toutefois pas à 100 % et rejettent donc une certaine charge polluante.. Par exemple, la proportion d'ammonium renseigne sur le fonctionnement de l'ouvrage et le degré de nitrification des eaux. Toutes les STEP ne nitrifient pas ou pas suffisamment les eaux et peuvent rejeter de l'ammonium dans le milieu récepteur, en particulier lorsque la température trop basse des eaux inhibe l'activité des bactéries nitrifiantes.

Les concentrations d'ammonium dans les eaux peuvent également indiquer la présence d'eaux usées (mauvais raccordement, déversement du réseau d'assainissement via les bassins d'eaux pluviales [BEP] et les déversoirs d'orage [DO]). L'ammonium peut aussi résulter des activités agricoles (érosion et lessivage des terres), des piscicultures, des industries, voire des purges et vidanges des retenues hydroélectriques (ammonium présent dans les sédiments peu oxygénés).

Les STEP (et le réseau d'assainissement via certains ouvrages cités précédemment) apportent dans le milieu récepteur une partie importante du phosphore assimilable (orthophosphates). Le taux de déphosphatation devrait être le plus élevé possible, surtout dans le bassin versant d'un lac. Globalement, les efforts consentis pour améliorer la déphosphatation a fait reculer la proportion venant des STEP, alors que celle issue de l'agriculture reste relativement équivalente, et devient donc proportionnellement plus élevée.

Les matières en suspension (MES) proviennent de l'érosion des sols. Leur origine dépend de l'occupation du sol (sol nu ou présence d'une couverture végétale), du type d'agriculture et des rejets (lavage des graviers, par exemple). L'origine des MES est cependant surtout liée à l'agriculture et dépend du type de couverture en place sur les terrains. Dans une moindre mesure, les STEP peuvent contribuer à l'élévation des MES.

Les micropolluants présents dans les eaux usées industrielles et domestiques sont peu ou pas dégradés sur les installations d'épuration classiques et leurs rejets entraînent des effets toxiques. Leur décomposition dans le milieu naturel est également très lente avec une tendance à l'accumulation (bioaccumulation) pour les polluants éternels comme les PCB (polychlorobiphényles) et PFAS (per- et polyfluoroalkylés). Ceux issus de l'agriculture (herbicides, fongicides et insecticides) sont globalement en diminution mais toujours bien présents à des concentrations dépassant souvent les 0,1 µg/L (norme fixée dans OEaux) dans les petits cours d'eau proches des zones cultivées.

La thermie des eaux est modifiée par de nombreux facteurs anthropiques (apport/prélèvement de chaleur, déversement, réduction du débit, aménagement de retenue, etc.).

IV.4.4 Indicateurs biologiques (indices diatomiques)

Cette section est tirée de la publication ^[11] du Dr F. Straub.

Un certain nombre d'organismes vivants réagissent rapidement aux changements des conditions du milieu et sont utilisés pour la bioindication, en combinaison avec des analyses physico-chimiques. Le système modulaire gradué suisse regroupe un ensemble de méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, dont plusieurs s'appuient sur des indicateurs biologiques (macroinvertébrés décrits dans la section V.2.6, *diatomées* ^[10], poissons, macrophytes).

Diatomées
Eucaryotes unicellulaires
enveloppés par un squelette
externe siliceux nommé frustule.

Effectivement, pour la qualité des eaux, outre les analyses physico-chimiques qui renseignent sur les concentrations mesurées dans le milieu aquatique, les indices diatomiques, basés sur les diatomées, permettent d'apprécier la qualité des eaux, en l'occurrence la qualité des eaux courantes de rivières avec les méthodes présentées ci-après. Seule la communauté de diatomées épilithiques (qui vit sur les galets en plein courant) est étudiée, car cette communauté est uniquement dépendante des apports de l'eau.

Échantillonnage, préparation et détermination

Dans chaque station, au minimum trois pierres, situées dans le courant et immergées à environ 10-15 cm de profondeur, sont choisies. À l'endroit du prélèvement des pierres, la vitesse du courant est estimée, ce qui permet ensuite d'exprimer les caractéristiques des peuplements de diatomées et de calculer les différents indices de diagnostic de qualité. Sur chacune des pierres, le périphyton (vierge d'algues filamenteuses) est gratté à l'aide d'un appareil de Douglas ^[12] sur une surface déterminée par son ouverture. La suspension brute récoltée est mise dans un pilulier et additionnée de formol à 30 %, à raison d'une concentration finale de 3 % (voir les détails dans la méthode de l'indice diatomique suisse du SMG, DI-CH ^[10]).

Pour détruire la matière organique et nettoyer les frustules des diatomées, de l'acide chlorhydrique (HCl) et de l'eau oxygénée (H₂O₂) sont ajoutés dans le pilulier de la station ^[11]. Après oxydation, les suspensions sont filtrées sur une membrane en téflon, nettoyées et reprises avec des volumes connus d'eau déminéralisée pour estimer quantitativement la densité des diatomées présentes dans le périphyton (densité exprimée en nombre de cellules de diatomées par cm²). La suspension propre est ensuite montée entre lame et lamelle dans du Naphrax. L'observation des échantillons se fait au microscope en contraste de phase (grossissement 10×100).

Pour chaque station, un échantillon statistique d'au moins 500 valves entières est dénombré. Les différentes diatomées sont identifiées jusqu'à l'espèce, voire la variété, en suivant la taxonomie de base de ^[13] et ^[25]. Bien que de nombreuses révisions taxonomiques ont été publiées depuis ^[13], c'est sur cette base que le catalogue floristique du manuel du DI-CH ^[10] a été conçu. Les *formes tératologiques* de diatomées sont aussi relevées à l'espèce.

Les espèces sont classées en fonction de leur valeur écologique (espèces caractéristiques d'eaux propres [Fig. IV.4.3](#) ou au contraire d'eau polluées [Fig. IV.4.4](#)).

Formes tératologiques
Malformations des valves,
appelées aussi formes
monstrueuses.

Évaluation de la densité et de la biomasse

Des variations de densité peuvent être liées à des fluctuations de concentrations d'engrais, de substances toxiques dans les eaux et de température.

En rivière, la densité dépend aussi de l'énergie mécanique du courant (raison pour laquelle la vitesse de l'eau est estimée sur le lieu de prélèvement), ce qui permet de pondérer les interprétations de qualité d'eau (en cours d'eau lent, pour une même valeur nutritive de l'eau, la densité est en général plus élevée). En cas de fortes turbidités, le pouvoir d'érosion de l'eau est supérieur, si bien que la densité des diatomées (et du périphyton en général) est moindre.

Fig. IV.4.3 Diatomées d'eaux propres.

À gauche, *Encyonema langebertalotii* Krammer (taille : environ 30 microns).

À droite, *Denticula tenuis* Kützing (taille : environ 13 microns).

Photos: Dr F. Straub



Fig. IV.4.4 Diatomées d'eaux polluées.

À gauche, *Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith taille environ 35 microns.

À droite, *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing taille environ 17 microns.

Photos: Dr F. Straub



En multipliant la biomasse de chaque espèce par son abondance relative et en faisant la somme pour toutes les espèces, puis en multipliant cette somme par la densité des peuplements D , on obtient une estimation de la biomasse totale de la communauté B_{tot} :

$$B \cdot D = B_{\text{tot}}$$

où $B = \sum_{i=1}^n$ (biomasse de l'espèce $i \times$ abondance relative de l'espèce i)

Diversité floristique

Le nombre d'espèces de diatomées relevées au dénombrement représente la richesse floristique observée du peuplement. Cette diversité est faible dans les eaux très propres de haute montagne, à très faible dans les eaux fortement polluées des émissaires d'eaux usées. Les peuplements de diatomées sont les plus diversifiés dans les eaux légèrement enrichies de plaine. Cette diversité peut être comparée aux données floristiques existantes pour le territoire suisse, car le standard fixe un effort constant de recherche

Diversité structurale

Le degré de spécialisation du peuplement (dominance d'une espèce ou présence de plusieurs espèces) est exprimé par l'indice de diversité de Shannon ^[14]. Des peuplements de faible diversité structurale existent dans les milieux extrêmes, dans lesquels un facteur écologique limite l'implantation des espèces (par ex. acidité, carence, froid, toxicité, agitation). On observe une forte diversité structurale dans les peuplements des eaux plutôt calmes, carbonatées, chaudes et légèrement engraisées de plaine.

Formes tératologiques

Les formes tératologiques peuvent avoir des causes naturelles (forte irradiation UV par ex. en arctique ou en montagne selon ^[15], chocs thermiques, carence en silice, densité cellulaire élevée, etc.), mais aussi anthropiques (eaux usées, concentrations élevées en sulfures, ammoniacque et nitrites, métaux lourds, micropolluants, salinité élevée, radioactivité, résidus de combustion des hydrocarbures, etc.).

Le taux de formes tératologiques est exprimé en % de l'ensemble des diatomées non fragmentées. Lorsque les causes de ces malformations sont d'ordre environnemental, seuls certains individus en portent la trace. 5 sortes de malformations ont été définies par les diatomistes suisses ^[11], basées sur des critères relativement bien visibles en microscopie optique.

DI-CH - Indice diatomique suisse

Le DI-CH poursuit deux buts principaux :

- mettre à la disposition des cantons une méthode basée sur l'ensemble des diatomées prélevées en Suisse et sur leur valeur écologique ;
- fournir aux cantons un outil pour vérifier si les objectifs écologiques fixés pour les eaux superficielles définis à l'annexe 1, ch. 1, de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, RS 814.201) sont atteints et si les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles figurant à l'annexe 2, ch. 1, de l'OEaux sont respectées ; les diatomées ciblent plus particulièrement les teneurs en azote, phosphore, matières organiques et chlorures.

Une note de qualité (indice diatomées) est calculée pour chaque station selon 8 groupes, répartis en 5 classes.

Niveau saprobique de l'eau

Le niveau saprobique représente l'intensité des phénomènes de biodégradation des matières réduites (ammonium, nitrites, sulfures, matières organiques) qui ont lieu dans l'eau. En rivière, le taux d'oxygène n'étant souvent pas limitant, le niveau saprobique est proportionnel au taux de matières organiques oxydables.

Le diagnostic a été conduit selon la méthode préconisée par [16, 17, 18]. Cette méthode consiste, sur la base d'observations, à assigner à chaque taxon un indice de sensibilité envers les matières organiques et les autres molécules réduites, habituellement présentes dans les eaux résiduelles. L'indice de quatre degrés (1 = très sensible à 4 = très tolérant) indique jusqu'à laquelle des quatre classes saprobiques (I = oligosaprobie à IV = polysaprobie [19, 20, 21]) chaque taxon peut résister. Les variations de niveau saprobique peuvent être interprétées en termes d'augmentation ou de diminution (impact, dilution, autoépuration) de déficit d'oxygène dissous ou de demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO_5).

Niveau trophique de l'eau

Le niveau trophique représente la valeur nutritive de l'eau pour les algues et les autres végétaux. En présence de lumière en quantité suffisante, ce niveau est directement proportionnel aux concentrations d'engrais (phosphates, nitrates, potassium, sulfates, etc.).

Le diagnostic a été conduit selon la méthode indicielle proposée par [22] qui est la méthode la plus récente pour les rivières.

Dans nos régions, l'élévation du niveau trophique des eaux courantes a deux causes principales. C'est premièrement la résultante de la lixivation des terres agricoles, qui enrichissent en engrais les eaux de percolation. C'est aussi le résultat de la dégradation des matières organiques qui proviennent des égouts, et qu'une certaine oxygénation de l'eau permet d'oxyder. L'élévation du niveau trophique révèle donc dans certains cas la capacité de minéralisation du cours d'eau, qui est un aspect de leur pouvoir d'autoépuration.

Valeur patrimoniale des milieux naturels

Depuis la publication de la liste rouge des diatomées d'Allemagne [23], une estimation de la valeur patrimoniale actuelle des eaux des systèmes aquatiques est possible via ce groupe d'algues [24]. Un complément de liste figure dans l'ouvrage [25]. Les auteurs de la liste rouge reconnaissent que les régions alpines sortent un peu de ce cadre car elles n'ont pas été investiguées suffisamment. Ils tiennent à souligner que dans l'arc alpin, bien des espèces en danger sont certainement mieux représentées à l'heure actuelle. L'utilisation de listes rouges est précieuse pour guider les projets de protection et de restauration des cours d'eau.

IV.4.5 Conclusion

Ce sous-chapitre présente les principaux paramètres caractérisant la physico-chimie des eaux, décrit plus spécifiquement la température des eaux et sa variation dans les lacs, dresse un bilan des impacts d'origine anthropique et agricole, et expose l'utilisation des diatomées dans la bioindication. Intégrant sur plusieurs semaines la qualité des eaux et leur éventuelle dégradation ponctuelle, l'étude de ces organismes complète bien les analyses physico-chimiques.

Rappelons toutefois que les résultats obtenus et leur interprétation dépendent de la technologie du moment (notamment des seuils de détection pour les analyses physico-chimiques) et des connaissances sur les effets des différents paramètres et substances. Ce point est particulièrement avéré pour le domaine de l'écotoxicologie qui ne peut tester au final que peu de substances et leurs métabolites, au regard de toutes les molécules mises sur le marché et souvent utilisées au quotidien.

Il est essentiel de se tenir informé de l'évolution des méthodes, des résultats des recherches et de la détection des problèmes posés à l'environnement, au milieu aquatique en particulier, et *in fine* à l'Homme, pour définir les limites de concentrations acceptables sans risque notable. L'objectif recherché est de pouvoir édicter les principes des bonnes pratiques agricoles et mettre en place les traitements adéquats, afin de garantir des milieux récepteurs proches d'un état naturel exempt de pollution.

Bibliographie du sous-chapitre IV.4

- [1] OFEFP, 1998, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse*, système modulaire gradué, Informations concernant la protection des eaux n° 26.
- [2] Liechti, P., 2010, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, Analyses physico-chimiques, nutriments*, L'environnement pratique n° 1005, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [3] <https://www.centrecotox.ch/prestations-d-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite-explicatif-de-la-methode>: https://www.centrecotox.ch/media/194983/umweltqualita-tskriterien_fr_200122.pdf.
- [4] Dübendorfer, C., Moser, D., Kempter, T., Egloff, L., Müller, V., Wanner, P., Kirchhofer, A., Baumann, P., 2011, *Rapport d'experts en vue d'un module Température pour le système modulaire gradué*, Office fédéral de l'environnement.
- [5] <https://ccla.fr/decouvrir-le-lac-daiguebelette/le-fonctionnement-du-lac/>
- [6] <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/lacs/temperature-de-l-eau-des-lacs.html>
- [7] <https://www.nccs.admin.ch/nccs/fr/home/changement-climatique-et-impacts/schweizer-hydroszenarien/messages-cles/la-vie-aquatique-en-difficulte.html>
- [8] Hynes, H. B. N., 1960, *The Biology of Polluted Waters*, Liverpool University Press.
- [9] <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/dossiers/internationaler-tag-des-wassers-2017.html>
- [10] Hürlimann, J., Niederhäuser, P., 2007, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, Diatomées Niveau R (région)*, État de l'environnement n° 0740, Office fédéral de l'environnement, Berne, <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/diatomees/>.
- [11] Straub, F., 2021, *Diatomées et qualité des eaux de rivières: méthodes du bureau PhycoEco*, 10^e édition.
- [12] Douglas, B., 1958, «The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stony stream», *J. Ecol.*, 46, p. 295-322.
- [13] Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1986-1991, *Süsswasserflora von Mitteleuropa*, vol. 2, parties 1-4, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- [14] Legendre, L., Legendre, P., 1984, *Écologie numérique 1. Le traitement multiple des données écologiques*, 2^e édition, Masson, Paris.
- [15] Cremer, H., Wagner, B., 2004, «Planktonic diatom communities in High Arctic lakes (Store Koldewey, Northeast Greenland)», *Canadian Journal of Botany*, 82(12), p. 1744-1757.
- [16] Lange-Bertalot, H., 1978, «Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung», *Arch. Hydrobiol.*, 51, p. 393-427.
- [17] Lange-Bertalot, H., 1979, «Pollution tolerance of Diatoms as a criterion for water quality estimation», *Nova Hedwigia*, 64, p. 285-304.
- [18] Lange-Bertalot, H., 1979, «Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung, exemplarisch für den unteren Main», *Arch. Hydrobiol.*, 56, p. 184-219.
- [19] Kolkwitz, R., 1950, *Oekologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt*, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden-, und Lufthygiene 4, Piscator Verlag, Berlin, p. 1-64.
- [20] Liebmann, H., 1958, *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Biologie des Trinkwassers, Badewassers, Frischwassers, Vorfluters und Abwassers*, vol. 1, Gustav Fischer Verlag.
- [21] Sladeczek, V., 1973, «System of water quality from the biological point of view», *Arch. Hydrobiol.*, 7 (1-4), p. 1-218.
- [22] Schmedtje, U., Bauer, A., Gutowski, A., Hofmann, G., Leukart, P., Melzer, A., Mollenhauer, D., Schneider, S., Tremp, H., 1998, *Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophyten-dominierten Fließgewässern*, 4/99, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Munich.
- [23] Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M., Klee, R., 2018, «Rote Liste und Gesamtartenliste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyta) Deutschlands», in Metzger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7: Pflanzen*, Landwirtschaftsverlag, Münster, p. 601-708.
- [24] Werum, M., 2001, «Diatomeen in Quellen hessischer Mittelgebirge: Gefährdung nach Roter Liste», in *Korrelation zu anthropogenen Eingriffen und Geologie. Studies on Diatoms*, Lange-Bertalot-Festschrift, A.R.G. Ganter Verlag K.G., Ruggell, p. 369-381.
- [25] Hofmann, G., Werum, M., Lange-Bertalot, H., 2011, *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*, Koeltz Scientific Books, Königstein.

Outre les références bibliographiques clairement indiquées, l'auteur a consulté différents sites internet, dont Wikipédia, pour consolider son propos.

V

Faune aquatique et riveraine

Sous la direction de Pierre-André Frossard

V.1	Ichtyofaune	251
V.2	Invertébrés aquatiques	267
V.3	Faune riveraine	283
V.4	Infrastructure écologique	295



Présentation générale du chapitre

Les cours d'eau, leurs berges et leurs rives offrent de nombreux habitats à la faune et jouent un rôle prépondérant dans sa conservation. Certaines espèces sont strictement inféodées au compartiment aquatique, d'autres partiellement. Des espèces terrestres y trouvent des ressources trophiques ou des conditions d'habitat favorables. La mosaïque d'habitats générée par les phénomènes dynamiques inhérents aux cours d'eau naturels ou revitalisés offre à la faune une capacité d'accueil toute particulière.

Les poissons constituent à n'en pas douter le groupe taxonomique phare des cours d'eau. Le réseau hydrographique suisse abrite plus de 60 taxons auxquels il faut ajouter 4 espèces de cyclostomes (lamproies) et 4 espèces d'écrevisses, selon la dernière nomenclature. Parmi l'ensemble dont 65 % figurent sur la liste rouge, certains taxons sont qualifiés d'allochtones et 9 autres seraient aujourd'hui éteints. Des cours d'eau présentant des conditions hydrodynamiques et une structure de lit variées, accompagnés de végétations riveraines, figurent parmi les conditions essentielles et nécessaires à la conservation de ces espèces (sous-chapitre V.1).

Une multitude d'insectes présentent dans leur développement un stade larvaire aquatique. Avec certains organismes appartenant à d'autres classes (crustacés, vers, mollusques, etc.), ils constituent ce qu'on appelle la macrofaune benthique (invertébrés visibles à l'œil nu), qui vit sur et dans le substrat constituant le fond du lit. Ces organismes constituent une ressource trophique fondamentale, notamment pour bon nombre d'espèces de poissons. En raison de leur cycle de vie et de leur sensibilité à la qualité du milieu, ils constituent également de précieux auxiliaires pour la bio-indication, à savoir pour évaluer la qualité écologique globale d'un cours d'eau (sous-chapitre V.2).

Les cours d'eau ne sont pas l'habitat exclusif des poissons et de la macrofaune benthique : de nombreux oiseaux, quelques mammifères ainsi que des amphibiens y trouvent également soit un habitat à part entière, soit les conditions nécessaires à l'accomplissement de l'une ou l'autre de leurs fonctions vitales (sous-chapitre V.3).

Par leur linéaire important et à plus forte raison lorsqu'ils sont accompagnés de cordons boisés riverains, les cours d'eau constituent de véritables colonnes vertébrales de l'infrastructure écologique, indispensables aux échanges entre populations animales. Dans des paysages banalisés par l'agriculture intensive ou des contextes très urbanisés, c'est parfois les seules structures paysagères qui subsistent, capables d'assumer cette fonction fondamentale pour la survie des espèces (sous-chapitre V.4).

Les poissons sont des vertébrés non tétrapodes apparus il y a plus de 500 millions d'années, qui ont colonisé toutes les eaux. En Suisse, ce groupe est relativement diversifié, et traduit en partie l'histoire climatique et biogéographique complexe du continent européen.

Les poissons présentent une diversité de traits biologiques et écologiques leur permettant d'exploiter un grand nombre d'habitats et de niches différents. Certaines espèces ont des préférences marquées pour des conditions environnementales particulières. Par leurs cycles de vie complexes, nécessitant parfois différents habitats éloignés les uns des autres, ils reflètent non seulement la qualité des conditions locales d'habitat, mais également des conditions à plus large échelle (par ex. tronçon, système cours principal-affluents), ainsi que la connectivité entre ces habitats. Des modifications naturelles ou anthropiques de ces conditions se traduisent par une diminution de l'abondance de populations, ou par une altération des structures de peuplements. Les poissons sont ainsi de bons bio-indicateurs, permettant de caractériser l'état de santé d'un milieu.

Symbole de «la vie» dans la rivière, les poissons constituent le groupe taxonomique phare en termes d'objectif de restauration d'un cours d'eau. La connaissance de leur écologie est importante pour bien identifier les mesures de renaturation les plus efficaces.

V.1.1 Diversité et statuts des poissons en Suisse

L'espèce, un concept en évolution

On mesure couramment la diversité d'un groupe taxonomique par le nombre d'espèces. Or la définition de l'espèce que nous utilisons très majoritairement aujourd'hui repose sur deux critères, celui de la ressemblance morpho-anatomique et de l'interfécondité. Deux individus se ressemblant et capables de se reproduire entre eux, et qui vont donner une descendance féconde ressemblant aux parents, sont considérés comme étant de la même espèce. Cependant, le critère d'isolement reproductif pour séparer des espèces trouve ses limites : les hybrides, très communs dans le monde végétal, mais aussi chez les poissons, en sont une illustration. Chez les animaux, s'ils sont souvent stériles, il arrive que ces hybrides soient fertiles : il peut ainsi y avoir interfécondité entre des individus ne se ressemblant pas, et appartenant à des espèces distinctes. De plus, grâce aux progrès des méthodes d'analyse génétique, la classification du vivant a été revue pour de nombreux groupes taxonomiques : des individus très ressemblants et

autrefois considérés comme une seule espèce ont pu être répartis en plusieurs espèces, et inversement des individus avec des phénotypes distincts ont pu être rassemblés au sein d'une même espèce. Ainsi, le nombre d'espèces de poissons, et parfois leur nomenclature, ont significativement varié au cours du temps.

Combien d'espèces en Suisse ?

Indigène

Naturellement présent dans les bassins versants de Suisse, ou ayant été introduit avant 1492.

Tab. V.1.1 Taxons indigènes de poissons et cyclostomes de Suisse.

Extrait de OLFP (2020)

Les taxons (au rang d'espèce ou de sous-espèce) *indigènes* reconnus en Suisse, ainsi que leur statut de menace, sont listés en annexe 1 de l'Ordonnance relative à la loi fédérale sur la pêche (OLFP du 24 novembre 1993). Cette liste a été modifiée progressivement afin de tenir compte des dernières connaissances en matière de systématique. En 2011, 60 taxons de poissons sont reconnus, auxquels s'ajoutent 3 cyclostomes (lamproies) et 3 écrevisses. En 2017, une modification de la nomenclature élève les truites au rang d'espèce et non plus de sous-espèce, et ajoute *Salmo labrax* (truite du Danube). La dernière modification du 21 octobre 2020 définit **64 taxons de poissons** (en considérant les différentes formes de *Salmo trutta* comme un seul taxon), 4 cyclostomes et 4 écrevisses [Tab. V.1.1](#). Notamment, l'ombre commun (*Thymallus thymallus*) et le brochet (*Esox lucius*) ont chacun été divisés en 2 espèces, et le goujon (*Gobio gobio*) en 3 espèces. La lamproie marine (*Petromyzon marinus*) a été ajoutée aux cyclostomes, mais est éteinte en Suisse. L'écrevisse italienne (*Austropotamobius italicus*), présente dans les cantons du Valais et des Grisons, est ajoutée à la liste.

Famille	Nom vernaculaire/local	Dénomination scientifique	Bassins versants naturels ^a	Statut de menace ^b
Acipenseridae	Esturgeon atlantique	<i>Acipenser sturio</i>	Haut-Rhin	0, S
Anguillidae	Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin	1
Blenniidae	Blennie fluviatile	<i>Salaria fluviatilis</i>	Tessin	3, E
Clupeidae	Agone	<i>Alosa agone</i>	Tessin	3, E
	Grande alose	<i>Alosa alosa</i>	Haut-Rhin	0, E
	Cheppia	<i>Alosa fallax</i>	Tessin	DI, E
Cobitidae	Cobite italiano	<i>Cobitis bilineata</i>	Tessin	2
	Loche de rivière	<i>Cobitis taenia</i>	Rhin	DI, E
	Loche d'étang	<i>Misgurnus fossilis</i>	Rhin (Région de Bâle)	0, E
	Cobite mascherato	<i>Sabanejewia larvata</i>	Tessin	1
Coregonidae	Corégones (tous les taxa)	<i>Coregonus</i> spp.	Spécifique à chaque lac	4, E
Cottidae	Chabot	<i>Cottus gobio</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin, Inn	4
Cyprinidae	Brème franche	<i>Abramis brama</i>	Rhin, Rhône, Doubs	NM
	Spirin	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Rhin, Rhône, Doubs	3, E
	Ablette	<i>Alburnus alburnus</i>	Rhin, Rhône, Doubs	NM
	Alborella	<i>Alburnus arborella</i>	Tessin	1, E
	Barbeau	<i>Barbus barbus</i>	Rhin, Rhône, Doubs	4
	Barbo canino	<i>Barbus caninus</i>	Tessin	3
	Barbo	<i>Barbus plebejus</i>	Tessin	3, E
	Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i>	Rhin	4
	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	Rhin	1, E
	Savetta	<i>Chondrostoma soetta</i>	Tessin	1, E
	Carpe	<i>Cyprinus carpio</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin	4
	Goujon	<i>Gobio gobio</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin	NM
	Gobio du Danube	<i>Gobio obtusirostris</i>	Lac Constance	DI
	Able de Stymphale	<i>Leucaspis delineatus</i>	Rhin	3, E
	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Rhin, Rhône, Doubs	NM
	Soiffe, Sofie	<i>Parachondrostoma</i>	Doubs	1, E
	Sanguinerola italiana	<i>Phoxinus lumaireul</i>	Tessin	3
	Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Inn	NM
	Bouvière	<i>Rhodeus amarus</i>	Rhin	2, E
	Gobione italiano	<i>Romanogobio benacensis</i>	Tessin	DI
	Triotto	<i>Rutilus aula</i>	Tessin	1

Famille	Nom vernaculaire/local	Dénomination scientifique	Bassins versants naturels ^a	Statut de menace ^b
	Pigo	<i>Rutilus pigus</i>	Tessin	1, E
	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	Rhin, Rhône, Doubs	NM
	Rotengle	<i>Scardinius</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Inn	NM
	Scardola italiana	<i>Scardinius hesperidicus</i>	Tessin	3
	Chevaine	<i>Squalius cephalus</i>	Rhin, Rhône, Doubs	NM
	Cavedano italiano	<i>Squalius squalus</i>	Tessin	3
	Strigione	<i>Telestes muticellus</i>	Tessin	4, E
	Blageon	<i>Telestes souffia</i>	Rhin, Rhône, Doubs	3, E
	Tanche	<i>Tinca tinca</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin, Inn	NM
Esocidae	Brochet du sud des Alpes	<i>Esox cisalpinus</i>	Tessin	DI
	Brochet	<i>Esox lucius</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin, Inn	NM
Gasterosteidae	Épinoche	<i>Gasterosteus gymnurus</i>	Rhin (région de Bâle), lac Majeur	4
Gobiidae	Ghiozzo	<i>Padogobius bonelli</i>	Tessin	2, E
Lotidae	Lotte	<i>Lota lota</i>	Rhin, Rhône, Tessin	NM
Nemacheilidae	Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Inn	4
Percidae	Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Rhin, Rhône	NM
	Perche	<i>Perca fluviatilis</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin, Inn	NM
	Apron, Roi du Doubs	<i>Zingel asper</i>	Doubs	1, S
Petromyzontida	Lamproie de rivière	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Haut-Rhin	0, E
	Petite lamproie	<i>Lampetra planeri</i>	Rhin, Doubs	2, E
	Piccola lampreda	<i>Lampetra zanandreae</i>	Tessin	1, E
	Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i>	Haut-Rhin	0
Salmonidae	Huchon	<i>Hucho hucho</i>	Inn	0, E
	Truite adriatique	<i>Salmo cenerinus</i>	Tessin	1
	Truite danubienne	<i>Salmo labrax</i>	Inn	1
	Truite marbrée	<i>Salmo marmoratus</i>	Tessin	1
	Truite zébrée	<i>Salmo rhodanensis</i>	Doubs	2
	Saumon	<i>Salmo salar</i>	Haut-Rhin	0, E
	Truite atlantique de rivière	<i>Salmo trutta</i>	Rhin, Rhône, Inn	4
	de grand cours d'eau	<i>Salmo trutta</i>	Spécifique à chaque grand cours d'eau	2
	lacustre	<i>Salmo trutta</i>	Spécifique à chaque lac	2
	de mer	<i>Salmo trutta</i>	Rhin	0
	Jaunet	<i>Salvelinus neocomensis</i>	Lac de Neuchâtel	0
	Tiefseesabling	<i>Salvelinus profundus</i>	Lac de Constance	1
	Omble-chevalier	<i>Salvelinus umbla</i>	Spécifique à chaque lac	3
Siluridae	Silure glâne	<i>Silurus glanis</i>	Haut-Rhin, Aar, lacs au pied du Jura, Lac de	NM, E
Thymallidae	Ombre du sud des Alpes	<i>Thymallus aeliani</i>	Tessin	1
	Ombre de rivière	<i>Thymallus thymallus</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Inn	2, E
Astacidae	Écrevisse à pattes rouges	<i>Astacus astacus</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Inn	3, E
	Écrevisse italienne	<i>Austropotamobius italicus</i>	Rhin, Rhône, Tessin	1
	Écrevisse à	<i>Austropotamobius pallipes</i>	Rhin, Rhône, Doubs, Tessin	2, E
	Écrevisse des torrents	<i>Austropotamobius</i>	Rhin	2, E

^a Les indications « Rhin », « Rhône », « Doubs », « Tessin » et « Inn », se réfèrent aux bassins versants suisses des cours d'eau mentionnés. Les bassins versants de l'Adda et de l'Adige ne sont pas mentionnés séparément, mais sont compris sous « Tessin ».

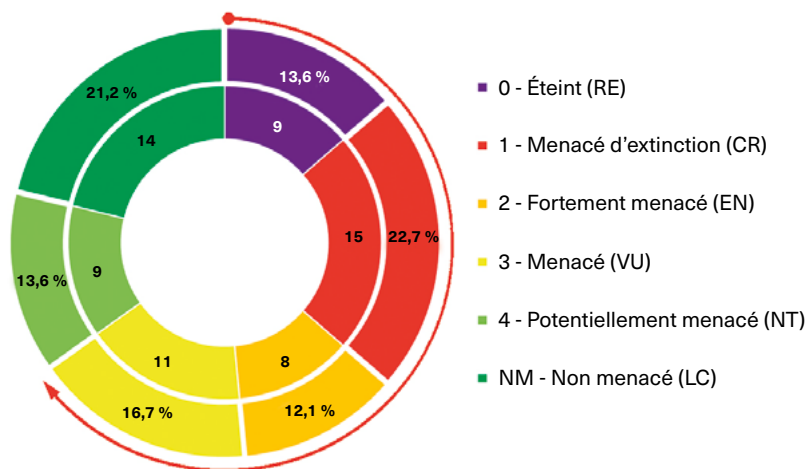
^b Statut de menace de l'espèce: 0 = éteinte, 1 = menacée d'extinction, 2 = fortement menacée, 3 = menacée, 4 = potentiellement menacée, NM = non menacée, DI = données insuffisantes, E = protégée à l'échelle européenne selon la Convention de Berne, S = strictement protégée à l'échelle européenne selon la Convention de Berne.

Ces taxons indigènes ne reflètent pas la diversité observée dans les lacs et cours d'eau suisses, car parmi eux, certains sont éteints, et il faut encore y ajouter les espèces allochtones. La liste rouge des poissons et cyclostomes de Suisse, dans son édition de 2022, fait état de 71 taxons indigènes (chaque forme de *S. trutta* étant considérée comme un taxon séparé), dont 9 sont éteints, et de 19 taxons allochtones. Les annexes 2 et 3 de l'OLFP précisent les taxons allochtones pour lesquels une autorisation d'introduction à l'intérieur du domaine autorisé n'est pas nécessaire (annexe 2, modifiée en 2011), ainsi que les taxons susceptibles de créer des déséquilibres écologiques (annexe 3, modifiée en 2017). Cette dernière catégorie comprend 14 taxons de poissons.

Statuts de menace

L'ichtyofaune de Suisse compte une part importante de taxons sur liste rouge (65 %, soit 43 taxons sur les 66 évalués) [Fig. V.1.1](#) et [1]. Si on enlève les taxons éteints au cours des 100 dernières années, il reste 34 taxons menacés à des degrés divers dans nos eaux. À titre comparatif, la France métropolitaine compte 21 espèces sur liste rouge sur 68 évaluées, soit 31 % [2].

Fig. V.1.1 Statuts de menace évalués pour 66 des 71 taxons retenus pour la liste rouge (2022), selon les critères de l'OLFP (0, 1, 2, 3, 4, NM). Les critères UICN correspondants sont entre parenthèses. Le cercle intérieur représente le nombre de taxons, le cercle extérieur les proportions. La flèche rouge indique les catégories sur liste rouge (menacées), représentant 65 % des taxons.



Les taxons éteints sont majoritairement des « grands migrateurs amphihalins », c'est-à-dire des espèces effectuant de grandes migrations entre les milieux dulcicole et océanique pour réaliser leur cycle de vie. Ce sont par exemple le saumon atlantique (*Salmo salar*), la truite de mer (*Salmo trutta f. marinus*), la grande alose (*Alosa alosa*), la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), la lamproie de rivière (*Lampetra fluviatilis*) ou l'esturgeon européen (*Acipenser sturio*). Par la position géographique de la Suisse, relativement centrale dans le continent européen, ces espèces devaient parcourir de très grandes distances entre leurs habitats marins et dulcicoles, les rendant d'autant plus difficiles à atteindre. Ces espèces ont payé un lourd tribut à l'aménagement des cours d'eau et aux divers obstacles à la migration qui fragmentent le corridor fluvial (barrages, seuils, écluses...), mais aussi à la pollution, à l'altération des habitats, et parfois à la surpêche et au braconnage.

D'une manière générale, les taxons « menacés » (à différents degrés, de CR à VU) sont surtout les Salmonidés (les différentes espèces de truite, les ombres, ombles et corégones), taxons globalement exigeants sur la qualité de l'habitat et préférant les eaux fraîches, donc sensibles au réchauffement climatique. On y trouve également différentes espèces endémiques du sud des Alpes, notamment au Tessin, qui présentent de petites populations relativement fragmentées (par ex. *Alburnus arborella*, *Barbus caninus*, *Barbus plebejus*, *Chondrostoma soetta*, *Lampetra zanandreae*, *Rutilus aula*, *Rutilus pigus*, *Sabanejewia larvata*...). Pour les gardons tessinois (*R. aula* et *R. pigus*), le problème vient notamment de l'introduction de l'espèce *Rutilus rutilus* au sud des Alpes, et de l'hybridation avec les espèces natives.

Par rapport à la précédente édition de la liste rouge, datant de 2007 ^[3], la grande majorité des taxons n'a pas changé de statut de menace lors de l'évaluation de 2022. Néanmoins, 9 taxons (sur 52 pouvant être comparés, soit 17,3 %) ont désormais un statut de menace plus élevé, alors que la situation s'est améliorée (statut de menace moins élevé) pour 3 taxons seulement, soit 5,8 %.

Origine des poissons de Suisse

L'ichtyofaune de Suisse présente à la fois une diversité spécifique élevée par rapport à la superficie du territoire, mais également un fort taux d'endémisme. Ainsi, la Suisse regroupe environ 14 % des espèces strictement dulcicoles de la bio-région paléarctique (qui délimite l'origine géographique des espèces présentes en Suisse) sur une superficie représentant 0,00018 % de cette bio-région (celle-ci totalisant 486 espèces sur 23 480 962 km²) ^[4]. Ceci provient notamment du fait que la Suisse est un « carrefour biogéographique » où les eaux superficielles se répartissent dans quatre des plus grands bassins versants européens, qui appartiennent chacun à une « sous-région » biogéographique différente de la zone paléarctique : l'Europe de l'ouest (Rhône), l'Europe centrale (Rhin), l'Europe ponto-caspienne (EPC ; Danube) et la zone péri-méditerranéenne centrale (PMC ; Pô) ^[5], qui sont les régions présentant les plus fortes diversités au sein de la zone paléarctique. Le taux d'endémisme est également très élevé pour EPC et PMC.

L'ichtyofaune de Suisse reflète l'histoire climatique du continent européen, marquée par l'alternance de périodes glaciaires et d'interglaciaires, correspondant respectivement à des phases de contraction puis d'expansion de la diversité piscicole. L'avancée des glaciers alpins a réduit la diversité par extirpation ou extinction des espèces les plus thermophiles, certaines ayant pu trouver des zones refuge au sein de chacun des grands bassins, notamment le Danube à l'est et le Pô au sud. Les espèces ont recolonisé depuis ces refuges durant les interglaciaires. Depuis la fin de la dernière glaciation, le Würm, il y a environ 10 000 ans, la Suisse a été progressivement recolonisée depuis différents refuges glaciaires, conduisant au fond faunistique que nous connaissons aujourd'hui.

De plus, la diversité des conditions topographiques et climatiques de Suisse permet d'avoir des cours d'eau et des lacs aux conditions environnementales contrastées, propices à une diversification des niches et des espèces. Pour les lacs, par exemple, les profondeurs, les fonctionnements thermiques et les niveaux trophiques variés promeuvent la diversification des niches et les phénomènes de spéciation, expliquant la diversité de certains genres (par ex. genres *Coregonus* et *Salvelinus*) ^[6]. Par le caractère unique des conditions écologiques de certains lacs, et du fait de leur isolement (qui les rend assimilables à des « îles » au sens biogéographique du terme ^[7]), la spéciation a conduit à un taux d'endémisme élevé.

Diversité des traits biologiques

Chaque espèce de poisson présente des caractéristiques anatomiques, morphologiques, physiologiques et comportementales propres qui lui permettent d'exploiter les conditions et ressources de son environnement. La combinaison de ces différentes caractéristiques (on parle aussi de *traits*) permet à chaque espèce d'exploiter une

Trait biologique

Caractéristique mesurable (morphologique, physiologique, comportementale ou phénologique) d'un organisme qui influence sa survie, sa croissance et sa reproduction. Les traits biologiques résultent de la sélection naturelle et traduisent la manière dont une espèce s'adapte à son environnement. On parle également de trait « écologique » pour faire référence à la tolérance ou à la préférence d'une espèce pour un facteur environnemental.

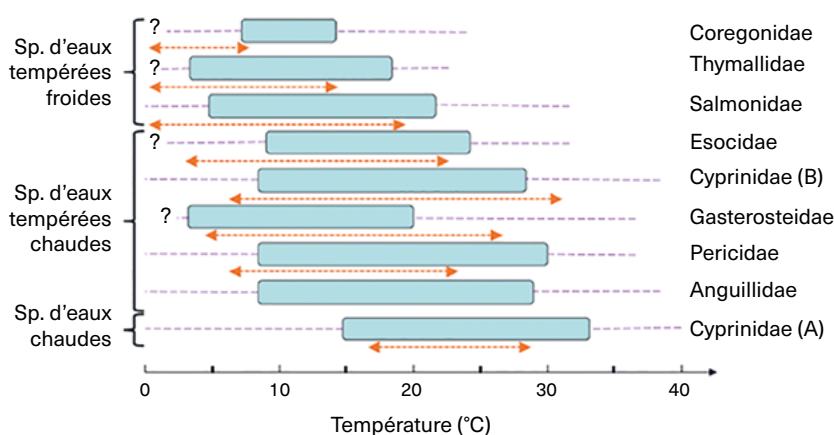
niche écologique particulière. Les espèces possédant des traits similaires ou des préférences identiques pour certaines conditions environnementales ou ressources peuvent être regroupées en guildes. Ainsi, si ces conditions ou ressources changent, on peut supposer que toutes les espèces d'une même guildes présenteront globalement les mêmes réponses. La connaissance des guildes est donc importante pour comprendre, par exemple, comment les espèces répondent face à certaines perturbations environnementales (par ex. création d'un seuil ou d'un barrage, exploitation d'un ouvrage hydroélectrique, endiguement, prélèvements d'eau...) ou aux changements climatiques, mais aussi, comment le peuplement piscicole pourrait répondre en cas de restauration physique ou hydrologique du tronçon de cours d'eau. Les guildes les plus couramment utilisées [8, 9] sont basées sur :

Poïkilotherme

Se dit d'un organisme dont la température interne varie avec celle du milieu ambiant. Les poïkilothermes ne produisent pas leur propre chaleur, et ne peuvent réguler leur température interne (contraire = homéotherme).

- les **préférences thermiques**: les poissons sont des organismes *poïkilothermes*, la température est le principal facteur déterminant leur activité. Chaque espèce présente une gamme optimale de température, plus ou moins large, dans laquelle l'ensemble des phases et activités nécessaires au cycle de vie peut se réaliser Fig. V.1.2. On distingue des espèces *sténothermes froides*, qui ne tolèrent qu'une gamme relativement étroite de températures fraîches (la truite, l'ombre, le chabot, l'ombre chevalier...), et des espèces *eurythermes*, qui ont une gamme de tolérance beaucoup plus large (brème, carpe, chevaie, gardon...). Certaines espèces ne tolèrent qu'une gamme étroite de températures élevées (*sténothermes chaudes*), mais ne sont pas représentées en Suisse ;

Fig. V.1.2 Gammes de tolérance pour la température pour les principales familles de poissons. La barre bleue épaisse indique la gamme optimale, les pointillés mauves les valeurs minimale et maximale, et la flèche rouge la gamme pour le développement des œufs. D'après [10]



A = carpe, carpe chinoise, carassin
B = autres Cyprinidés allochtones, comme la perche-soleil ou le black-bass, p. ex.

- la préférence pour **la vitesse de courant en général**: les espèces rhéophiles aiment les fortes vitesses de courant (par ex. barbeau, nase, blageon, ombre commun...), alors que les espèces limnophiles (ou lénitophiles) préfèrent les vitesses faibles ou nulles (tanche, brème, carpe, rotengle...). Entre les deux, les espèces neutrophiles n'ont pas de préférence particulière pour ce facteur (ablette, gardon, goujon, silure...);
- la préférence pour **la vitesse de courant pour la reproduction**: les espèces rhéopares fraient dans des habitats *lotiques* (truite, ombre, chabot, nase...),

Lotique

Se dit d'une eau en mouvement, qui présente du courant.

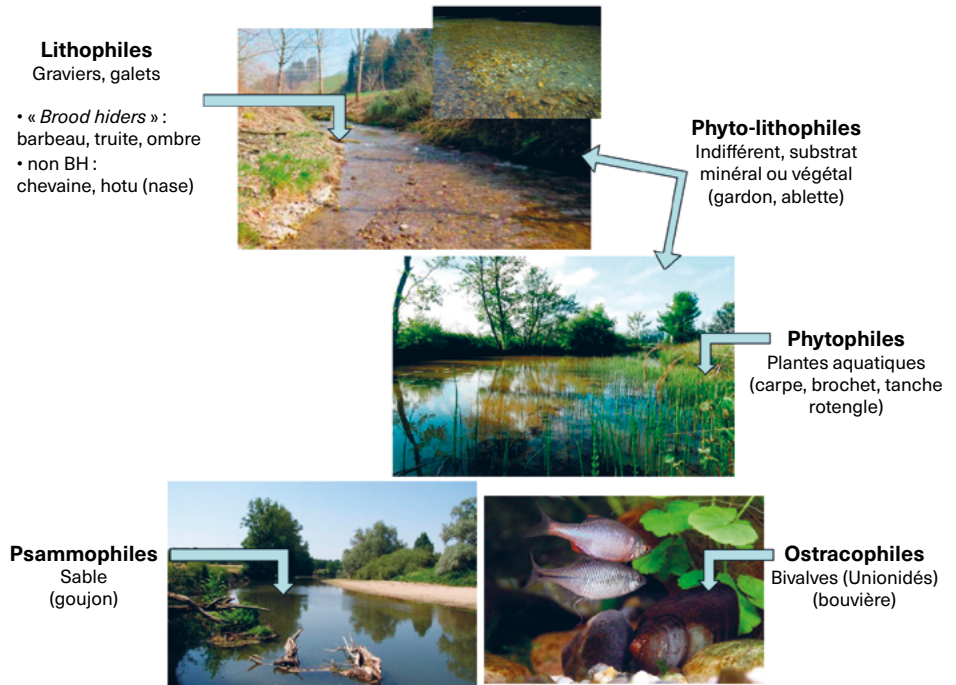
Lentique

Qualifie une eau calme, voire stagnante.

à l'inverse des espèces limnipares pour lesquelles la reproduction a lieu dans des zones *lenticques* (ablette, brème, carpe, corégone, rotengle...). Les espèces eurypares utilisent indifféremment des zones de frai lotiques ou lenticques (gardon, perche, sandre, silure...);

- la préférence pour **le substrat de reproduction** Fig. V.1.3 : les espèces lithophiles pondent leurs œufs sur, ou dans, un substrat minéral composé de graviers ou de petits galets (truite, ombre, barbeau, corégone...). Les espèces phytophiles accrochent leurs œufs aux végétaux immergés (brochet, carpe, rotengle, tanche), alors que les phyto-lithophiles peuvent utiliser indifféremment des substrats caillouteux ou végétaux pour déposer leur ponte (ablette, brème, perche, sandre...). Parmi les particularités, le goujon pond sur le sable (psammophile), alors que la bouvière introduit ses œufs dans la chambre branchiale de moules de la famille des Unionidés ou Anodontidés (ostracophile);

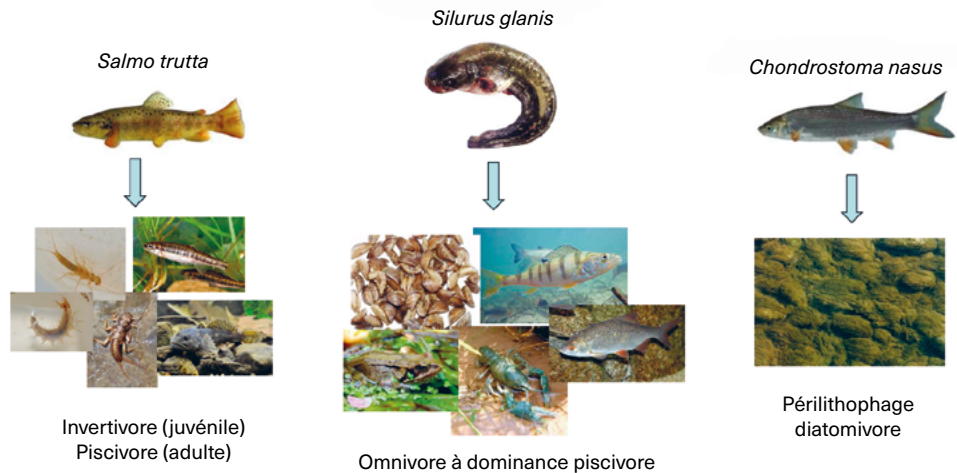
Fig. V.1.3 Exemples illustrant différents substrats de reproduction utilisés par l'ichtyofaune. « *Brood hiders* » sont des espèces qui protègent leur ponte en l'enfouissant dans le substrat, alors que les espèces « *non BH* » déposent leurs œufs à la surface d'un substrat de ponte.



- le **mode de ponte et le comportement de reproduction** : la ponte peut être unique (tous les ovules sont libérés en une seule fois, puis fécondés par le mâle), ou fractionnée (la femelle peut déposer ses ovules en plusieurs fois, plus ou moins étalées dans le temps). Une fois la ponte effectuée, certaines espèces protègent activement leurs œufs et accordent des soins parentaux (on les appelle des « *Guarders* », cf. [8] : bouvière, chabot, épinoche, ombre, sandre, silure...), alors que d'autres, non (« *Non guarders* » : barbeau, brème, brochet, corégone, nase, spiralin...). Chez les *Non guarders*, la ponte peut néanmoins être protégée en la cachant de la vue des prédateurs, par exemple en l'enfouissant dans le substrat (« *Brood hiders* » : comme la truite, l'ombre, l'apron...) ou en la déposant à l'intérieur d'une coquille de bivalve (par ex. la bouvière), mais la protection n'est alors pas un trait comportemental;

- les **préférences alimentaires** (ou trophiques Fig. V.1.4) : les herbivores se nourrissent essentiellement d'espèces végétales (diatomées, fragments de feuilles de macrophytes... : nase, bouvière) ; les invertivores/insectivores se nourrissent d'invertébrés benthiques (sur le substrat), en dérive dans la colonne d'eau, ou en surface (truite, ombre, spiralin, ablette...) ; les planctivores (ou planctonophages) mangent essentiellement du zooplancton (corégone, juvénile de perche...) ; les piscivores (ou ichtyophages) se nourrissent d'autres espèces de poissons (brochet, truite adulte, perche adulte, silure...) ; les omnivores ont un régime varié, utilisant différents types de ressource (barbeau, brème, chevaîne, gardon, vandoise...). Les lamproies, qui se nourrissent d'animalcules et autres résidus organiques filtrés dans le sédiment, sont considérées comme détritivores ;

Fig. V.1.4 Exemples de régime trophique pour trois espèces de poisson de Suisse (la truite, le silure et le hotu ou nase).



Migration

Mouvement actif directionnel de plus grande amplitude que le domaine vital, effectué entre deux ou plusieurs habitats spatialement distincts, avec une périodicité régulière dans la vie d'un individu. Ce mouvement concerne une grande partie de la population à un stade ontogénique particulier ^[11].

- l'amplitude des migrations**: les poissons effectuent des déplacements plus ou moins importants, ayant principalement trois grandes finalités ^[12] :
 - la recherche d'habitats favorables à la reproduction (migration de reproduction) ;
 - la recherche de zones où la ressource trophique est plus abondante (migration d'alimentation) ;
 - la recherche de zones où les conditions abiotiques (hydro-climatiques) sont plus favorables (migration de refuge).

Les espèces effectuant des migrations uniquement en eau douce sont dites *potamodromes* (par ex. le barbeau, le nase, la brème). Si la migration implique un changement de milieu (avec le milieu marin), on la qualifie d'*amphibiotique*, les espèces sont alors appelées *diadromes* (par ex. le saumon, l'aloise, l'anguille). Chez ces dernières, les *potamotoques* effectuent des migrations de reproduction *anadromes* (de la mer vers le fleuve ; par ex. le saumon, l'aloise, les lamproies), alors que les *thalassotoques* effectuent des migrations *catadromes* (du fleuve vers la mer ; par ex. l'anguille) pour se reproduire. Ces types de migration

correspondent également à des échelles spatiales et temporelles différentes : les espèces diadromes (ou *amphihalines*) parcourent des distances de plusieurs centaines voire milliers de kilomètres, nécessitant de quelques mois à plusieurs années. On les appelle communément les « grands migrateurs », et c'est souvent à elles qu'on fait référence lorsqu'on parle d'espèces de poisson migratrices. Les espèces potamodromes ont des mouvements plus restreints, variant généralement de quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres ^[13], et s'étalant sur des durées plus courtes, de quelques jours à quelques semaines. Chez les espèces amphihalines, la migration (de reproduction) est obligatoire pour assurer le cycle de vie, alors que chez les potamodromes, elle est généralement facultative et ne concerne qu'une partie de la population (on parle alors d'espèces à *migration partielle* ^[14]).

Parmi les 64 taxons autochtones peuplant actuellement les eaux suisses, seuls 2 sont des « grands migrateurs amphihalins » (l'anguille, en danger critique d'extinction en Suisse, et l'aloise feinte dans le bassin du Pô), capables d'effectuer des migrations sur de longues distances. Les autres taxons sont des potamodromes, effectuant des déplacements plus ou moins importants. Parmi ceux-ci, 38 taxons effectueraient plutôt des courtes distances, et 11 des distances considérées comme « moyennes » (ombre, truite, barbeau, nase) ^[15].

V.1.2 Organisation longitudinale des peuplements piscicoles

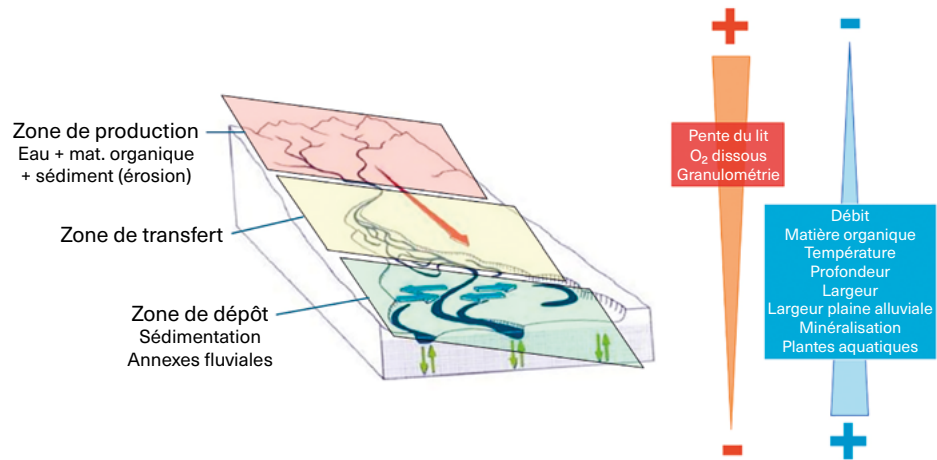
Continuum des facteurs environnementaux

Dans les écosystèmes aquatiques, de nombreux facteurs environnementaux covarient et évoluent selon des gradients. Ainsi, en milieu lacustre, il existe un gradient transversal entre la zone littorale et la zone pélagique en passant par la benne lacustre, et un vertical selon la profondeur, à laquelle sont associées la température et l'énergie lumineuse. Le long d'un cours d'eau, il s'agit principalement d'un gradient longitudinal entre l'amont, qui présente généralement des conditions lotiques, une granulométrie grossière et des températures plus fraîches, et l'aval, où le courant est moins fort, le substrat plus fin et la température plus élevée [Fig. V.1.5](#). Notons qu'il existe aussi un gradient transversal et un vertical pour les cours d'eau ^[16].

Zonation d'Huet (1949) ^[17]

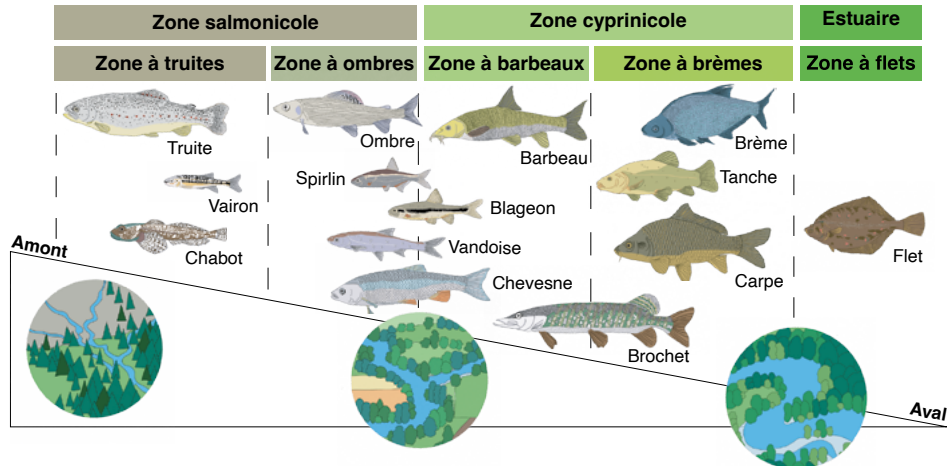
Du fait de leurs exigences écologiques, les espèces colonisent les zones de cours d'eau ou de lacs qui leur sont les plus favorables ^[18]. Dans les cours d'eau, les différentes espèces vont alors se positionner le long du gradient longitudinal, et constituer des « peuplements types », c'est-à-dire des groupes d'espèces qui partagent des conditions environnementales communes. Huet (1949) ^[17] a montré qu'on pouvait « résumer » les conditions environnementales d'un tronçon de cours d'eau avec la largeur du lit mouillé (qui est très corrélée à la taille du cours d'eau) et la pente du lit (associée au caractère plus ou moins lotique de l'écoulement), et que la connaissance de ces deux facteurs permettait de déterminer un peuplement théorique pour ce tronçon.

Fig. V.1.5 Évolution longitudinale de la morphologie du lit et de la plaine alluviale, et des principaux facteurs environnementaux depuis l'amont vers l'aval d'un cours d'eau. Les valeurs de certains facteurs diminuent (en rouge), alors que d'autres augmentent vers l'aval (en bleu).



Il a ainsi établi une zonation avec 5 grands types de peuplements le long d'un cours d'eau, chacun caractérisé par une espèce typique (truite, ombre, barbeau et brème, auxquelles s'ajoute le flet ou l'éperlan pour les zones estuariennes) et des espèces accompagnatrices [Fig. V.1.6](#).

Fig. V.1.6 Les cinq zones piscicoles définies par Huet (1949) ^[17], avec les espèces typiques et quelques espèces accompagnatrices.
Schéma : A. Sordet



V.1.3 Principales menaces affectant l'ichtyofaune

En Suisse, comme partout dans le monde, la biodiversité aquatique est particulièrement menacée ^[19]. Ces menaces, qui impactent souvent les peuplements de manière synergique, se regroupent en 5 grandes catégories ^[20]:

- **les altérations de débit** sont liées à des prélèvements d'eau pour l'irrigation, l'industrie ou la consommation humaine, mais surtout au fonctionnement des barrages hydroélectriques. L'essor de l'hydroélectricité est même identifié comme une menace à part entière pour la biodiversité aquatique ^[21]. Ceci inclut les *débites réservés* (ou débits minimaux) à l'aval des ouvrages, mais

Débit réservé
Volume d'eau minimal imposé par la loi, devant rester dans le lit d'un cours d'eau, en aval d'un ouvrage. Il doit garantir la vie, la circulation et la reproduction des espèces aquatiques, ainsi que le fonctionnement de l'écosystème.

Éclusee

Volume d'eau libéré lors du fonctionnement d'un barrage hydroélectrique. L'éclusee génère des variations brusques et artificielles du débit d'un cours d'eau, pouvant être néfastes pour la faune aquatique.

aussi les variations artificielles de débit générées par l'exploitation du réservoir, notamment les éclusees (cf. chapitre IX). Les altérations du débit entraînent généralement des dégradations qualitatives et quantitatives de l'habitat, ainsi que de la connectivité entre habitats. Les mesures d'assainissement peuvent alors être une augmentation du débit réservé s'il est jugé trop bas, des changements dans l'exploitation de l'ouvrage visant à réduire l'impact des *éclusees* (réduction du ratio entre le débit de pointe et le débit de base, diminution des gradients à la hausse et à la baisse du débit...), ou des mesures constructives, visant par exemple à dériver l'éclusee vers un lac ou un canal séparé, ou à atténuer l'onde grâce à un bassin de rétention [22];

- **la perte et/ou la dégradation des habitats** sont consécutives à l'aménagement des cours d'eau pour la navigation, pour la protection contre les inondations (chenalisation, endiguements), ou pour l'hydroélectricité (construction de seuils, de barrages-réservoirs). La chenalisation accélère fortement l'écoulement [23]. Un barrage transforme un habitat lotique en habitat lentique (réservoir) [24]. La dégradation des habitats peut également être liée à des changements d'utilisation du bassin versant, par exemple à la suite d'une déforestation ou d'un accroissement des surfaces agricoles, qui vont favoriser les ruissellements et l'érosion des sols entraînant le colmatage des substrats par des sédiments fins et dégradant ainsi leur fonctionnalité vis-à-vis de la reproduction de certaines espèces lithophiles. L'accroissement des surfaces urbanisées augmente l'imperméabilisation des sols et les vitesses de transfert de l'eau vers la rivière, modifiant les hydrogrammes;
- **la pollution, ou «mauvaise qualité de l'eau»**, a des origines (industrielles, domestique, agricoles) et des formes diverses (composés organiques, inorganiques, nutriments, pollution thermique, bactériologique...). Elle peut être diffuse ou très localisée, chronique ou ponctuelle. D'une manière générale, la pollution par les nutriments (azote, phosphore), qui était très prégnante dans les années 1960 à 1990 et conduisait à des phénomènes d'eutrophisation, s'est fortement résorbée. L'amélioration des réseaux d'assainissement (raccordement aux stations d'épuration, mise en séparatif...), et des mesures telles que l'interdiction des phosphates dans les lessives ont nettement contribué à cette amélioration (voir sous-chapitre IV.4). Les pollutions «modernes» sont davantage liées aux métaux lourds (Hg, Cd, Pb...), aux micropolluants organiques tels que les HAP, PCB, phtalates, aux résidus médicamenteux, pesticides et leurs produits de transformation, aux per- et poly-fluoroalkylés (PFAS, communément appelés «polluants éternels»), ou encore aux macro- et micro-plastiques [25] (voir section IV.4.3). En Suisse, un observatoire national de la qualité des eaux de surface (NAWA) centralise les données des cantons;
- **la colonisation des habitats par des espèces exotiques envahissantes** (EEE), qui peuvent être prédatrices d'espèces autochtones, ou entrer en concurrence avec celles-ci pour l'espace ou les ressources trophiques. Les impacts dépendent alors de l'EEE et de la communauté qui l'accueille. Les EEE peuvent également être vectrices de pathogènes qui, s'il n'y a pas eu de coévolution avec les espèces autochtones, peuvent alors fortement impacter leurs populations. C'est par exemple le cas de *Pseudorasbora parva* (listé à l'annexe 3 de l'OLFP), qui est connu pour être porteur sain d'un pathogène généraliste unicellulaire appelé «agent rosette» (*Sphareothecum destruens*), qui peut décimer les populations de nombreuses espèces hôtes [26];

- **la surpêche**, qui concerne potentiellement davantage les espèces exploitées par la pêche professionnelle, peut conduire à des déclin de populations si la gestion piscicole n'est pas appropriée ou suffisamment réactive. En Suisse, le fort déclin de la population lémanique de corégone (*Coregonus lavaretus*) pourrait être lié à une trop forte exploitation après un pic historique de captures dans les années 2013-2014.

À ces 5 catégories précitées, il convient d'ajouter les effets directs et indirects liés aux **changements climatiques**, comme l'augmentation de la température de l'eau ou les modifications des régimes hydrologiques (saisonnalité, intensité et durée des crues et des étiages...), qui interagissent avec les autres pressions et accentuent leurs effets délétères [20].

V.1.4 Évaluation de la qualité écologique des milieux d'eau courante

Les poissons sont sensibles à la qualité de leur habitat physique (conditions d'écoulement, abris, connectivité entre habitats...) mais aussi à leur environnement physico-chimique (qualité de l'eau, température) et biologique (ressources trophiques, relations interspécifiques), et peuvent répondre de différentes manières à une altération de ces conditions. Une approche classique pour évaluer la qualité d'un cours d'eau sur la base du peuplement piscicole consiste à :

- déterminer un peuplement « théorique attendu » en fonction des conditions environnementales de la station, en conditions non perturbées ;
- comparer le peuplement observé (à partir de données d'échantillonnage) à ce peuplement théorique attendu sur la base d'un certain nombre de critères (ou métriques) ;
- évaluer les écarts entre les valeurs observées des critères et celles attendues en conditions non perturbées ;
- déterminer, à l'aide d'un système de *scoring*, une classe de qualité pour le peuplement de la station.

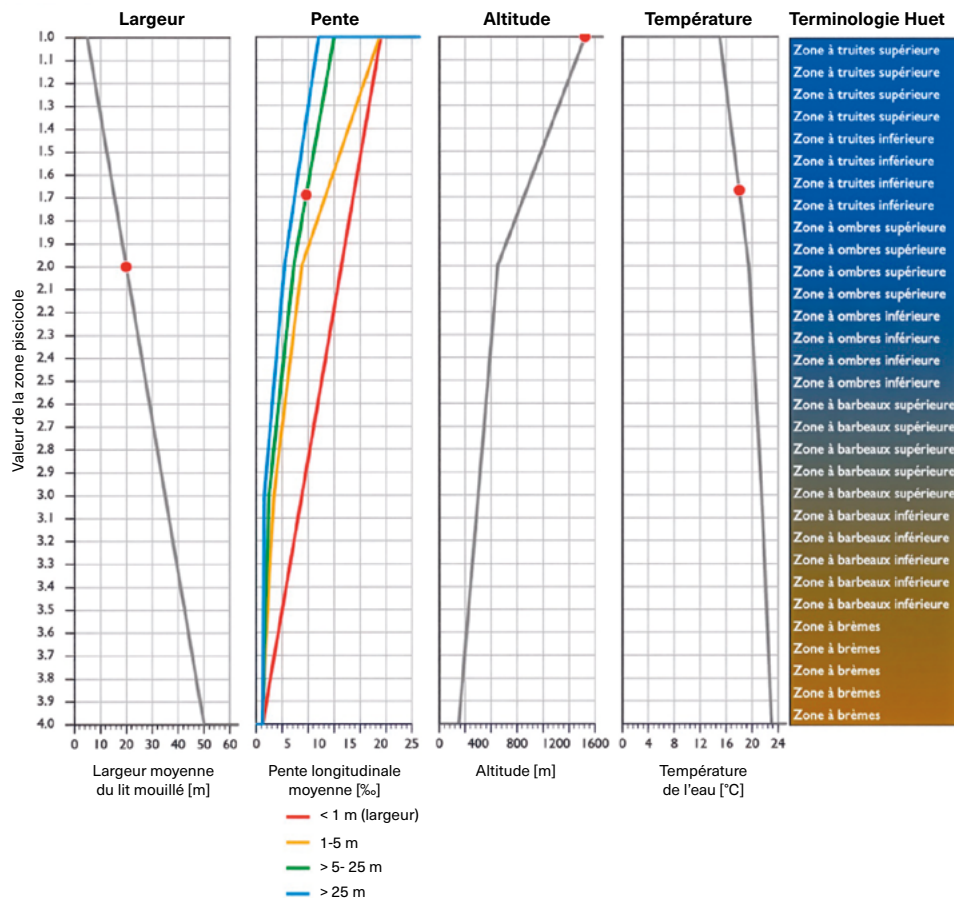
La méthode suisse d'appréciation de la qualité des eaux sur la base des peuplements piscicoles, appelée FI-CH (indice poissons suisse), se base sur cette logique [27]. Le peuplement théorique attendu en conditions non perturbées est déterminé par grand bassin versant (considérant ainsi les différences faunistiques dues à la biogéographie) à l'aide de la typologie d'Huet (1949) [Fig. V.1.6](#) et [17], améliorée par la prise en compte de l'altitude et de la température [Fig. V.1.7](#).

Les critères permettant de caractériser le peuplement et d'évaluer l'écart à une situation non perturbée sont les suivants :

- la composition en espèces de la station (comparaison entre la présence et la fréquence théorique attendue des espèces et ce qui est observé). Il faut évaluer si le cortège d'espèces et la dominance relative de celles-ci sont typiques ou non de la station ;
- la densité et la biomasse observées des espèces par rapport aux valeurs attendues ;
- la structure des populations des espèces indicatrices (présence et fréquence de différentes classes d'âge), qui permet notamment de vérifier si les espèces

Fig. V.1.7 Détermination du peuplement théorique attendu dans la méthode suisse d'évaluation de la qualité des eaux grâce à la typologie d'Huet « améliorée » par la prise en compte de l'altitude et de la température. L'effet de ces deux dernières variables est à pondérer en fonction de la largeur du cours d'eau.

D'après [27]



peuvent se reproduire ou si la station abrite des habitats compatibles avec les exigences de différents stades ontogéniques ;

- la proportion d'individus présentant des anomalies, blessures et déformations, qui est un indicateur de dégradation de l'état du milieu si cette proportion est élevée ou augmente.

Pour chaque critère, une fonction spécifique d'évaluation transforme l'écart entre la valeur observée et la valeur attendue en un score, d'autant plus petit que l'écart est important. Une somme pondérée des scores obtenus pour l'ensemble des critères permet de déterminer la note FI-CH, qui est associée à 5 classes de qualité (mauvaise, médiocre, moyenne, bonne, très bonne).

Toutes les étapes nécessaires au calcul de la classe de qualité FI-CH sont implémentées dans l'application Excel FishAssess (disponible à : <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/poissons/>). Il faut préalablement saisir les données d'échantillonnage (pour le peuplement observé) et les variables environnementales de la station considérées.

Dans le cas d'un tronçon devant être restauré, cet indice FI-CH peut être calculé avant la restauration afin d'avoir un état initial, puis à différents pas de temps après les travaux (par ex. 1 an, 3 ans, 5 ans), de manière à évaluer la réponse sur le compartiment piscicole.

V.1.5 Conclusion

Les eaux suisses abritent une diversité en poissons remarquable, tant sur le plan taxonomique qu'écologique. Ces nombreuses espèces et formes endémiques témoignent d'une histoire biogéographique et évolutive complexe, dont nous héritons aujourd'hui. Ce « patrimoine naturel » est néanmoins fortement menacé par des pressions de natures diverses. Deux tiers des taxons de Suisse sont sur la Liste rouge. Il nous appartient de préserver cet héritage, de tenter de conserver ce que des millions d'années d'évolution nous ont apporté. La restauration des cours d'eau est un outil dont nous disposons pour y parvenir. Cette science nouvelle, pressée par la dégradation de nos environnements et l'érosion rapide et sans précédent de la biodiversité, se construit, s'étoffe, se consolide, teste des méthodes, apprend de ses erreurs. Dans ce monde en mouvement perpétuel, où les rythmes s'accélèrent, le temps de l'Évolution et celui des Hommes, ou plutôt celui des changements que l'Homme impose aux écosystèmes, sont devenus incompatibles. Certaines espèces rencontrent des difficultés à se maintenir, voire disparaissent, d'autres, souvent allochtones, tirent profit de ces nouvelles conditions... mais une chose est sûre, la biodiversité se modifie, les peuplements piscicoles changent. L'ingénieur en restauration des cours d'eau doit composer avec cette dynamique amorcée, guidée par les changements climatiques, et doit imaginer ce que seront les rivières futures, et quelles espèces elles abriteront.

Bibliographie du sous-chapitre V.1

- [1] Office fédéral de l'environnement (OFEV), info fauna (CSCF), 2022, *Liste rouge des poissons et des cyclostomes, Espèces menacées en Suisse*, L'environnement pratique n° 2217.
- [2] UICN Comité français, MNHN, SFI & AFB, 2019, *Liste rouge des espèces menacées en France*, chapitre «Poissons d'eau douce de France métropolitaine».
- [3] Kirchhofer, A., Breitenstein, M., Zaugg, B., 2007, *Liste rouge Poissons et cyclostomes – Liste rouge des espèces menacées en Suisse*, L'environnement pratique n° 0734, Office fédéral de l'environnement, Berne, et Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel.
- [4] Leroy, B., Dias, M. S., Giraud, E., Huguency, B., Jézéquel, C., Leprieur, F., *et al.*, 2019, «Global biogeographical regions of freshwater fish species», *Journal of biogeography*, 46(11), p. 2407-2419.
- [5] Reyjol, Y., Huguency, B., Pont, D., Bianco, P. G., Beier, U., Caiola, N., *et al.*, 2007, «Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish», *Global ecology and biogeography*, 16(1), p. 65-75.
- [6] Alexander, T., Seehausen, O., 2021, *Diversity, distribution and community composition of fish in perialpine lakes, "Projet Lac" synthesis report*, Eawag (Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau), <https://doi.org/10.55408/eawag:24051>
- [7] MacArthur, R. H., Wilson, E. O., 2001, *The theory of island biogeography*, vol. 1, Princeton University Press.
- [8] Balon, E. K., 1975, «Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition», *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(6), p. 821-864.
- [9] Pont, D., Delaigue, O., Belliard, J., Marzin, A., Logez, M., 2013, *Programme IPR+, Révision de l'indice poisson rivière pour l'application de la DCE*, version V. 2.0 de l'indicateur, rapport IRSTEA-ONEMA.
- [10] Bruslé, J., Quignard, J.-P., 2004, *Les poissons et leur environnement : écophysologie et comportements adaptatifs*, Tec & Doc.
- [11] Lucas, M., Baras, E., 2008, *Migration of freshwater fishes*, John Wiley & Sons.
- [12] Northcote, T.G., 1984, «Mechanisms of Fish Migration in Rivers», in McCleave, J.D., Arnold, G.P., Dodson, J.J., Neill, W.H., *Mechanisms of Migration in Fishes*, NATO Conference Series, vol. 14, Springer, Boston, https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2763-9_20.
- [13] Baras, E., Lucas, M. C., 2001, «Impacts of man's modifications of river hydrology on the migration of freshwater fishes: a mechanistic perspective», *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, 1(3), p. 291-304.
- [14] Chapman, B. B., Skov, C., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Hansson, L. A., Brönmark, C., 2012, «Partial migration in fishes: definitions, methodologies and taxonomic distribution», *Journal of fish biology*, 81(2), p. 479-499, <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03549.x>.
- [15] Dönni, W., Spalinger, L., Knutti, A., 2017, *Protection des poissons migrateurs en Suisse, Espèces cibles, bassins versants prioritaires et actions à mener*, Étude réalisée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement.
- [16] Amoros, C., Petts, G. E., 1993, *Hydrosystèmes fluviaux*, Masson, Paris.
- [17] Huet, M., 1949, «Aperçu des relations de la pente et des populations piscicoles des eaux courantes», *Schweiz. Z. Hydrol.*, II (3-4), p. 352-351.
- [18] Verneaux, J., 1973, *Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura), Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs, Essai de biotypologie*, thèse d'état, Besançon.
- [19] Sayer, C. A., Fernando, E., Jimenez, R. R., Macfarlane, N. B., Rapacciuolo, G., Böhm, M., *et al.*, 2025, «One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction», *Nature*, 638(8049), 138-145, <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08375-z>.
- [20] Dudgeon, D., 2019, «Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene», *Current Biology*, 29(19), R960-R967, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>.
- [21] Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., *et al.*, 2019, «Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity», *Biological reviews*, 94(3), p. 849-873, <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.
- [22] Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Oppliger, S., Essyad, K., 2017, *Éclusées – Mesures d'assainissement, Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux*, L'environnement pratique n° 1701, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [23] Wasson, J. G., Malavoi, J. R., Maridet, L., 1998, *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*, Éditions Quae.
- [24] Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., *et al.*, 2019, «Effects of dam construction on biodiversity: A review», *Journal of cleaner production*, 221, p. 480-489, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.001>.
- [25] Office fédéral de l'environnement, 2022, *Eaux suisses. État et mesures*, État de l'environnement n° 2207, Berne.
- [26] Gozlan, R. E., 2019, *Détection de l'agent rosette Sphaerothecum destruens dans les communautés piscicoles de France (Rosetta)*, rapport de l'IRD pour l'AFB.
- [27] Achermann, N., Vonlanthen, P., Dönni, W., 2024, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse – Poissons (état 2024)*, L'environnement pratique, OFEV.

La macrofaune benthique d'eau douce constitue un maillon fondamental dans la chaîne trophique de l'écosystème cours d'eau. Des sources à l'embouchure, la distribution des espèces résulte de stratégies adaptatives développées face aux conditions offertes par l'hydrosystème et aux conditions environnementales qui l'entourent.

Les caractéristiques physiques du lit d'un cours d'eau en termes de diversité de substrats et de conditions hydrodynamiques influencent positivement les populations d'invertébrés. Les cours d'eau et plaines alluviales à l'état naturel (conservé ou retrouvé) offrent une mosaïque d'écosystèmes et des conditions très variées auxquelles la macrofaune benthique répond par une organisation spécifique des peuplements.

V.2.1 Systématique (insectes, crustacés, mollusques...)

La macrofaune benthique, également appelée macrozoobenthos, vit sur ou dans les substrats au fond des cours d'eau (milieu lotique) et des plans d'eau (milieu lentique).

Visibles à l'œil nu, les organismes se répartissent en différentes classes (Insectes principalement, Bivalves, Gastéropodes, Oligochètes, Turbellariés – communément appelés Planaires –, Hydrozoaires, Gordiacés, Nématodes), sous-classes pour les Hirudinés – ou Sangsues, vers Achètes dépourvus de soies –, ordres (Hydracariens), embranchements pour les moins courants (Némertiens, Spongiaires, Cnidaires, Bryozoaires) et sous-embranchement (Crustacés). Parmi les insectes, on compte 11 ordres (Éphémères, Plécoptères, Trichoptères, Diptères, Odonates, Coléoptères, Héteroptères, Mégaloptères, Neuroptères, Hyménoptères, Lépidoptères). Le détail de la classification peut être consulté en ligne sur le site français Perla ^[1].

Dans son ouvrage *Limnofauna Europaea* ^[2], Illies a établi un inventaire quasi exhaustif à l'époque de toutes les espèces recensées appartenant à la macrofaune benthique. Le site Perla mentionne environ 150 familles, 700 genres et plus de 2000 espèces en France. La Suisse ne s'éloigne guère de ces chiffres.

Les macroinvertébrés benthiques sont déterminés généralement à la famille dans les méthodes de bioindication les plus courantes (voir section V.2.4). Les niveaux de détermination n'étant pas identiques selon les embranchements, on parle alors de taxon et de niveau taxonomique qui peut varier selon les déterminations effectuées (parfois allant jusqu'au genre ou à l'espèce, notamment pour les *EPT*).

Ainsi, la méthode IBCH ^[3] appliquée en Suisse et qui fait partie du système modulaire gradué (SMG) ^[4] retient 142 taxons, essentiellement des familles (133). Les principales clés de détermination sont celles de Tachet ^[5] et ^[6]. Les Familles ont des noms qui se terminent en « ae » (Perlidae, Perlodidae, Chloroperlidae si l'on prend des exemples chez les Plécoptères). La fréquence des taxons dans les eaux douces varie

EPT
Éphémères, Plécoptères,
Trichoptères

fortement. Les insectes constituent la majeure partie du peuplement des macroinvertébrés benthiques (selon [7], environ 70 à 90 % selon que l'on considère les familles, genres ou espèces).

V.2.2 Importance dans la chaîne trophique

La chaîne trophique désigne l'ensemble des relations alimentaires entre les êtres vivants, ainsi que les flux d'énergie qui circulent entre eux. On parle aussi de chaîne alimentaire ou de pyramide écologique. Les êtres vivants dépendent tous de substances nourricières qu'ils puisent dans leur milieu naturel ou qu'ils obtiennent en consommant d'autres organismes, afin d'acquérir l'énergie nécessaire à leur survie et à leur développement.

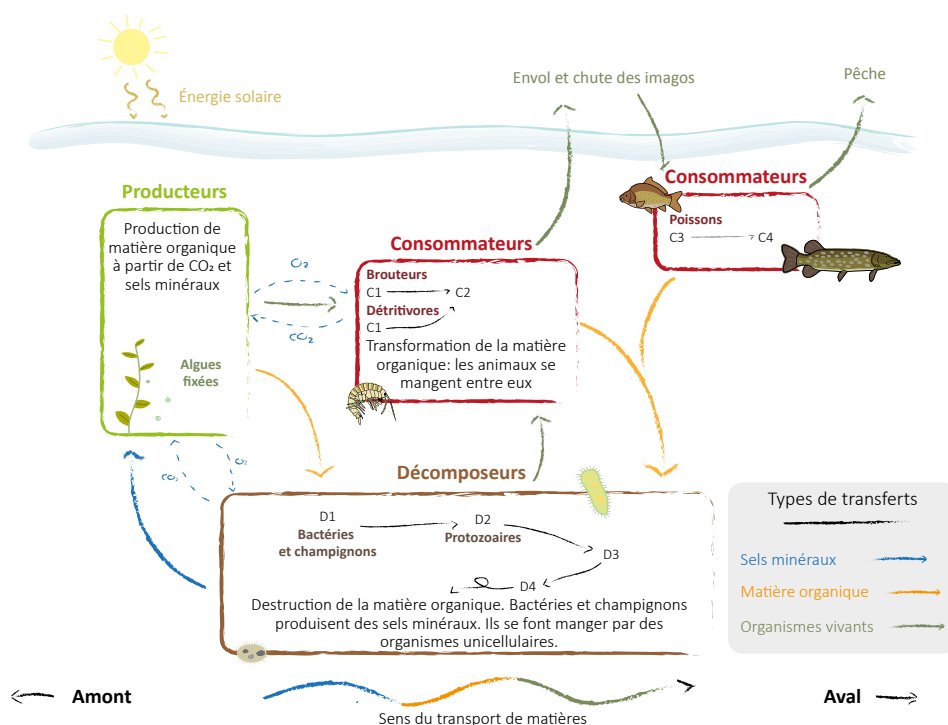
De manière simplifiée, sachant que les interactions sont plus complexes entre les espèces et le milieu, l'édifice trophique peut être résumé comme comprenant :

- les producteurs : premier maillon avec des organismes autotrophes qui produisent eux-mêmes la matière organique dont ils ont besoin ;
- les consommateurs : organismes hétérotrophes qui se nourrissent de producteurs primaires ou d'autres consommateurs ;
- les décomposeurs : bactéries ou champignons participant à la décomposition de la matière organique morte.

Ces organismes appartiennent à différents niveaux trophiques. Chacun mange des organismes de niveau trophique inférieur, ordonnés de manière successive. Les

Fig. V.2.1 Cycle de la matière dans un cours d'eau.

Schéma : C. Ros, tiré de [8]



producteurs sont notamment constitués des végétaux chlorophylliens qui fabriquent des molécules carbonatées par photosynthèse.

Dans le milieu aquatique :

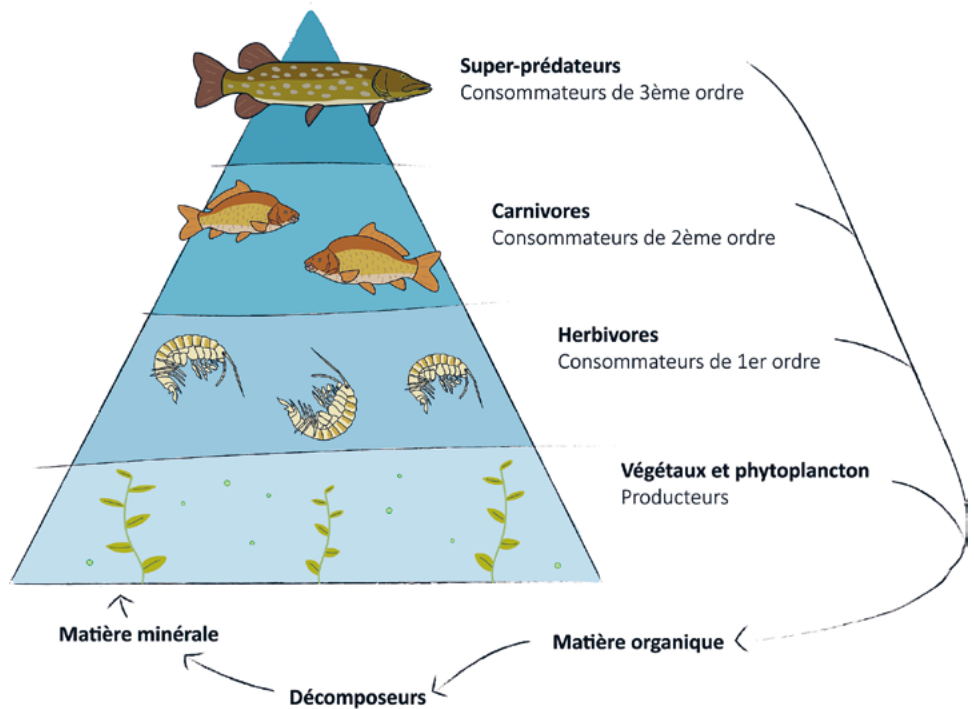
- les producteurs sont les algues, les plantes aquatiques et le phytoplancton ;
- les consommateurs primaires et secondaires sont le zooplancton herbivore et carnivore ;
- les consommateurs tertiaires sont les petits et plus gros poissons.

La figure V.2.1 montre le cycle de la matière dans le milieu ouvert qu'est un cours d'eau. La chaîne trophique peut aussi être représentée sous forme de pyramide écologique [Fig. V.2.2](#).

La proportion de producteurs, consommateurs et décomposeurs varie en fonction de la typologie du cours d'eau. Plus il se situe en altitude, plus son régime hydrologique est de type glaciaire, moins il sera productif du fait des températures froides, de la turbidité et de la quasi-absence de nutriments. La production primaire peut ainsi être très réduite, conditionnant l'ensemble de la chaîne trophique.

Fig. V.2.2 Pyramide écologique d'un écosystème aquatique.

Schéma : C. Ros, d'après ^[9]



La quantité de nutriments augmente vers l'aval du bassin versant, soit naturellement (érosion minérale, apport de matières organiques par les sols et la végétation riveraine), soit de façon anthropique (activité agricole, rejets urbains et industriels). Il est donc logique que la diversité et l'abondance des organismes (producteurs, consommateurs et décomposeurs) soient plus élevées lorsqu'on progresse vers l'aval du continuum longitudinal d'un cours d'eau. Des modifications naturelles (cascades, marais, plans d'eau, etc.) ou artificielles (pollutions, prises d'eau, barrages, etc.) peuvent influencer positivement ou négativement cette évolution longitudinale.

V.2.3 Biologie et écologie

Mues

Changement de carapace pendant la croissance.

Hémimétabole

Développement en 3 stades : œuf, larve, imago, sans stade immobile entre la larve et l'adulte.

Holométabole

Développement avec métamorphose, stade immobile nymphal.

Les macroinvertébrés benthiques sont essentiellement représentés par les insectes aquatiques, dont la plupart possèdent un cycle de vie annuel, avec un état larvaire dans l'eau durant plusieurs mois et un stade adulte aérien. Le cycle de vie débute par la ponte des œufs dans l'eau, puis les larves grandissent et subissent des *mues* successives. Le dernier stade du cycle correspond à la transformation en un adulte. La métamorphose peut être incomplète de type *hémimétabole*, ou complète de type *holométabole* (stade appelé pupe chez les Diptères). Les larves des espèces holométaboles possèdent une morphologie très différente de l'adulte (larves dépourvues d'ailes). Certains insectes passent toutefois leur stade larvaire et leur stade adulte en milieu aquatique, comme quelques Coléoptères (seule la nymphe est terrestre, sauf chez les Noteridae).

Les principaux grands groupes présentent les caractéristiques suivantes (photos tirées de ^[10] et ^[11]) :

- les Plécoptères **Fig. V.2.3** sont inféodés aux eaux vives, fraîches et bien oxygénées ; leur corps étant peu adapté au courant, ils vivent le plus souvent sous les pierres ; ils sont dépourvus de branchies, l'oxygène diffuse à travers le corps et des poils ; les mues du cycle larvaire se succèdent généralement sur une durée d'un an, jusqu'à trois ans pour certaines espèces (cycle de vingt à trente mues) ;

Fig. V.2.3 Plécoptère (*Perlodes microcephalus*) : larve à gauche, adulte à droite.

Photos : © Biopix, N. Sloth



- les Éphémères **Fig. V.2.4** ont une amplitude écologique plus large (eaux vives mais aussi eaux calmes) ; elles supportent mal les eaux polluées ; les stades aquatiques captent l'oxygène grâce à des branchies ; il existe un stade « sub-imago » entre le stade nymphe et imago ; l'adulte vit peu de temps ;

Fig. V.2.4 Trichoptère (*Baetis rhodani*) : larve à gauche, adulte à droite.

Photos : © Biopix, N. Sloth



- les Trichoptères [Fig. V.2.5](#), apparentés aux papillons, sont adaptés aux eaux douces durant leur stade larvaire; la plupart des larves vivent dans un fourreau qu'elles construisent elles-mêmes; constitués de petites pierres et/ou de débris végétaux, ces fourreaux ont des formes très diverses qui caractérisent la famille; les adultes ont des ailes membraneuses couvertes de poils et repliées en toit au repos; ils sont aussi connus sous le nom de «phryganes» ou «porte-bois»;

Fig. V.2.5 Trichoptère (*Limnephilus auricula*): larve à gauche (photo: © Biopix, JC Schou), adulte à droite (photo: © Biopix, N. Sloth).



- les Odonates [Fig. V.2.6](#), communément appelées libellules, se répartissent en deux grands sous-ordres: les zygoptères (demoiselles) et les anisoptères (libellules au sens strict); les stades larvaires sont nombreux (9 à 16) et peuvent durer plusieurs années; les larves sont prédatrices et possèdent un labium, nommé masque, qui peut se déployer pour capturer leurs proies; le mode de respiration est branchial; les adultes vivent de quelques semaines à quelques mois près des habitats aquatiques;

Fig. V.2.6 Odonate (anisoptera, *Libellula quadrimaculata*): larve à gauche, adulte à droite.
Photos: © Biopix, N. Sloth



- les Diptères regroupent les mouches, moucherons, moustiques, et constituent le groupe dominant de l'écosystème aquatique en termes d'individus et d'espèces; les larves colonisent un grand nombre de milieux aquatiques et peuvent être *ubiquistes*, comme très spécialisées (généralement unique groupe vivant dans les torrents glaciaires); les larves ne possèdent pas de pattes ou seulement des pseudopodes; certaines possèdent une capsule céphalique bien visible alors que les autres ont une capsule rétractile dans le thorax; les modes respiratoires sont variés (stigmates, branchies, siphon, ou encore au travers du tégument); le cycle de vie comprend un stade larvaire aquatique, suivi d'un stade pupal (nymphe), puis d'un stade adulte; selon les espèces, ce cycle peut être annuel, mais parfois plus court (quelques semaines); de même, la durée de vie des adultes est très variable;

Ubiquiste
Espèce qui est présente un peu partout.

Rhéophile

Vivant dans les eaux rapides.

Limnophile

Vivant dans les eaux calmes ou stagnantes.

- les Coléoptères [Fig. V.2.7](#) colonisent les milieux d'eaux courantes (espèces *rhéophiles*), mais aussi les mares et les étangs (espèces *limnophiles*); larves et adultes sont généralement aquatiques (à part quelques familles pour lesquelles les larves sont aquatiques et les adultes terrestres, ou inversement); la respiration peut être branchiale ou aérienne à l'aide d'un siphon respiratoire au bout de l'abdomen; certains espèces adultes enferment une bulle d'air entre leurs antennes; les adultes des Dytiscidae nagent très bien, grâce à leurs pattes postérieures pourvues de soies natatoires; les adultes des Hydraenidae (dont les larves ne sont pas aquatiques) et des Elmidae sont dotés de griffes pour résister aux courants, en s'agrippant au substrat; la plupart des espèces vivent une seule année, mais certaines plus longtemps.

Fig. V.2.7 Coléoptère (*Elmis aenea*): larve à gauche, adulte à droite.

Photos: © Biopix, JC Schou



Mis à part les insectes, les autres organismes ont une vie entièrement aquatique:

- les Crustacés d'eaux douces les plus connus sont les écrevisses dont la répartition a fortement régressé; plusieurs facteurs en sont la cause: la pollution des eaux, la correction des cours d'eau, la colonisation de l'écosystème aquatique par des espèces exotiques invasives qui occupent les mêmes niches écologiques et dont certaines sont porteuses saines d'un champignon (*Aphanomyces astaci*) qui décime les écrevisses indigènes; la Suisse abrite trois espèces indigènes, à savoir l'écrevisse à pattes rouges (*Astacus astacus*), l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) et l'écrevisse des torrents (*Austropotamobius torrentium*); quand on se réfère plus spécifiquement au macrozoobenthos, on rencontre principalement deux familles, les Gammaridae [Fig. V.2.8](#) et les Asellidae [Fig. V.2.8](#); les Gammares aplatis latéralement ont la particularité de muer toute leur vie (durée de vie de 1 à 2 ans); les Aselles (aplatis dorso-ventralement) muent également toute leur vie; la respiration s'effectue à l'aide de branchies; ce sont des détritivores;
- les Gastéropodes *dulcicoles* (ou escargots d'eau douce [Fig. V.2.9](#)) sont presque toujours *hermaphrodites*; ils meurent souvent après la reproduction et ne vivent donc généralement pas plus d'un an; leur détermination se base sur la forme et l'enroulement de la coquille, la présence ou non d'un opercule;
- les Bivalves (ou moules d'eau douce) vivent souvent bien plus longtemps que les Gastéropodes d'eau douce; mâles et femelles sont séparés; ils jouent un rôle important en tant que filtreurs; la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*), espèces exotiques invasives

Dulcicole

Organisme qui vit dans les eaux douces.

Hermaphrodite

Présentant à la fois des organes mâles et femelles.

Fig. V.2.8 Gammares, *Gammarus pulex* à gauche (photo: © Biopix, N. Sloth); Aselle, *Asellus aquaticus* à droite (photo: © Yannick Ledoré, FFAL/INPN).



Fig. V.2.9 Gastéropodes: *Ancylus fluviatilis* à gauche (photo: © Biopix, JC Schou), *Physa fontinalis* à droite (photo: © Biopix, N. Sloth).



dont l'aire de répartition de la seconde espèce s'accroît très fortement, en font partie ;

- les Oligochètes («vers de terre» aquatiques) sont détritivores et vivent enfouis dans les sédiments des plans d'eau et des cours d'eau ;
- les Sangsues sont des ectoparasites hématophages (se nourrissant du sang de toutes sortes de vertébrés, notamment des poissons) ou sont prédatrices ; elles sont munies d'une ventouse buccale et d'une ventouse postérieure ;
- les Planaires [Fig. V.2.10](#) ou vers plats (essentiellement ordre des Triclades) sont des organismes prédateurs vivant dans des milieux rhéophiles ou lentiques ; les plus fréquents en milieu alpin sont représentés par l'espèce *Crenobia alpina*, bien reconnaissable à ses deux yeux et ses deux tentacules.

Fig. V.2.10 Planaires: *Crenobia alpina* à gauche (photo: © Biopix, N. Sloth), *Dendrocoelum lacteum* à droite (photo: © Biopix, JC Schou).



Traits écologiques

Caractéristiques des organismes leur permettant de s'adapter à l'environnement.

Déterminer la macrofaune benthique et mettre un nom sur un individu n'a de sens que si on le relie à une signification écologique. Les macroinvertébrés benthiques possèdent des modes de vie et des amplitudes écologiques spécifiques, appelés *traits écologiques*. Tachet, 2010 ^[6] donne, en fin de clé de détermination pour chaque groupe, un tableau où sont rassemblées les données tirées de la littérature et des connaissances des auteurs qui précisent les traits biologiques, physiologiques et écologiques. Sont ainsi présentés 22 traits auxquels un codage flou a été attribué sur une échelle de 3 valeurs, (1) indiquant une faible affinité, (2) une affinité moyenne et (3 ou > 3) une forte affinité.

Le type de nourriture et le mode d'alimentation sont par exemple indiqués dans le tableau des traits biologiques des genres et des espèces pour chaque groupe décrit dans Tachet, 2010 ^[6].

Les régimes alimentaires (qui correspondent à la sélection spécifique des aliments) sont de plusieurs types : herbivore, détritivore, carnivore (prédateurs), omnivore (ces organismes mangent des végétaux et des débris animaux). Les prédateurs se nourrissent de proies plus ou moins grosses : zooplancton, autres macroinvertébrés benthiques, voire alevins de poissons et têtards.

Les modes de nutrition (qui décrivent les processus utilisés pour se nourrir) des macroinvertébrés benthiques sont variés. On recense selon Tachet, 2009 ^[5] :

- les broyeururs qui se nourrissent de grosses particules peu décomposées ^[12] ; ils peuvent être herbivores (découpant des morceaux de plantes), détritivores, voire omnivores (se nourrissant de végétaux en décomposition, en ingérant parfois des animaux morts, comme les Gammarus [Fig. V.2.8](#)) ou carnivores (s'attaquant à des proies vivantes qu'ils découpent en fragments) ;
- les brouteurs qui sont un groupe intermédiaire entre les broyeururs herbivores et les racleurs de substrat ; ces organismes se nourrissent du *périphyton* et découpent la « couche biologique » qui recouvre les pierres et les macrophytes (par ex. les Gastéropodes Lymnaeidae) ;
- les racleurs de substrat qui, grâce à leur appareil buccal, raclent seulement la « couche biologique », sans pouvoir véritablement l'arracher comme les brouteurs (par ex. les Gastéropodes Ancyliidae [Fig. V.2.9](#)) ;
- les limnivores ou mangeurs de substrat qui se nourrissent en filtrant les particules organiques du sédiment fin tel que vase, limon, sable (par ex. les Oligochètes Tubificidae) ;
- les filtreurs (groupe très spécialisé) qui capturent les petits débris organiques entraînés par le courant ; on y recense les Diptères Simuliidae (prémandibules fortement modifiées en forme de « peigne » au-dessus de la tête), alors que d'autres espèces construisent un filet ;
- les suceurs (groupe également spécialisé) qui possèdent un appareil buccal modifié pour absorber une nourriture liquide, qu'ils soient herbivores ou prédateurs.

Périphyton

Organismes microscopiques recouvrant les surfaces immergées et formant le biofilm.

V.2.4 Distribution et hétérogénéité à l'échelle du cours d'eau

La dispersion du macrozoobenthos dans le milieu naturel et leur répartition dans le lit des cours d'eau sont influencées par leur cycle de vie et leur sensibilité à la qualité du milieu. Les espèces vont coloniser différentes zones du cours d'eau en fonction :

Niveau typologique
État potentiel non perturbé d'un tronçon de rivière en fonction des caractéristiques physiques.

- du profil longitudinal du cours d'eau et du *niveau typologique* qui varie entre l'amont et l'aval; la classification la plus communément utilisée pour distinguer la zonation est celle de Illies et Botosaneanu, 1963 ^[12], basée sur les macroinvertébrés benthiques, avec trois zones : le crénon (sources), le rhithron (cours supérieur), dans lequel on différencie trois niveaux (épirhithron, métarhithron et hyporhithron), et le potamon (cours inférieur), également avec trois niveaux (épipotamon, métapotamon et hypopotamon (voir sections IV.1.3, IV.1.4 et IV.1.5);
- du type de substrat; on trouve certaines espèces préférentiellement dans les substrats durs (dalles, blocs, pierres, galets), d'autres dans les substrats meubles (graviers, sables, limons, vases), ou les macrophytes (algues, bryophytes ou mousses, phanérogames), ou encore les débris organiques macroscopiques (litières, branchages, feuilles mortes); la méthode IBCH ^[3] exige d'ailleurs que l'échantillonnage des macroinvertébrés soit effectué selon une grille qui prend en compte les différents types de substrats (11 au total) que l'on peut rencontrer dans un cours d'eau;
- de la vitesse du courant sachant que certaines espèces sont plutôt rhéophiles et d'autres limnophiles (cf. définition à la section V.2.3); tout comme le substrat, ce paramètre est un facteur clé de la répartition du macrozoobenthos, la méthode IBCH ^[3] intégrant les classes de vitesse dans l'échantillonnage;
- la hauteur d'eau pour quelques espèces qui se rencontrent uniquement dans une mince pellicule d'eau (espèces hygropétriques).

Microhabitat
Petit espace au sein du cours d'eau qui réunit des conditions particulières propres à certaines espèces qui en dépendent étroitement.

Préférendum
Valeur d'un paramètre pour lequel une espèce peut atteindre son développement optimal

La macrofaune benthique va se répartir de manière hétérogène selon les conditions rencontrées dans le lit. C'est dans cette optique de prospection des différents *microhabitats* que s'inscrivent les méthodes d'indices biologiques, en particulier celle de l'IBCH ^[3], les différents taxons se répartissant selon leur *préférendum* vis-à-vis des microhabitats (blocs, pierres, graviers, sable, limon, macrophytes, litières, vase, etc.).

À mesure que l'on descend vers l'aval, l'hétérogénéité des habitats s'accroît, favorisant l'installation d'espèces plus nombreuses. De l'amont vers l'aval, on constate une augmentation de la richesse spécifique. Le régime alimentaire des macroinvertébrés benthiques conditionne leur répartition longitudinale ^[13].

On observe ainsi dans un cours d'eau à la fois une zonation longitudinale (amont/aval) et une zonation transversale (par rapport au chenal d'écoulement).

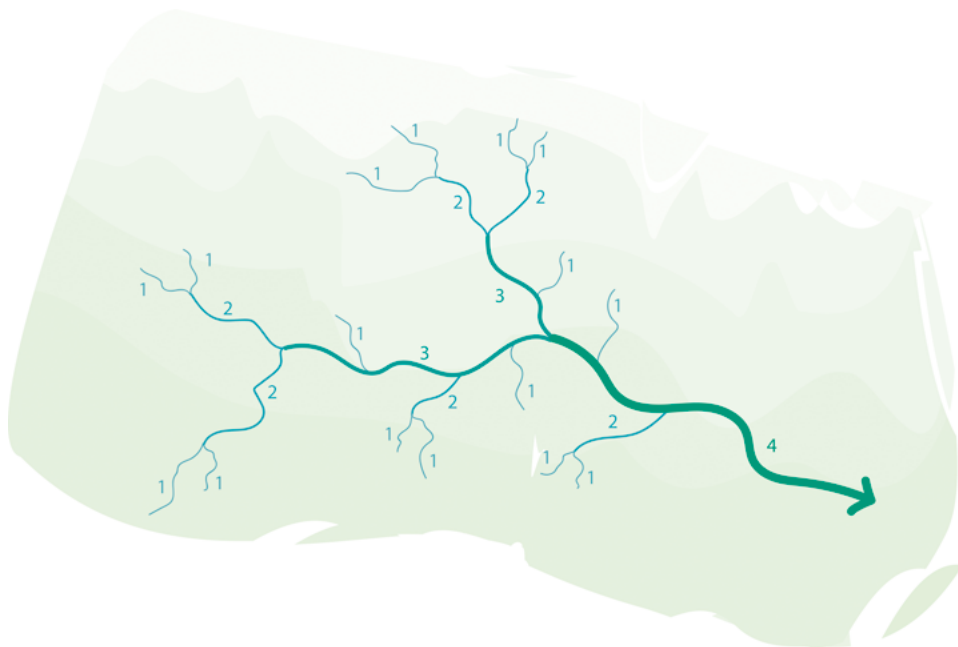
Outre les traits relatifs à la biologie et à la physiologie, les traits écologiques documentent la répartition par région, la distribution altitudinale, longitudinale, transversale, le *préférendum* en termes de microhabitats et de courant, le mode de locomotion et la relation au substrat.

V.2.5 Concept de continuum fluvial

Selon le concept de continuum fluvial, ou *River continuum concept*, proposé par Vannote *et al.*, 1980 ^[14], la présence et l'abondance du macrozoobenthos peuvent être prédites, car la composition fonctionnelle des communautés change à mesure que l'on s'éloigne de la source. Ainsi, le concept prend en compte le degré de trophie des espèces et prédit que la communauté de macroinvertébrés aquatiques devrait refléter l'origine et la quantité de nourriture disponibles dans le cours d'eau.

Le River continuum concept utilise comme référentiel la méthode d'ordination des rangs de Strahler ^[13]. Cet indicateur rend compte de la taille des cours d'eau qui sont donc ordonnés en classes de taille, parfois adaptées en fonction des caractéristiques locales de l'évolution longitudinale des écosystèmes [Fig. V.2.11](#). À mesure que l'ordre des cours d'eau augmente, les communautés d'invertébrés aquatiques devraient évoluer pour refléter ce changement.

Fig. V.2.11 Méthode de classification des cours d'eau selon Strahler.
Dessin: C. Ros



Les différentes approches (zonation, biotypologie de Verneaux (1981) ^[15], concept de continuum fluvial et ordination des rangs de Strahler) ont été mises en correspondance dans un schéma publié par l'AFB ^[13], devenu l'OFB (Office français de la biodiversité) en 2018 [Fig. V.2.12](#).

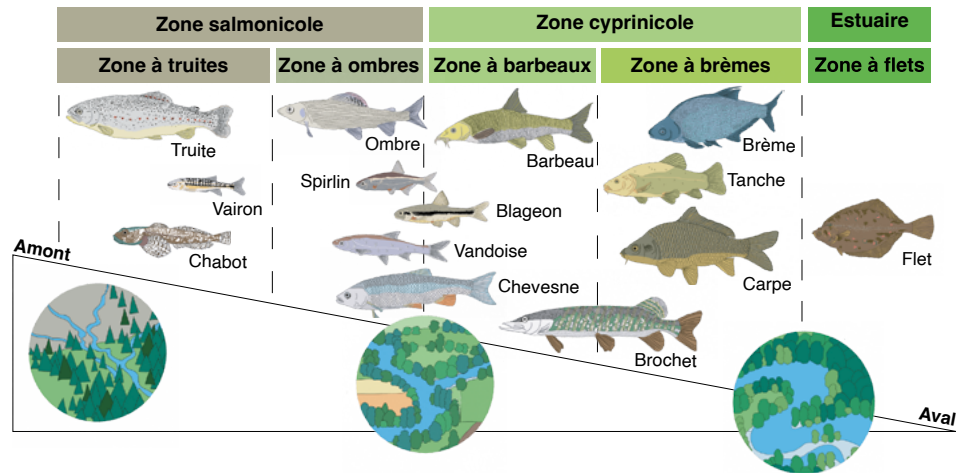
V.2.6 Bioindication basée sur les macroinvertébrés benthiques

La « bioindication » se base sur des espèces végétales ou animales qui, de par leurs particularités écologiques, traduisent les modifications abiotiques (éléments non vivants d'un système) ou biotiques (éléments vivants d'un système) de l'environnement ^[12]. Ces espèces réagissent aux conditions du milieu.

La bioindication a surtout été développée pour les eaux douces courantes et considère une communauté d'individus (ou groupe socio-écologique) dont la présence ou l'état renseigne sur les caractéristiques écologiques (physico-chimiques, microclimatiques, biologiques ou fonctionnelles) de l'environnement. Pour les eaux douces, plusieurs groupes peuvent être considérés : macroinvertébrés benthiques, diatomées, poissons, amphibiens, plantes aquatiques.

En analysant la diversité de la communauté et son abondance (ainsi que l'abondance de chaque taxon), il est possible d'évaluer la qualité écologique globale d'un

Fig. V.2.12 Mise en correspondance des zonations écologiques et typologiques des cours d'eau.
Schéma : A. Sordet, d'après l'Office national de la biodiversité



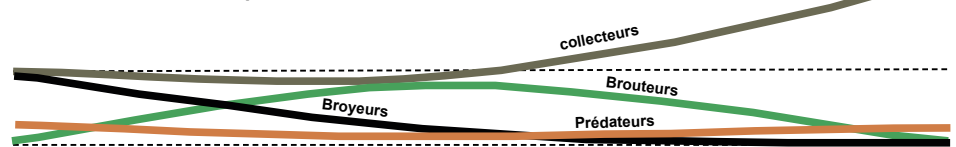
Zonation de Illies et Botosaneanu

Crénon	Rithron	Potamon
--------	---------	---------

Biotypologie de Verneaux

B0-B1 Sources ruisselets secs non piscicoles	B2 Ruisseaux issus de sources d'altitude	B3 Ruisseaux monta- gnards	B4 Petites rivières froides	B5 Rivières de pré- montagne	B6 Rivières fraîches	B7 Cours d'eau de plaine aux eaux plus fraîches	B8 Grands cours d'eau de plaine	B9 Bras mort, noues, grands cours d'eau lents et chauds
--	--	-------------------------------------	--------------------------------------	---------------------------------------	----------------------------	--	---------------------------------------	---

River continuum concept



Ordination des rangs de Strahler

Rangs 1 à 3	Rangs 4 et 5	Rangs supérieurs à 5
-------------	--------------	----------------------

cours d'eau, car le macrozoobenthos intègre toutes les conditions du milieu dans lequel il vit (morphologie, hydrologie, processus dynamiques du cours d'eau, qualité physico-chimique de l'eau). Toute modification du milieu (pollution, correction du lit et, dans une moindre mesure, diminution de la quantité d'eau) entraîne une réduction de la diversité et l'élimination des taxons les plus sensibles, au profit d'autres moins sensibles, parfois indicateurs d'une pollution organique. La communauté témoigne de la qualité de l'habitat qu'elle occupe, et ce durant son développement. Avec des cycles de vie généralement d'un an, le macrozoobenthos permet une approche intégratrice sur une certaine période, alors que les analyses physico-chimiques donnent un « cliché instantané » de la situation.

Si une source de pollution organique induit une dégradation du cours d'eau, on constatera un changement de communauté. Vers l'aval, la qualité du milieu peut s'améliorer selon un processus d'*autoépuration*. On observera une succession de taxons qui marqueront cette évolution, passant d'espèces tolérantes caractéristiques des eaux polluées (Tubificidae par ex.) à des taxons plus polluosensibles. Si la pollution

Autoépuration
Processus biologique naturel par lequel l'eau se nettoie elle-même si la quantité de matières polluantes rejetée n'est pas trop importante.

n'est trop élevée il sera possible de retrouver une faune caractéristique d'une eau de bonne qualité.

La bioindication à l'aide du macrozoobenthos a été développée dans les années 1960. Les premières méthodes utilisées, de conception simple, étaient orientées vers un peuplement en lien avec la polluosensibilité de certaines espèces ou groupes (présence/absence de taxons indicateurs et richesse taxonomique). Jean Verneaux a ensuite largement contribué à développer en France plusieurs indices, entre autres (pour plus d'informations, voir la publication de Beauger, 2014 ^[16]) :

- Ib (Indice biologique, Tuffery & Verneaux, 1968 ^[17]), dérivé de l'indice biotique de Trent (ou Trent Biotic Index, TBI, Woodiwiss, 1960 ^[18]) ;
- IBG (indice biologique global, Verneaux *et al.*, 1982 ^[19]), norme AFNOR (Association française de normalisation) expérimentale durant 10 ans ;
- IBGN (indice biologique global normalisé, AFNOR, 1992 ^[20]) adapté de l'IBG à la suite du retour d'expérience.

L'indice suisse, IBCH (Indice biotique suisse), dérive directement de l'IBGN, dont il reprend la majorité des éléments. Initialement publiée en 2010 (Stucki, 2010 ^[21]), la méthode a été révisée au moyen d'analyses statistiques détaillées et de connaissances d'experts, afin d'introduire un coefficient correctif intégrant les facteurs naturels influençant les résultats. Elle est devenue l'IBCH_2019 (OFEV (éd.), 2019 ^[22]). Il s'agit d'une procédure uniformisée pour le prélèvement et le traitement des échantillons, décrite dans la publication concernant le système modulaire gradué macrozoobenthos (niveau R) de l'OFEV ^[23]. L'IBCH permet d'échantillonner et d'évaluer uniquement les zones accessibles à pied des cours d'eau. 8 prélèvements sont effectués dans des habitats différents (couple substrats-vitesse) en suivant le protocole établi. Les échantillons sont soit réunis, soit maintenus séparément selon les objectifs assignés. Ils sont conservés dans l'alcool. Bien que le tri et la détermination de la faune soient possibles sur terrain, il est le plus souvent préférable de déterminer les organismes au laboratoire sous loupe binoculaire. Pour la plupart des groupes, la détermination s'effectue jusqu'au niveau de la famille. La liste faunistique obtenue permet le calcul d'une note (basée sur le groupe indicateur et le nombre de familles). La note IBCH_2010 s'inscrivait sur une échelle de 1 à 20, alors que l'IBCH_2019 donne une note entre 0 et 1 qui exprime en % un degré d'atteinte d'une très bonne qualité (qualité maximale). Le calcul est automatisé dans le fichier Excel de la méthode « liste faunistique » mise à disposition sur le site dédié au système modulaire gradué ^[23]. Sur le terrain sont documentés les microhabitats dans lesquels les prélèvements ont été effectués, l'aspect général et l'écomorphologie du tronçon étudié. Ces paramètres sont saisis dans des protocoles uniformisés.

Info fauna
Centre national de données et
d'informations sur la faune de
Suisse.

Les données macrozoobenthos sont transmises puis gérées par *info fauna* dans le système d'information MIDAT ^[24].

L'indice ne permet pas toutefois de déduire le type de perturbation : 2 stations très différentes peuvent avoir une même note (tronçon endigué avec une très bonne qualité d'eau et tronçon naturel dégradé par pollution chronique). Le résultat doit être interprété au regard de la liste faunistique, en tenant compte de la typologie du cours d'eau et des conditions biogéographiques (rivière alpine / de plaine, rejets de STEP ou autres, atteintes connues ou supposées, etc.). Soulignons que certaines familles polluosensibles peuvent présenter un genre ou une espèce plus résistant que les autres

aux perturbations. Outre le calcul de la note IBCH, le résultat intègre un « test de robustesse » (calcul d'une seconde note en supprimant le premier groupe indicateur de la liste faunistique et en prenant le groupe indicateur suivant) ; si l'écart entre les deux valeurs est important, l'IBCH est probablement surestimé.

L'IBCH est largement utilisé dans les suivis de qualité des cours d'eau menés par les cantons, les programmes d'observation nationale sur la qualité des eaux de surface NAWA TREND et NAWA SPEZ (étude sur la pollution par les pesticides) de l'OFEV, ainsi que le monitoring de la biodiversité en Suisse (BDM) également mené par l'OFEV. Ces suivis demandent que les EPT soient déterminés à l'espèce.

Les planifications stratégiques de la renaturation (notamment revitalisations et éclusées) ont considéré la macrofaune benthique. Le contrôle d'efficacité des mesures réalisées, publié par l'OFEV ^[25], contient une fiche technique basée sur le macrozoobenthos (jeu d'indicateurs 6 ^[26]).

L'IBCH comporte des limites d'application : l'indice n'est pas adapté aux grands cours d'eau, ni aux zones de sources, ni aux milieux stagnants. D'autres méthodes, qui s'appuient aussi sur le macrozoobenthos, sont développées pour ces milieux. Le système modulaire gradué propose :

- une méthode d'investigation des grands cours d'eau ^[27] (uniquement en allemand, le document présente une méthodologie pour l'échantillonnage du fond du cours d'eau en plongée ainsi qu'une méthode pour l'échantillonnage près des rives, basée sur des études biologiques menées sur le Haut-Rhin) ;
- des méthodes de recensement et d'évaluation des milieux crénaux ^[28] avec un volet macrofaune benthique pour l'appréciation éco-faunistique des sources en tant que milieu naturel ; la faune aquatique est déterminée au niveau des genres et des espèces, classés ensuite selon leur degré de typicité aux sources (de typique à très étrangère).

Pour les milieux stagnants (petits plans d'eau et plus grands lacs), citons :

- l'IBEM (indice de biodiversité des étangs et des mares) ^[29] ; l'évaluation repose sur l'échantillonnage standardisé de 5 groupes biologiques : la végétation aquatique, les Gastéropodes aquatiques, les Coléoptères aquatiques, les Odonates adultes et les Amphibiens ;
- l'échantillonnage de la faune benthique littorale des lacs en plongée ^[30] ;
- l'étude de la faune benthique des sédiments profonds (en l'occurrence du Léman), plus particulièrement l'étude des Oligochètes, des Chironomes et des mollusques bivalves Sphaeriidae ^[31].

Dans le cadre de leur mission de surveillance de la qualité des milieux lacustres, les cantons mènent des suivis et des investigations basés sur les macroinvertébrés benthiques. Les études d'impacts liées à des projets touchant les milieux aquatiques étudient le macrozoobenthos pour évaluer l'impact de ces projets en s'appuyant sur les connaissances scientifiques acquises dans ce domaine.

Les indices biologiques sont nombreux et complémentaires. Ils sont souvent couplés à d'autres analyses, le but n'étant pas de les opposer, mais d'obtenir un diagnostic le plus complet possible. Les dernières avancées s'orientent vers l'ADNe environnemental pour la surveillance et l'évaluation biologiques des écosystèmes aquatiques, méthode intégrée dans le système modulaire gradué de la Confédération ^[32].

V.2.7 Conclusion

Ce sous-chapitre dresse les grands principes de la systématique, présente les principales familles et groupes, introduit quelques notions écologiques ainsi que le principe de continuum fluvial, et expose l'utilisation de la macrofaune benthique dans la bioindication. L'étude de ces organismes permet une meilleure compréhension des milieux aquatiques en tant qu'intégrateurs des conditions environnementales.

Rappelons toutefois que le niveau d'interprétation dépend des connaissances et de la technologie du moment.

L'hydrobiologiste doit connaître les limites des méthodes, se tenir informé et se former en permanence. De même, il doit pouvoir collaborer avec les spécialistes des différents groupes faunistiques et des autres domaines d'étude.

L'émergence de l'ADNe, méthode en fort développement avec de nombreux axes de recherche, ne doit pas reléguer au second plan les compétences taxonomiques.

Avec la montée en puissance également de l'intelligence artificielle (IA), il est indispensable de conserver une analyse critique, basée sur des connaissances de terrain partagées avec l'ensemble du corps professionnel.

Bibliographie du sous-chapitre V.2

- [1] Perla (v3), Détermination des invertébrés d'eau douce, <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/>.
- [2] Illies, J., 1978, *Limnofauna Europaea*, 2^e édition, Fischer, Stuttgart.
- [3] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2019, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau (IBCH_2019)*, *Macrozoobenthos – niveau R*, édition actualisée 2019, L'environnement pratique n° 1026, Berne.
- [4] OFEFP, 1998, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse*, *Système modulaire gradué*, Informations concernant la protection des eaux n° 26, Berne.
- [5] Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P., Dessaix, P., Pattee, E., 2009, *Initiation aux Invertébrés des Eaux Douces*, Association Française de Limnologie (AFL), Thonon.
- [6] Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2010, *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie*, nouvelle édition, CNRS Éditions, Paris.
- [7] Verneaux, J., 1983, cours non publié de DESS.
- [8] Fellrath, M., 1980, *La rivière milieu vivant*, Payot, Lausanne.
- [9] Agence de l'Eau Rhin-Meuse.
- [10] Biopix, photos de nature, <http://www.biopix.eu/>.
- [11] Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) et Office français de la biodiversité (OFB), 2003-2025, fiche de *Asellus aquaticus* (Linnaeus, 1758), Inventaire national du patrimoine naturel (INPN).
- [12] Illies, J., Botosaneanu, L., 1963, «Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérée surtout du point de vue faunistique», *Mitt. int. Ver. Limnol.*, 12.
- [13] Office français de la biodiversité (OFB), 2018, *RecueilHydro 15 – Typologies, version 6, Des étapes et des outils*, fiche 4, Les typologies des cours d'eau.
- [14] Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E., 1980, «The river continuum concept», *Can. J. Fisch. Aquat. Sci.*, 37, p. 130-137.
- [15] Araye, D. R., Ahouansou, D. M. M., Vissin, E. W., 2020, «Identification des Têtes de Bassin Versant pour une Gestion Durable des Ressources en Eau de la Rivière Mékrou», *International Journal of Sciences and High Technologies*, vol. 22, n° 1, p. 248-257.
- [16] Verneaux J., 1981, «Les poissons et la qualité des cours d'eau», *Annales scientifiques de l'université de Franche-Comté Besançon*, p. 33-41.
- [17] Beauger, A., Lair, N., 2014, «Analyse des principales méthodes de bio-évaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques», *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, hors-série n° 4, Jubilé de l'hydrologie lyonnaise*, p. 15-33, <https://doi.org/10.3406/linly.2014.13891>.
- [18] Tuffery, G., Verneaux, J., 1968, *Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes*, CERAFAER, 4, Paris.
- [19] Woodiwiss, F. S., 1960, *Trent Biotic Index of pollution 2nd Quinquennial Abstract of Statistics relating to the Trent Watershed*, Trent River Authority, et Woodiwiss, F. S., 1964, «The biological system of stream classification used by the Trent River Board», *Chemistry and Industry*, 11, p. 443-447.
- [20] Verneaux, J., Galmiche, P., Janier, A., Monnot, A., 1982, «Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes, Un indice biologique de la qualité générale (I.B.G.)», *Annales scientifiques de l'université de Franche-Comté Besançon*, p. 11-21.
- [21] AFNOR, 1992 (modifié, 2004), *Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*, NF T-90-350.
- [22] OFEV, 2019, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau (IBCH_2019)*, *Macrozoobenthos – niveau R*, édition actualisée 2019, L'environnement pratique n° 1026.
- [23] Stucki, P., 2010, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse*, *Macrozoobenthos – niveau R*, Office fédéral de l'environnement, L'environnement pratique n° 1026, Berne.
- [24] <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/macroidvertebres/>.
- [25] <https://www.infofauna.ch/fr/donnees/nos-bases-de-donnees/systeme-dinformation-midat#gsc.tab=0>.
- [26] OFEV, 2025, *Contrôle des effets des revitalisation de cours d'eau*, Apprendre ensemble pour l'avenir, version du 31.01.2025, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/valorisation-et-protection-des-eaux/mesures-de-revitalisation/praxisleitfaden-zur-wirkungskontrolle.html>.
- [27] OFEV, 2024, fiche technique du jeu d'indicateurs 6 Macrozoobenthos, état : 15.03.2024, version 1.04.
- [28] <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/grands-cours-deau-2/>.
- [29] <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/milieux-crenaux/>.
- [30] <https://campus.hesge.ch/ibem/methode.asp>.
- [31] Lods-Crozet, B., Chevalley, P.-A., 2018, *Caractérisation des habitats riverains et littoraux du lac de Neuchâtel – 2013-14*, suivi RIVELAC, Direction Générale de l'Environnement, Protection des Eaux, Biologie des eaux.
- [32] Lods-Crozet, B., Chevalley, P.-A., 2016, *Évolution du zoobenthos profond du Léman*, Campagne 2015, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 2016, p. 132-141.
- [33] Pawlowski, J., Apothéoz-Perret-Gentil, L., Mächler, E., Altermatt, F., 2020, *Utilisations de l'ADN environnemental pour la surveillance et l'évaluation biologiques des écosystèmes aquatiques*, Directives, Office fédéral de l'environnement, Connaissance de

l'environnement n° 2010
Berne, <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/M%C3%A9thodes-utilisations-de-ladn-environnemental-pour-la-surveillance-et-levaluation-biologiques-des-ecosystemes-aquatiques-fr/>.
Menétrey Perrottet, N., 2009,
Élaboration d'une méthode

d'évaluation de la qualité écologique des petits plans d'eau basée sur les communautés de macroinvertébrés, thèse n° 4064, Faculté des sciences de l'université de Genève.
Ramade, F., 2002. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*, Ediscience International, Paris.

Outre les références bibliographiques clairement indiquées, l'autrice a consulté différents sites internet, dont Wikipédia, pour consolider son propos.

Les cours d'eau abritent une large diversité d'espèces aquatiques, poissons et invertébrés, mais pas seulement. Toute une série d'espèces amphibiens, terrestres et même aériennes utilisent ce type de milieu, soit comme lieu de vie, soit pour se déplacer.

V.3.1 Amphibiens

Amphibie vient du grec *amphibios* qui signifie «double vie». Presque tous les amphibiens commencent leur vie dans l'eau, puis gagnent le milieu terrestre après une transformation de leur morphologie (métamorphose). Par la suite, une grande partie d'entre eux ne revient à l'eau que pour se reproduire. C'est notamment le cas des Anoures, les amphibiens dont les adultes n'ont pas de queue, tels que les crapauds, grenouilles et rainettes. Les Urodèles, les amphibiens qui ont une queue à l'âge adulte (tritons et salamandres), ont une vie majoritairement aquatique dans le cas des différentes espèces de tritons, alors que les salamandres ont également des mœurs terrestres chez la salamandre tachetée (*Salamandra salamandra*) pour les adultes et chez la salamandre noire (*Salamandra atra*) pour toutes les classes d'âge. À l'exception de cette dernière, toutes les espèces ont ainsi un lien avec les milieux aquatiques, en tout cas pour la ponte et le développement des juvéniles (têtards chez les Anoures et larves chez les Urodèles) ^[1, 2].

Ce lien avec les milieux aquatiques est principalement réalisé via les petits plans d'eau : mares, étangs, gouilles temporaires, ornières. Seules deux espèces sont réellement liées aux cours d'eau. Il s'agit de la salamandre tachetée et de la grenouille de Lataste (*Pelophylax latastei*). La première se reproduit principalement dans les petits cours d'eau situés en forêt, car l'adulte est lié aux forêts et a des mœurs terrestres [Fig. V.3.1](#). La salamandre tachetée est ovovivipare. Les œufs sont maintenus dans le tractus reproducteur des femelles jusqu'à l'éclosion des larves et il n'y a ainsi pas d'œufs qui sont émis dans l'environnement. Les petites larves qui sont émises sont faciles à reconnaître : elles ont déjà la forme typique d'un adulte (mais pas encore ses couleurs), avec des branchies à l'arrière de la tête et des taches jaunes à la base des pattes. La seconde espèce pond dans les petits ruisseaux d'un à deux mètres de large. Les œufs, pondus en petits amas, sont attachés aux racines pour éviter qu'ils ne soient emportés par le courant ^[1].



Fig. V.3.1 À gauche, salamandre tachetée sur une litière d'un sol forestier (canton de Genève, 2017). À droite, crapaud calamite, espèce liée aux mares temporaires et milieux pionniers qui se forment naturellement dans des zones alluviales dynamiques. Aujourd'hui, cette espèce occupe surtout des milieux secondaires de substitution, comme les gravières.

Photos: C. Fischer (à gauche) et P.-A. Frossard (à droite)

Toutes les autres espèces d'amphibiens se reproduisent ou vivent dans des plans d'eau stagnants ou des secteurs de cours d'eau qui n'ont pas ou très peu de courant. Ce sont alors les bras morts et les roselières en bordure de grands cours d'eau qui sont utilisés, s'ils ne sont pas trop profonds et si les fonds et les berges sont naturels. La salamandre noire représente la seule exception, car elle est vivipare et met bas dans des milieux terrestres humides.

Les cours d'eau présentant une dynamique naturelle et un lit suffisamment large (état naturel ou retrouvé grâce à un projet de renaturation) peuvent également fournir des sites de pontes et des habitats idéaux après les crues, car ces dernières génèrent des étangs temporaires ou des chenaux stagnants. À noter que le castor (*Castor fiber*) peut favoriser des dynamiques de plaine alluviales avec ses barrages et créer ainsi des habitats favorables aux amphibiens [5].

La dynamique naturelle des cours d'eau permet également d'éroder les berges et de créer des talus ou des glissements qui mettent le substrat à nu. Celles-ci peuvent être utilisées comme habitat terrestre par le crapaud accoucheur (*Alytes obstetricans*) [Fig. V.3.2](#), qui creuse de petits terriers dans les talus sablonneux ou utilise des anfractuosités dans les zones d'épierrement.

Fig. V.3.2 À gauche, glissement de substrat après une crue mettant le sol à nu. Ce type de structure est favorable à la reproduction du crapaud accoucheur.

À droite, aménagement d'un bras secondaire de décharge de crue, doté de dépressions remplies d'eau temporairement : un habitat favorable aux espèces à caractère pionnier comme le sonneur à ventre jaune.

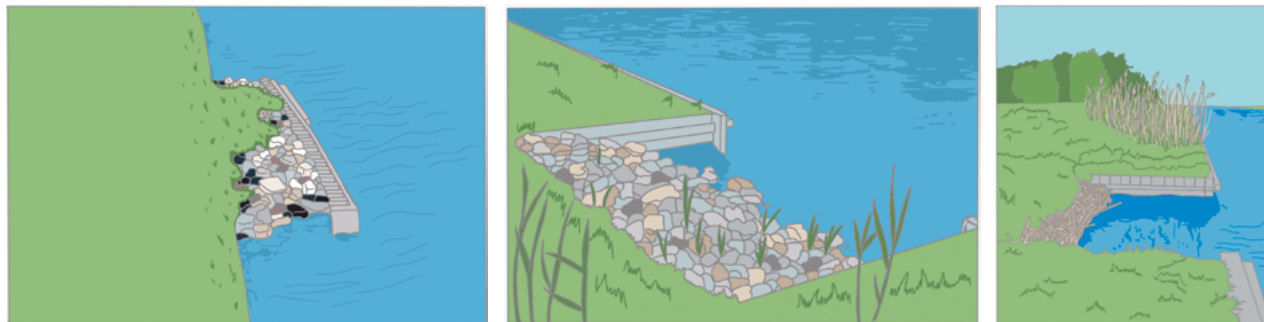
Photos: HEPIA (à gauche) et P.-A. Frossard (à droite)



Fig. V.3.3 Exemples de différents aménagements permettant à la faune de sortir de tronçons de cours d'eau canalisés, à l'aide d'épierrements (à gauche et au centre) ou de branchages (à droite).

Schéma : A. Sordet, inspiré du projet COST 341

Dans les cas où un cours d'eau est canalisé, ou sur les tronçons comportant des berges artificielles, il faudrait aménager des systèmes permettant aux amphibiens d'accéder au cours d'eau et surtout d'en ressortir [Fig. V.3.3](#), car les adultes après la reproduction et les jeunes adultes après leur métamorphose doivent pouvoir rejoindre les milieux terrestres attenants. Ce type d'aménagement est également utile pour d'autres groupes, comme les mammifères, autant pour les espèces amphibiennes que pour les espèces terrestres qui tentent parfois de traverser les cours d'eau lors de leur migration ou de leur dispersion, et parfois même régulièrement si des ressources importantes sont situées de chaque côté du cours d'eau.



V.3.2 Reptiles

Avec les ancêtres des mammifères (les Synapsides), les Reptiles sont considérés comme la première classe de vertébrés à s'être totalement affranchie de l'eau, même pour la reproduction ^[4]. On pourrait ainsi penser que les cours d'eau ont a priori peu d'attraits pour ce groupe, mais il n'en est rien. Au contraire, ce type de milieu et surtout les habitats présents sur les berges peuvent fournir la majorité des ressources nécessaires à leur survie : abri, alimentation et zones de *basking*, les endroits bien exposés où les animaux peuvent se réchauffer au soleil. En effet, le fait de pouvoir augmenter leur température corporelle est important pour les espèces poïkilothermes (espèces qui ne sont pas en mesure de réguler elles-mêmes leur température interne, qui dépend donc des conditions extérieures ; également appelées « espèces à sang froid »), car cela permet d'accélérer les processus métaboliques (par ex. la digestion) et les capacités de se mouvoir.

Pour commencer, plusieurs espèces sont amphibiennes. Il s'agit de la cistude d'Europe (*Emys orbicularis*), notre seule espèce de tortue indigène, des couleuvres à collier, helvétique (*Natrix helvetica* à l'ouest et au sud de la Suisse) et nordique (*Natrix natrix* au nord-est), de la couleuvre vipérine (ou couleuvre mauresque, *Natrix maura*) et de la couleuvre tesselée (*Natrix tessellata*) ^[1]. Aucune espèce de lézard n'est cependant amphibie dans la zone géographique considérée. La cistude est liée aux milieux stagnants à fond vaseux et pourvus d'une riche végétation aquatique. On peut ainsi la trouver dans les bras morts ou les zones d'eau calmes et riches en plantes aquatiques des grands cours d'eau. Dans ces habitats, il est important que la cistude ait accès à des sites de *basking* : elle utilise généralement des bois morts flottant au sein des plans d'eau, ou les berges bien exposées. Comme tous les reptiles, elle se reproduit

cependant sur la terre ferme en choisissant des secteurs bien exposés et secs. Les talus de sables, prairies sèches et zones de buissons bien exposés à proximité du plan d'eau sont indispensables à la survie d'une population [Fig. V.3.4](#). Dans les cours d'eau à dynamique naturelle, ces habitats sont générés grâce aux crues.

Fig. V.3.4 Talus sableux favorable à la ponte de la cistude. Une clôture électrique a été installée afin d'éviter la prédation par les mammifères terrestres.

Photo: R. Martinuzzi



En ce qui concerne les espèces de serpents amphibies, les couleuvres à collier utilisent majoritairement l'interface entre les berges et les plans d'eau, à la recherche de leurs proies de prédilection, les Anoures. Elles occupent ainsi régulièrement les quelques mètres du côté terrestre et du côté aquatique des berges, en particulier en période de reproduction des amphibiens. Comme pour ces derniers, les types de cours d'eau concernés sont principalement les bras morts et les zones calmes et peu profondes, riches en végétation aquatique. Dans les cours d'eau à courant plus marqué, la couleuvre à collier peut utiliser les vasques où l'eau stagne. La couleuvre vipérine et la couleuvre tesselée sont plus piscivores, même si elles consomment également des amphibiens, et elles vont aller chasser plus loin en pleine eau dans les rivières ou les fleuves et même dans les lacs. Elles utilisent les berges bien exposées offrant des abris comme sites de repos ou de basking, et chassent ensuite en milieu aquatique. Pour capturer leurs proies, elles peuvent soit chasser activement, soit se poser à l'affût au fond du cours d'eau en attendant que l'une d'elles passe à proximité. Elles peuvent rester ainsi immobiles au fond du cours d'eau pendant plusieurs minutes.

Les autres reptiles ne sont pas à proprement parler liés aux cours d'eau, mais plutôt aux habitats terrestres qui les bordent. En effet, ces derniers sont rarement exploités aussi intensivement que le reste du territoire – de par la pente, l'instabilité du terrain et les risques d'inondations – et présentent des berges généralement mieux végétalisées et offrant plus de microstructures (enrochements, tas de pierres, tas de bois) que le reste du paysage anthropisé. Ces conditions fournissent ainsi des milieux favorables à un grand nombre d'espèces. Les structures les plus intéressantes sont

les enrochements riches en cavités et les zones embuissonnées qui procurent de nombreuses caches, tandis que l'ouverture côté cours d'eau offre des secteurs bien exposés au soleil et protégés pour le basking. Les bordures de cours d'eau disposent ainsi de nombreux habitats favorables à l'ensemble des reptiles, amphibiens et terrestres.

V.3.3 Avifaune

Les habitats fluviaux représentent un élément de l'environnement important pour l'avifaune. Leur continuité et la végétation ligneuse associée représentent parfois les seules structures naturelles dans des paysages banalisés par l'urbanisation ou l'exploitation agricole intensive. Ces corridors biologiques sont composés d'une succession d'habitats allant des plages et berges les plus pionnières, façonnées au gré des crues, jusqu'aux milieux très évolués, à l'exemple des anciennes forêts humides débordant de vie, en passant par une diversité de milieux prairiaux et buissonnants, se développant sur les terrasses alluviales des cours d'eau d'une certaine dimension.

L'avifaune liée à ces structures est souvent moins spécialisée que ce que l'on peut trouver chez certains invertébrés ou pour la végétation. En effet, la plupart des espèces qui s'y reproduisent se retrouvent également dans d'autres milieux ouverts ou forestiers. Il existe tout de même une partie de l'avifaune pour laquelle les rivières représentent un habitat indispensable, composée d'espèces qui ont su s'adapter à ce milieu de vie dynamique et changeant.

Chaque habitat qui compose les zones alluviales abrite une communauté d'espèces plus ou moins communes ou au contraire exigeantes, et c'est au niveau du lit de la rivière et sur les berges que les espèces les plus spécialisées se reproduisent. La morphologie ou style fluvial et la dynamique du cours d'eau sont les éléments qui déterminent le cortège d'espèces présentes.

Espèces représentatives des cours d'eau dynamiques

Les tronçons présentant une dynamique fluviale importante, à l'origine de la formation de bancs de sédiments et de galets régulièrement remis à nus par les crues, sont des habitats de reproduction pour des espèces très spécialisées. C'est le cas du chevalier guignette (*Acitis hypoleucos*) qui exploite les grandes zones alluviales avec un peu de végétation pour dissimuler son nid, ou encore du petit gravelot (*Charadrius dubius*), qui colonise des habitats pionniers et temporaires dénués de végétation. Sur les tronçons plus larges des rivières, ainsi que dans les estuaires, la sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) se reproduit également dans ce type d'habitat. Ses colonies, installées sur des bancs de graviers où les individus construisent leur nid, sont largement dépendantes des dynamiques naturelles. Une grande partie de ces habitats favorables a aujourd'hui disparu en Europe centrale.

Sur les berges érodées, la terre mise à nue présente parfois des cavités naturelles ou creusées par des oiseaux ; ces nids peuvent appartenir à plusieurs espèces, comme le martin-pêcheur d'Europe (*Alcedo atthis*), l'hirondelle de rivage (*Riparia riparia*) ou le guêpier d'Europe (*Merops apiaster*). Ces deux derniers sont des nicheurs en colonie ; il est ainsi fréquent de voir de petites falaises criblées de dizaines de trous. La hauteur de la berge n'a pas besoin d'être très élevée.

Fig. V.3.5 Le petit gravelot (à gauche) et le chevalier guignette (à droite) sont deux espèces typiques des bancs de sédiments liés aux cours d'eau dynamiques.

Photos : B. Guibert à gauche) et N. Petitpierre (à droite)



Dans les cours d'eau peu profonds et à courant rapide, c'est le cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) qui occupe le lit et les berges. En plaine, il s'agit souvent de cours d'eau forestiers, mais l'espèce affectionne aussi les milieux plus ouverts en montagne. Ce chasseur spécialisé dans la capture d'invertébrés aquatiques n'a pas besoin de falaise ou de berge dénudée. Il construit son nid dans des anfractuosités créées par des racines dans la berge, dans des troncs couchés ou encore sous les ponts, toujours directement au-dessus du lit. Il apprécie particulièrement les rivières encombrées de cailloux, de troncs ou de branches émergées, qu'il utilise comme poste de chasse. La bergeronnette des ruisseaux (*Montacilla cinerea*) fréquente aussi le même type d'habitat, avec une préférence pour les milieux ombragés et forestiers. Elle recherche également le même type d'anfractuosités pour y déposer ses œufs.

Espèces représentatives des cours d'eau lenticques

Hélophyte

Plante semi-aquatique se développant les pieds dans l'eau, ou en marge des habitats humides mais dans des sols souvent gorgés d'eau. Les hélophytes forment fréquemment les ceintures de végétation des plans d'eau ou cours d'eau à écoulement lent.

En plaine, sur les rivières ou les grands cours d'eau présentant un écoulement lent, ou au niveau des embouchures, d'autres habitats se développent. Les berges, lorsqu'elles ne sont pas boisées, peuvent être recouvertes d'hélophytes, et ponctuellement de buissons ou de roseaux. Ces structures offrent des caches intéressantes pour la construction des nids de plusieurs espèces, comme le grèbe castagneux (*Tachybaptus ruficollis*), le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) ou la gallinule poule-d'eau (*Gallinula chloropus*).

Lorsque les berges ne sont pas trop pentues, des roselières peuvent s'y implanter. Cet habitat particulier est crucial pour de nombreux oiseaux ; la rousserolle effarvate (*Acrocephalus scirpaceus*) colonise ainsi volontiers ces milieux, même lorsque ceux-ci sont de taille réduite ; elle tisse alors son nid entre les canes sèches des roseaux non fauchés. Le grèbe huppé (*Podiceps cristatus*) aime aussi s'installer dans de petites surfaces, construisant quant à lui son nid à la surface de l'eau. À l'inverse, dans les roselières plus étendues et structurées, le râle d'eau (*Rallus aquaticus*), la rousserolle turdoïde (*Acrocephalus arundinaceus*) ou encore le blongios nain (*Botaurus minutus*) viennent compléter la liste des habitants spécialistes.

Les habitats composant une zone alluviale comprennent également de nombreux milieux adjacents aux cours d'eau. Parmi ceux-ci, ce sont surtout les surfaces buissonnantes ou arborées qui sont utilisées pour la nidification des oiseaux. Dans les haies touffues, le rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), est souvent présent, bien qu'il ne soit pas particulièrement lié aux cours d'eau. Dans les buissons de saules bordant les rivières, ou parfois dans les mégaphorbiaies, c'est la rousserolle verderolle (*Acrocephalus palustris*) qui défend fièrement son territoire de son chant varié.

Mégaphorbiaies

Milieux naturels humides à végétation luxuriante composés de plantes herbacées à larges feuilles.

Fig. V.3.6 Les habitats qui se développent dans les cours d'eau lenthiques, comme les roselières, sont favorables à de nombreuses espèces, à l'image de la Rousserolle effarvatte.

Photo: B. Guibert



Dans les ripisylves s'installent de nombreuses espèces que l'on rencontre aussi dans d'autres types de forêts, non liées aux cours d'eau. Parmi ces espèces sylvoicoles, certaines comme le loriot d'Europe (*Oriolus oriolus*), la mésange à longue queue (*Aegithalos caudatus*), le pic cendré (*Picus canus*), le pic épeichette (*Dryobates minor*) ou le pouillot fitis (*Phylloscopus trochilus*) montrent dans nos régions une affection particulière pour les forêts de bois tendre liées aux zones humides (saules, peupliers, etc.).

Fig. V.3.7 Les habitats annexes, particulièrement les structures ligneuses, sont colonisées par des espèces peu communes, comme le pouillot fitis (à gauche) ou le rossignol philomèle (à droite).

Photos: B. Guibert (à gauche) et N. Petitpierre (à droite)



Ces forêts en bordure de cours d'eau sont aussi un lieu privilégié de nidification pour des spécialistes de la pêche comme le héron cendré (*Ardea cinerea*), le harle bièvre (*Mergus merganser*) ou, dans certaines régions, le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*). Ceux-ci fréquentent également les plans d'eau ou les lacs, leur présence étant surtout conditionnée par la disponibilité en nourriture et l'existence de structures arborées pour la construction du nid.

Autres fonctions pour l'avifaune

Les écosystèmes fluviaux, au-delà de représenter des lieux propices à la nidification de certaines espèces spécialisées, procurent bien d'autres avantages pour l'avifaune. La quantité importante d'invertébrés qui s'y développent, tant au niveau du milieu

Limicoles
Petits échassiers (oiseaux à longues pattes) de l'ordre des Charadriiformes se nourrissant sur les berges ou dans des habitats humides.

aquatique que dans les structures adjacentes, constitue une précieuse ressource en nourriture pour de nombreux insectivores. L'accès à l'eau pour s'abreuver, en particulier en plaine sur les rivières à écoulement lent, peut s'avérer salvateur durant les sécheresses estivales. Enfin, le tracé des cours d'eau est également utilisé comme axe de déplacement. À l'échelle locale, les petits cours d'eau et les ripisylves servent de corridors pour le déplacement ponctuel de nombreuses espèces, même si, par leur aptitude au vol, les oiseaux sont moins strictement dépendants des continuités que d'autres groupes faunistiques. À une échelle plus large, les grands cours d'eau servent aussi de couloir de déplacement lors des migrations, car ils forment des voies relativement plates avec une quantité d'obstacles limitée. De nombreuses espèces traversent ainsi le continent en suivant naturellement ces axes au printemps où à l'automne. Elles sont également dépendantes de zones naturelles particulièrement riches en nourriture pour le ravitaillement et le repos (estuaires, bras morts, marécages, etc.). Les *limicoles* affectionnent particulièrement les tronçons de cours d'eau d'une certaine largeur avec de vastes berges vaseuses dégagées et peu végétalisées; les grandes vasières représentent alors des sites majeurs pour les migrateurs.

Sensibilité et menaces de l'avifaune des cours d'eau

Bien qu'il existe encore quelques écosystèmes fluviaux écologiquement fonctionnels, une grande partie d'entre eux ont aujourd'hui disparu en Europe centrale et ailleurs, ou se sont fortement dégradés en raison des activités humaines et de la canalisation de tronçons entiers. Les oiseaux nicheurs qui dépendent de ces habitats ont connu une forte régression et certaines espèces sont considérées comme (très) menacées, au moins régionalement. Les espèces liées aux bancs de sédiments, comme le chevalier guignette ou le petit gravelot, sont particulièrement touchées car elles sont directement liées aux phénomènes dynamiques, souvent altérés par l'aménagement des cours d'eau. Le petit gravelot trouve ponctuellement quelques habitats secondaires, dans les gravières notamment, mais ce sont surtout des actions de revitalisation à grande échelle, incluant le retour d'une dynamique fluviale naturelle à l'origine de la formation de bancs de graviers, qui permettraient à ces espèces de recoloniser certains cours d'eau. La sterne pierregarin a perdu une grande partie de ses sites de reproduction naturels en Europe centrale. Elle colonise toutefois facilement des structures artificielles mises en place comme habitat secondaire, les «radeaux à sternes». Ceux-ci peuvent être très attractifs mais nécessitent un entretien régulier.

La canalisation des cours d'eau a également eu un effet important sur la morphologie des berges. Le contrôle total des phénomènes d'érosion a fait disparaître les sites de nidification des hirondelles de rivage et du guépier d'Europe. Ces deux espèces très mobiles colonisent volontiers des habitats secondaires, pour autant qu'ils soient régulièrement remaniés, ce qui est le cas des gravières en exploitation, par exemple. Des «buttes à hirondelles», construites en sable d'une certaine granulométrie ou en béton, ont également été mises en place dans différentes régions d'Europe, parfois avec grand succès. Là encore, un entretien régulier de ces buttes en sable est nécessaire et le coût de production est assez élevé.

Par ailleurs, les zones alluviales restées en bon état et les tronçons revitalisés constituent des zones très attractives pour le public, à des fins récréatives. De ce fait, la

pression exercée y est souvent très forte et menace la reproduction des espèces sensibles au dérangement. Le piétinement excessif impacte également le développement des invertébrés au sol, source de nourriture pour l'avifaune. Il est donc fondamental que les projets de renaturation intègrent également la problématique de la fréquentation humaine et réservent d'importantes zones de tranquillité.

V.3.4 Mammifères

Les mammifères présentent une grande diversité morphologique et comportementale. Ils peuvent être amphibiens, terrestres, arboricoles, fouisseurs ou aériens, et tous bénéficient dans une certaine mesure des cours d'eau [3].

Pour les mammifères amphibiens – castor, loutre (*Lutra lutra*), musaraignes aquatiques (*Neomys fodiens* et *N. anomalus*) ou rat surmulot (*Rattus norvegicus*) pour les espèces indigènes, mais aussi ragondin (*Myocastor coypus*) ou rat musqué (*Ondatra zibethicus*) pour les néobiotes –, les cours d'eau de qualité, pourvus de lits et de berges naturels, sont nécessaires à leur survie à long terme [Fig. V.3.8](#). La naturalité des lits et la qualité de l'eau permettent de fournir une ressource alimentaire riche et diversifiée. Les berges naturelles offrent pour leur part des anfractuosités servant d'abris aux plus petites espèces et, pour les plus grosses, des sites pour gîter dans les entrelacs de racines ou y creuser leur terrier [Fig. V.3.9](#). Elles fournissent également la nourriture ainsi que les matériaux de construction pour les barrages et les huttes des castors, lesquels jouent un

Fig. V.3.8 Cours d'eau naturel avec rives végétalisées, qui représente l'habitat idéal pour de nombreux mammifères amphibiens ou non.

Photo: I. Weinberger



Fig. V.3.9 Hutte de castor en bordure d'un cours d'eau.

Photo : M. Critico



rôle particulier en tant qu'espèce ingénieur en recréant de la diversité dans les habitats aquatiques, comme initiée par une dynamique alluviale, qui profite au reste de la faune [3].

Des rives bien végétalisées fournissent également des habitats, ou des corridors pour se déplacer à l'abri, pour les espèces terrestres, voire arboricoles si le linéaire de boisements est continu. En effet, les bords de cours d'eau et de plans d'eau représentent souvent les seuls habitats naturels dans nos paysages de plaine dominés par l'urbanisation et l'agriculture, offrant également un couvert durant la période hivernale.

Les vallons creusés par les cours d'eau, aux coteaux instables et pentus, mais souvent végétalisés, sont également des zones peu exploitables par les humains qui fournissent à la faune des conditions de vie favorables. De nombreuses espèces de grands mammifères – sangliers (*Sus scrofa*), cerfs (*Cervus elaphus*), chevreuils (*Capreolus capreolus*) – les utilisent comme zones de repos et de refuge, même si certains d'entre eux se servent des zones ouvertes pour se nourrir la nuit venue, ou comme espaces de déplacement. Ces côteaux, avec des sols souvent bien drainés, procurent également les conditions idéales pour que blaireaux (*Meles meles*) et renards (*Vulpes vulpes*) creusent leurs terriers. Sur une vision à plus long terme, les dépôts alluviaux anciens, résultant des crues, représentent des sols idéaux pour les espèces fouisseuses qui y établissent leurs terriers.

Enfin, les cours d'eau offrent des habitats favorables pour les chauves-souris. Une partie des insectes ont des larves aquatiques et des stades adultes volants – Éphémères, Perles, Trichoptères, Odonates, Chironomes (Diptères) (voir sous-chapitre V.2). Lors de leur sortie de l'eau à la métamorphose, ces groupes d'insectes représentent des ressources alimentaires importantes pour les chauves-souris. Leur abondance et leur diversité dépend du niveau de naturalité du lit, de la végétation aquatique et de la variété des habitats aquatiques. Les milieux occupant les rives, souvent naturels et peu exploités ou traités, procurent également des habitats favorables pour de nombreux invertébrés terrestres et donc des ressources alimentaires pour les chauves-souris. De plus, la présence de structures telles que cordons boisés, ripisylves et autres forêts riveraines fournit des zones protégées de la pollution lumineuse, grâce à l'ombre portée par la végétation. De nombreuses espèces de chauves-souris, dites lucifuges (qui fuient

la lumière), ont besoin de ces zones d'ombre pour se déplacer. En outre, certaines de ces espèces ont une portée de leur sonar réduite à 5 à 10 mètres seulement. La présence de cordons boisés leur permet alors de se repérer dans le paysage ; elles ont ainsi tendance à suivre les couloirs boisés linéaires et les ripisylves le long des cours d'eau. L'ombre portée par les éléments boisés n'est pas seulement utile aux chauves-souris, mais également à une large majorité d'espèces de mammifères terrestres, ainsi qu'à des amphibiens, qui sont nocturnes.

Cependant, les cours d'eau canalisés sont problématiques à plusieurs niveaux. Par exemple, l'imperméabilisation et la banalisation du lit empêchent les castors de creuser leurs terriers, qui ont habituellement leurs entrées en dessous du niveau de l'eau, d'où la propension de ces espèces à construire des barrages qui maintiennent un niveau d'eau suffisant (minimum de 50 cm) [3]. De même, le développement des invertébrés, qui constituent la base alimentaire de nombreuses chauves-souris, des musaraignes aquatiques ou de certaines proies de la loutre est très fortement réduit par l'imperméabilisation des lits et des berges. De plus, les cours d'eau sont régulièrement traversés par des mammifères terrestres de taille moyenne ou grande, tels que les sangliers ou les cerfs. Les animaux qui tentent de traverser un cours d'eau canalisé peuvent s'y jeter, mais difficilement en sortir, ce qui peut représenter un facteur de mortalité.

Les projets de renaturation qui favorisent des milieux aquatiques variés, lotiques comme lenticques, ainsi que des berges et des milieux terrestres diversifiés et bien structurés, permettent ainsi de fournir des conditions favorables autant pour constituer des cœurs d'habitats pour les espèces petites et moyennes que des corridors de déplacement pour les espèces plus grandes ou mobiles, lors de leurs mouvements migratoires et de dispersion. L'existence d'une dynamique naturelle des cours d'eau contribue à maintenir cette mosaïque d'habitats à long terme. En l'absence d'une telle dynamique, des mesures d'entretien régulières (tous les 5 à 10 ans), visant le rajeunissement de ces milieux, sont alors nécessaires.

En absence d'une dynamique naturelle des cours d'eau, le maintien de lits et de berges naturels, pourvus d'une végétation diversifiée et d'une abondance de petites structures, permet déjà d'offrir des conditions intéressantes à toute la faune amphibie et terrestre.

Bibliographie du sous-chapitre V.3

- [1] www.infofauna.ch
- [2] Oertli, B., Frossard, P.-A., 2013, *Mares et étangs, Écologie, gestion, aménagement et valorisation*, Presses polytechniques et universitaires romandes.
- [3] Graf, R., Fischer, C., 2023, *Atlas des Mammifères de Suisse et du Liechtenstein*, Haupt.
- [4] Hickman, C. P., Roberts, L. S., Keen, S. L., Larson, A., Eisenhour, D. J., 2009, *Animal Diversity*, Mc Graw-Hill.

L'infrastructure écologique (IE) consiste en la partie planifiée des réseaux écologiques. L'un des piliers constitutifs de l'IE correspond à la notion de connectivité, où l'on cherche à relier des réservoirs de biodiversité pas des structures linéaires naturelles ou proches de l'état naturel, ou par des relais plus ponctuels. Du fait de leur structure linéaire, les cours d'eau revêtent ainsi un rôle particulièrement important comme éléments de connectivité de l'IE.

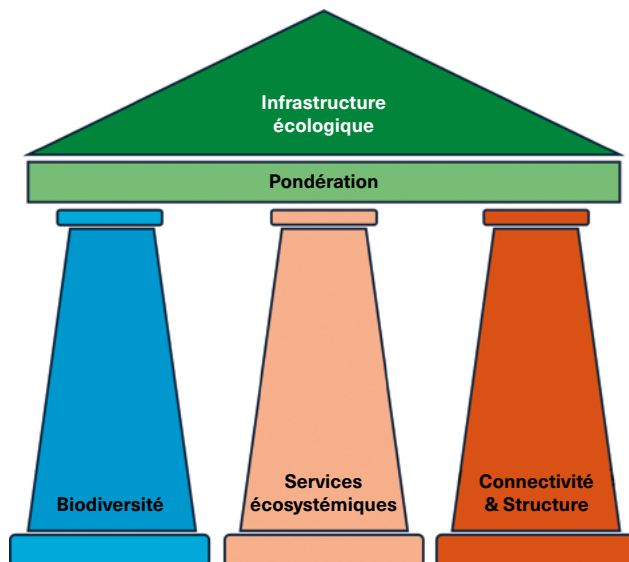
V.4.1 État de l'infrastructure écologique en Suisse

Il est actuellement reconnu que la délimitation de zones protégées isolées ne représente pas, à elle seule, une mesure de conservation de la biodiversité suffisante à long terme ^[1]. Les ressources de nombreuses espèces sont dispersées dans l'espace. Les zones de repos ou de nourrissage ne se trouvent pas toujours dans les mêmes habitats et la distribution des ressources varie également avec les saisons. De plus, le brassage génétique est souvent lié aux possibilités d'échanges entre différentes populations, et ainsi aux possibilités de déplacement des organismes. Enfin, le réchauffement climatique contraint de nombreux organismes à se déplacer afin de trouver des régions favorables à leur survie. Pour répondre à la mobilité de ces organismes, principalement des animaux, il convient alors de relier les centres de biodiversité – par exemple, les zones protégées – par des structures de liaison, constituées par des corridors de déplacement ou des habitats relais disposés judicieusement. Ce besoin de connexion et de reconnexion est d'autant plus marqué quand le paysage est hétérogène et fragmenté, comme c'est le cas de nos territoires fortement anthropisés ^[2].

Les différents éléments du paysage favorables à la conservation de la biodiversité sont considérés comme des réseaux écologiques, constitué de zones nodales – centres de biodiversité, réserves naturelles, ou habitats principaux d'espèces particulières – et d'éléments de connexion – corridors et relais. Lorsque ces éléments sont mis en place dans le cadre d'une planification liée à l'aménagement du territoire, on parle également d'infrastructure écologique. L'IE ne se limite cependant pas seulement à ces éléments. On considère généralement 3 à 4 piliers principaux à une IE : la biodiversité (zones nodales ou centres de biodiversité), les services écosystémiques, la connectivité et la structure (paysagère). Connectivité et structure sont souvent regroupées, car fortement interdépendantes. Dans la planification de l'aménagement du territoire, ces 3 piliers peuvent être pondérés de manière différente, selon les différents enjeux de gestion [Fig. V.4.1](#). Nous allons ici nous intéresser au pilier Connectivité & Structure ^[3].

Fig. V.4.1 Représentation schématique des piliers formant l'infrastructure écologique.

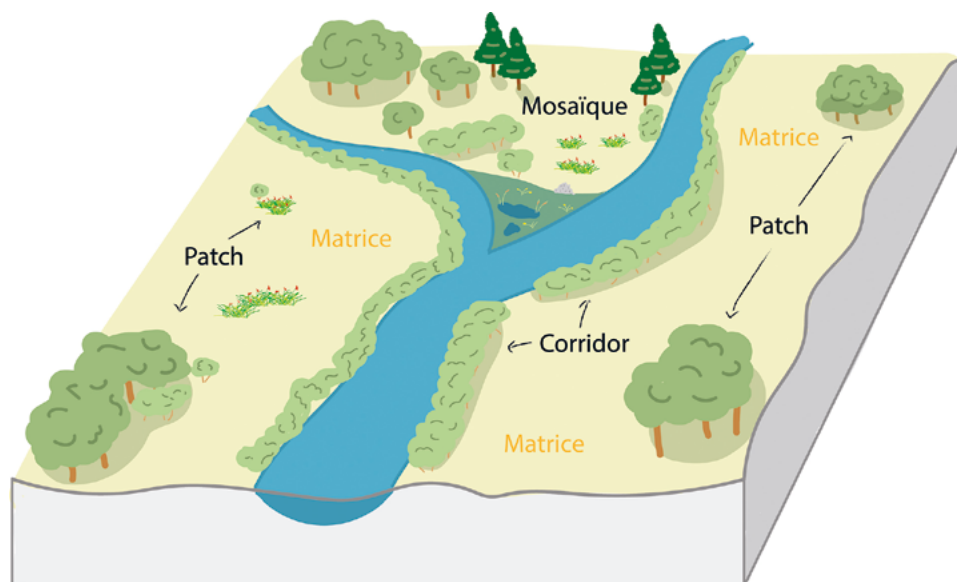
Schéma : A. Sordet



Au niveau du paysage, zones nodales et corridors sont insérés dans une matrice [Fig. V.4.2](#) qui correspond généralement à des habitats modifiés par les activités humaines – zones agricoles ou urbanisées –, ayant une qualité biologique réduite et présentant donc une capacité d'accueil limitée pour la biodiversité.

Fig. V.4.2 Schéma présentant les principaux éléments de l'infrastructure biologique (schéma modifié à partir de www.blogs.ubc.ca).

Schéma : A. Sordet



La Stratégie Biodiversité Suisse (OFEV, 2012) et son plan d'action répondent à l'engagement de la Confédération à élaborer une stratégie nationale pour la protection à long terme de la biodiversité, lorsqu'elle a signé la Convention sur la diversité biologique (Rio, 1992). L'élaboration et la protection d'une infrastructure écologique

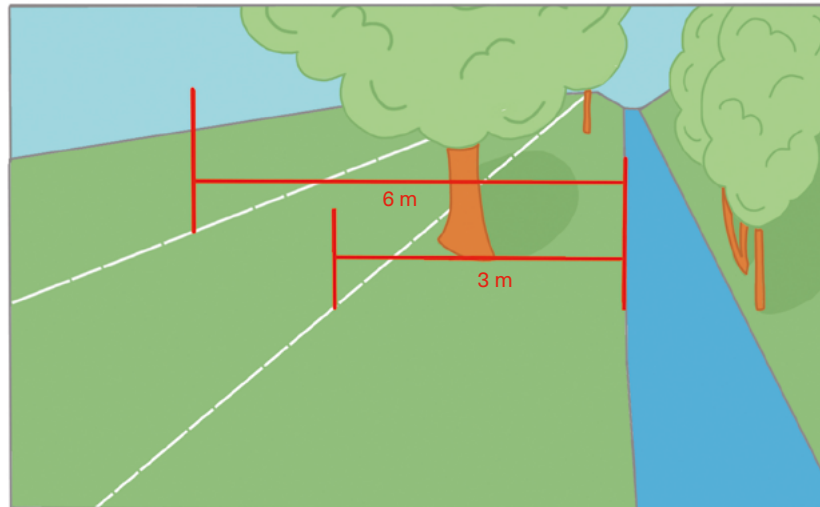
fonctionnelle en est l'un des axes stratégiques qui consiste à délimiter et protéger des Aires centrales (les zones nodales ou réservoirs de biodiversité), reliées par des Aires de mise en réseau (corridors et relais) qui doivent également être protégées. Dans ce document, la Confédération reconnaît l'importance de la biodiversité, qui fournit des services indispensables à la société et à l'économie, et souligne la nécessité de renforcer sa résilience face au changement climatique [4].

Les Aires de mise en réseau revêtent une importance particulière, car elles se situent en partie sur des zones exploitées par les activités humaines, en particulier la zone agricole. Elles n'ont généralement pas, ou pas encore, de statut de protection contraignant. L'enjeu est de conserver ou de recréer tout élément linéaire naturel – ou proche de l'état naturel – ou toute tache d'habitat pouvant servir de relais, afin de protéger ces Aires, ou tout du moins garantir une possibilité d'être traversée par la faune. Les cours d'eau, par leur structure linéaire, représentent des éléments de choix pour servir de colonne vertébrale à de nombreuses Aires de mise en réseau.

Le rôle des cours d'eau en tant qu'élément de connexion des habitats, autant aquatiques que terrestres, est renforcé par les réglementations en vigueur. En effet, l'Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques (ORRChim) demande que des bandes d'une largeur minimale de 3 mètres, sans fumure ni produits phytosanitaires, soient garanties aux abords des eaux superficielles. Pour satisfaire aux PER (prestations écologiques requises) donnant accès aux paiements directs en agriculture, ces bandes doivent en plus être couvertes de végétation herbacée visible ou de litière; le long des cours d'eau, il faut que leur largeur passe à 6 mètres pour offrir un effet tampon [Fig. V.4.3](#). Avec ces dispositions, les berges présentent ainsi un niveau de naturalité équivalent ou supérieur à celui des milieux alentour.

Fig. V.4.3 Distances nécessaires selon l'ORRChim (3 m sans engrais et 6 m sans produits phytosanitaires) et pour l'obtention des PER (à 6 m).

Schéma : A. Sordet



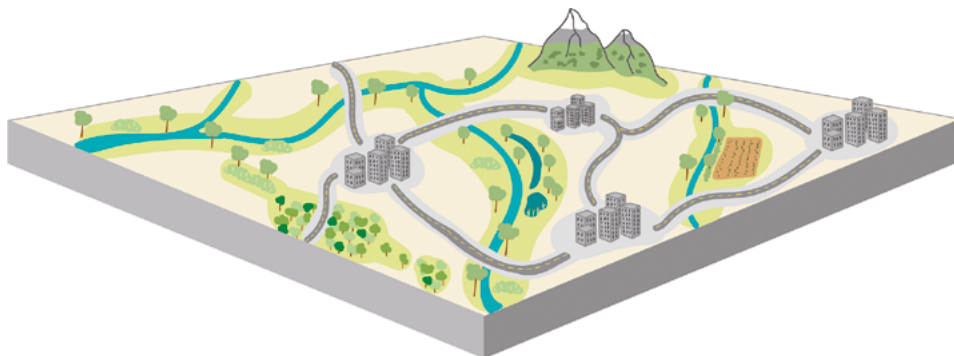
V.4.2 Trames verte et bleue

L'IE peut ainsi être considérée comme un réseau de zones riches en biodiversité ou suffisamment grandes pour accueillir des populations viables d'une ou plusieurs espèces cibles – les zones nodales, réservoirs de biodiversité ou aires centrales –,

reliées entre elles par des éléments paysagers favorables – aires de mise en réseau, de connexion ou de liaison –, pourvus de structures et d’habitats similaires à ceux des zones précédentes. Ce réseau peut être comparé à celui des infrastructures humaines, constitué d’agglomérations et de voies de communication qui les relient. Les zones nodales d’une IE sont analogues aux agglomérations, tandis que les corridors écologiques correspondent aux routes et voies ferroviaires. Ces deux réseaux se superposent et s’entrecroisent par endroits [Fig. V.4.4](#). Les sites de croisement sont potentiellement des zones de conflit où les flux des réseaux écologiques sont potentiellement entravés, voire complètement interrompus.

Fig. V.4.4 Comparaison d’un réseau d’infrastructures humaines (en gris) à un réseau constitué par l’infrastructure écologique (en vert et bleu). La matrice est en jaune. Les secteurs de croisement des deux réseaux sont dominés par les infrastructures humaines qui interrompent les flux dans les réseaux naturels.

Schéma : A. Sordet



Les organismes occupant généralement un type de milieu particulier, les différents habitats constitutifs d’une IE sont organisés en continuums présentant une homogénéité au niveau du type de végétation qui les caractérise. Historiquement, la partie naturelle des paysages a été considérée selon deux continuums, ou trames, insérées dans la matrice : la « trame bleue », regroupant les cours d’eau, plans d’eau et milieux humides, et la « trame verte » regroupant les forêts et les milieux terrestres ouverts [Fig. V.4.5](#). Ces trames ont ensuite été subdivisées, selon les besoins des différentes régions et administrations, en une « trame verte *sensu stricto* » qui regroupe les forêts et autres milieux boisés (haies, bosquets), et une « trame jaune » qui regroupe les milieux ouverts à végétation herbacée. Différentes régions utilisent ainsi des catégories d’habitats qui peuvent varier légèrement les unes des autres, mais un continuum des cours d’eau et plan d’eau (trame bleu *s. str.*) et un continuum des éléments boisés (trame verte *s. str.*) sont généralement toujours pris en considération.

À ces trames verte et bleue s’ajoute également une « trame noire », qui désigne les secteurs échappant à la pollution lumineuse. Cette trame est plus difficile à définir spatialement, car elle ne correspond pas à un type de végétation ou à une catégorie d’occupation du sol. Il s’agit en particulier des zones situées à distance des localités ou des routes, ou se trouvant dans l’ombre portée par les éléments du paysage, tels que les accidents de terrain, les bâtiments ou les éléments ligneux [Fig. V.4.6](#). Cette trame est également importante à prendre en considération, car de nombreuses espèces sont nocturnes et évitent les zones éclairées. Une première approche pour la modéliser a été publiée en 2018 ^[5] ; depuis 2024, il existe une couche cartographique (en cours de validation) la représentant pour l’ensemble de la Suisse.

Fig. V.4.5 Organisation par trames d'un paysage.
Schéma: A. Sordet, modifié à partir de SRCE Champagne-Ardenne

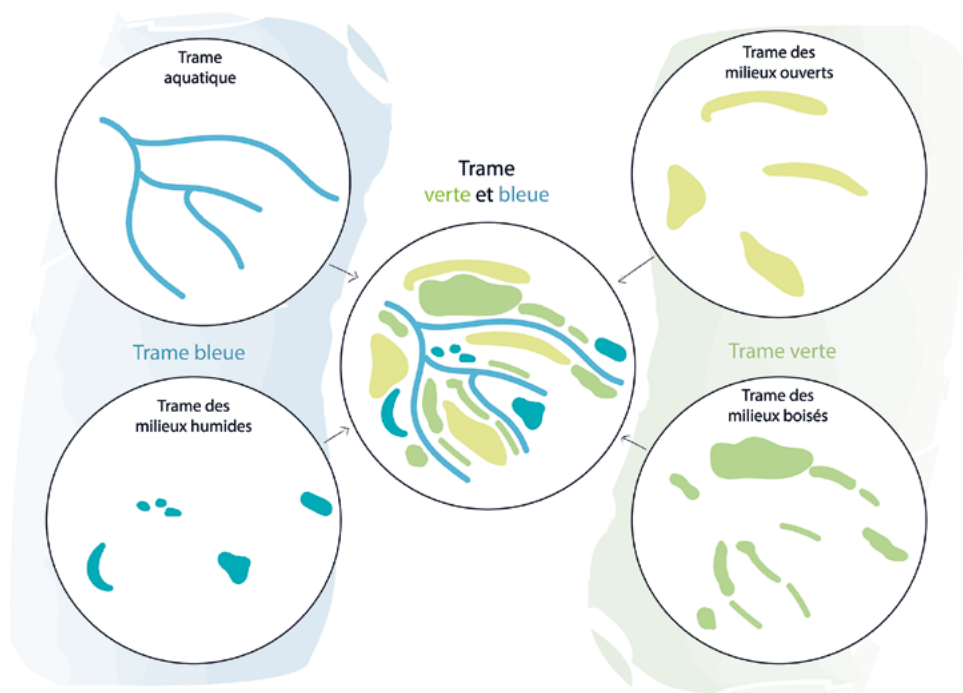
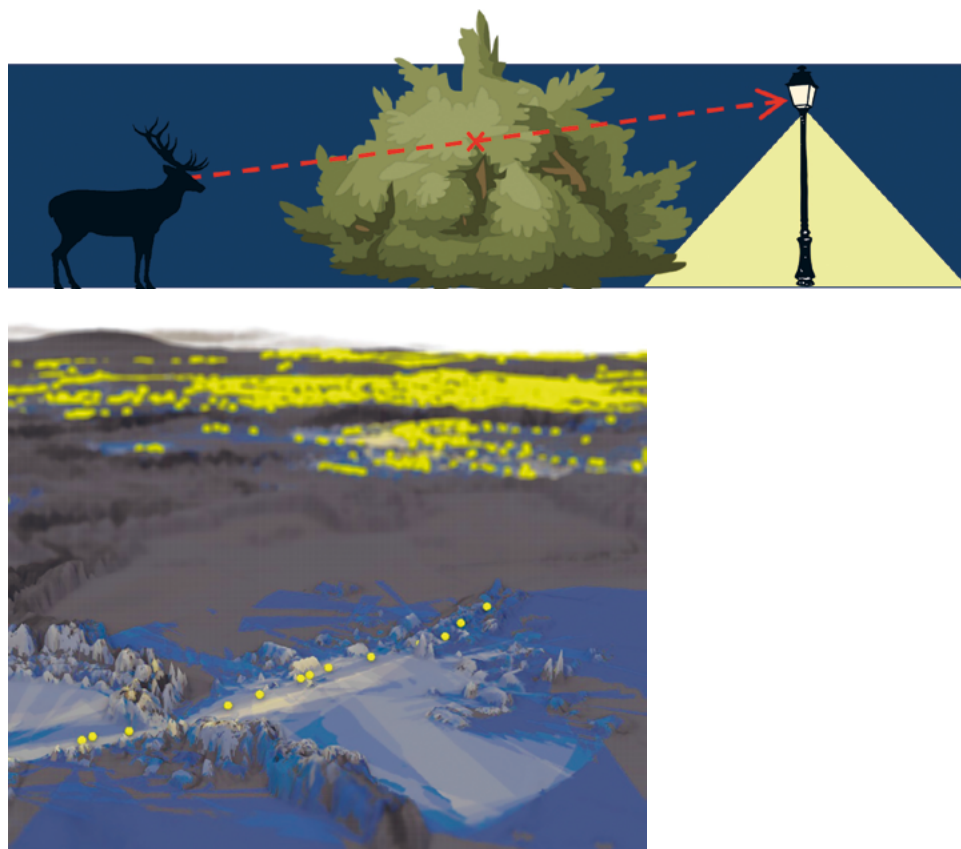


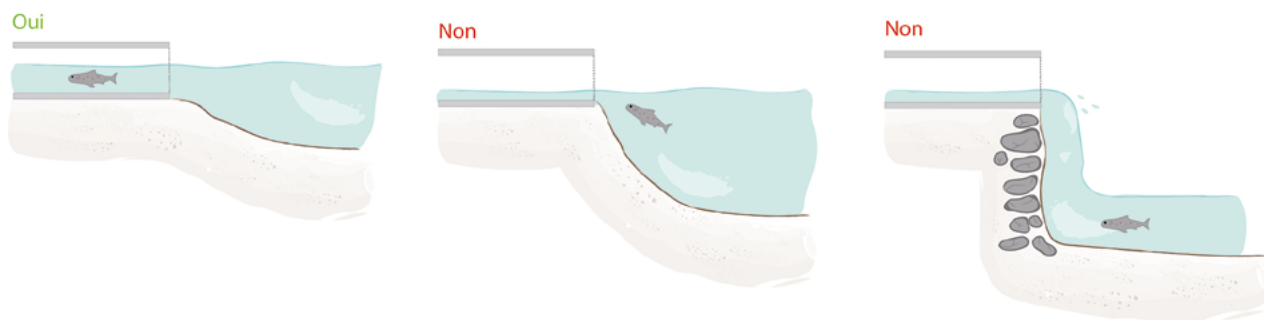
Fig. V.4.6 En haut, perception d'une source lumineuse par la faune et effet d'ombre portée par les bâtiments ou les éléments boisés.
En bas, illustration des secteurs restant à l'ombre selon ces principes.
Schémas: L. Huber



V.4.3 Importance des cours d'eau

Les cours d'eau revêtent une importance toute particulière en ce qui concerne le pilier Connectivité de l'IE, et ce pour plusieurs raisons. Premièrement, les cours d'eau sont des éléments du paysage linéaires qui constituent des corridors naturels. Deuxièmement, ils sont souvent bordés de boisements ou de talus enherbés qui permettent le maintien de milieux terrestres peu perturbés et offrent une structure et un couvert favorables aux déplacements de la faune. Dans nos paysages dominés par une matrice agricole ou urbaine, les cordons boisés ou buissonnants qui les bordent représentent souvent les seuls habitats naturels terrestres [Fig. V.4.7](#). Troisièmement, les boisements et la topographie agissent comme des écrans face à la pollution lumineuse, créant ainsi des zones d'ombre, toujours selon une disposition linéaire, et formant des corridors sombres. Enfin, la dynamique naturelle des cours d'eau, rythmée par des périodes de crues et de décrues, fournit des habitats aquatiques et terrestres variés qui garantissent de bonnes conditions de vie et de déplacement à une grande diversité d'espèces animales. Les cours d'eau représentent en effet des éléments paysagers de choix pour les espèces liées aux milieux aquatiques (trame bleue), les espèces terrestres (trame verte en particulier) et les espèces aériennes, telles que les chauves-souris (trame noire). La qualité du lit et des berges est alors particulièrement importante, ces milieux devant offrir des habitats et des conditions aussi naturels que possible.

Fig. V.4.7 Aménagement de canal sous une voie de communication (schéma réalisé à partir du projet COST 341).



V.4.4 Renaturation et continuité écologique

Les cours d'eau intégrant potentiellement trois trames majeures, les efforts de conservation, d'amélioration et d'entretien des milieux doivent être pensés pour ces différentes trames.

Pour la trame bleue proprement dite, le cours d'eau et son lit, ainsi que les secteurs inondables le bordant, les enjeux sont à considérer à deux niveaux. Premièrement, les déplacements dans le cours d'eau peuvent être entravés par la présence de seuils ou de barrages, ou tout autre obstacle bloquant leur continuité (cf. section VII.3). Les barrages peuvent également avoir un impact sur les espèces terrestres, et surtout les espèces amphibiennes, dont les capacités de mouvement sur la terre ferme sont souvent moindres lorsqu'elles longent un cours d'eau interrompu par ces constructions. Cet impact est encore amplifié par la présence de routes bordant les barrages, qui constituent des secteurs à risque de mortalité. Pour remédier à ce problème, il est possible dans certains cas d'aménager des passerelles qui facilitent le passage des animaux. À défaut, il faut prendre des mesures permettant de réduire le risque de collision sur la route, par exemple en abaissant la vitesse autorisée.

Deuxièmement, la naturalité et la structure des berges favorisent les déplacements des espèces terrestres et aériennes. La présence de ligneux et de bandes herbeuses non fauchées ou traitées, ainsi que localement des enrochements comportant des cavités, permettent à une large diversité de faune terrestre de se déplacer à l'abri des prédateurs ou des pressions exercées par les activités anthropiques. L'idéal est évidemment de disposer de berges comprenant une végétation étagée sur tout leur linéaire, afin d'offrir des conditions adaptées aux espèces plutôt arboricoles comme à celles liées aux zones ouvertes. La présence de buissons ou d'arbres permet en outre de créer de l'ombre portée en direction du cours d'eau et de faciliter ainsi le passage d'espèces lucifuges. Il faudrait d'ailleurs éviter de placer des lampadaires ou autres sources de lumière artificielle en bordure des cours d'eau, afin de garantir des corridors nocturnes favorables à ces espèces, en particulier les chiroptères.

S'ajoutent aux points précédents les ruptures liées aux voies de communication des infrastructures routières ou ferroviaires lorsqu'elles traversent un cours d'eau. Un passage en tuyau peut suffire pour le passage de certains poissons, mais pas pour la majeure partie de la faune. Pour ceux-ci, il est important de garantir un niveau d'eau suffisant, même en périodes d'étiage [Fig. V.4.7](#). Pour les espèces amphibies ou terrestres, les passages devraient également prendre en considération les besoins des espèces utilisant les 3 continuums évoqués, en évitant de créer un obstacle au milieu du corridor que constitue le cours d'eau avec ses berges. Dans le cas idéal, lors de constructions nouvelles ou de réaménagements, le passage devrait être suffisamment large pour assurer la continuité du lit du cours d'eau, tout en garantissant la présence de berges demeurant en permanence exondées, y compris durant les crues. À noter que même des espèces amphibies telles que la loutre préfèrent franchir ces obstacles au sec.

Si la largeur du passage n'est pas très grande, il est possible d'installer des banquettes simples ou en escalier dont le dernier niveau se situe également hors crues [Fig. V.4.8](#). Pour des passages restreints existants, des banquettes rudimentaires

Fig. V.4.8 Exemples d'aménagements de banquettes favorables à la petite faune.

Photos: M. Critico



Fig. V.4.9 Exemples d'aménagements ne permettant pas le passage de la faune terrestre.

Photos : M. Critico (en haut) et I. Weinberger (en bas)



– planches en bois vissées sur un des côtés et situées au-dessus du niveau de l'eau – peuvent également être installées afin de permettre à la petite faune terrestre de passer. En revanche, les berges inclinées ou les tubes de section circulaire ne permettent pas le passage de la faune [Fig. V.4.9](#).

Enfin, il est important d'éviter tout éclairage en bordure ou tout pont enjambant le cours d'eau, car cela couperait le corridor par pollution lumineuse [Fig. V.4.10](#).

La grande importance des cours d'eau en tant qu'éléments de connectivité pour la quasi-totalité des trames paysagères justifie également les efforts consentis ou à prévoir pour leur remise à ciel ouvert, ainsi que pour leur renaturation et leur redynamisation. Les berges et les habitats adjacents, tout comme le lit des cours d'eau, jouent un rôle primordial dans la conservation de la biodiversité.

Fig. V.4.10 En haut: exemples de ponts dont l'illumination représente une interruption du continuum nocturne formé par une rivière.

En bas: bordure de cours d'eau éclairée. La lumière portée sur le cours d'eau représente une gêne pour les espèces lucifuges.

Photos: C. Fischer



Bibliographie du sous-chapitre V.4

- [1] Saura, S., Bertzky, B., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G., 2018, « Protected area connectivity: Shortfalls in global targets and country-level priorities », *Biological Conservation*, 219, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.020>.
- [2] Berthoud, G., Lebeau, R.-P., Righetti, A., 2004, *Réseau écologique national REN, rapport final: une vision pour l'interconnexion des espaces vitaux en Suisse*, OFEFP.
- [3] Honeck, E., Moilanen, A., Guinaudeau, B., Wyler, N., Schlaepfer, M. A., Martin, P., Sanguet, A., Urbina, L., von Arx, B., Massy, J., Fischer, C., Lehmann, A., 2020, « Implementing Green Infrastructure for the spatial planning of peri-urban Areas in Geneva, Switzerland », *Sustainability*, 12, 1387, doi:10.3390/su12041387.
- [4] OFEV, 2021, Infrastructure écologique, Guide de travail pour la planification cantonale dans le cadre de la période de convention-programme 2020-2024, version 1.0.
- [5] Ranzoni, J., Giuliani, G., Huber, L., Ray, N., 2018, « Modelling the nocturnal ecological continuum of the State of Geneva, Switzerland, based on high-resolution nighttime imagery », *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 16, <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100268>.

VI

Aménagement territorial

Sous la direction de Philippe Heller

VI.1	Gestion de projet de renaturation	307
VI.2	Espace réservé aux eaux	315
VI.3	Carte de danger Inondation	331
VI.4	Aide à la décision et participation pour la gestion des milieux naturels	345



Présentation générale du chapitre

Ce chapitre, qui comprend quatre sous-chapitres, traite de l'aménagement territorial, non pas au niveau de la planification territoriale mais bien plus au niveau du projet lui-même de renaturation d'un cours d'eau. C'est pourquoi il débute par une approche cantonale planifiée à haut niveau et montre, à l'exemple de la Versoix à Genève, comment un projet de renaturation s'insère dans une vision plus large. Il aborde ensuite la question de l'espace réservé aux eaux qui jouxte le cours d'eau lui-même pour lui donner suffisamment de place. Il traite ensuite des liens qui existent entre la renaturation et la protection contre les crues. Enfin, il aborde les aspects sociétaux de participation comme un outil d'aide à la décision en vue de faciliter la mise en œuvre de ces projets territoriaux impactants.

Franck Pidoux,

avec la collaboration de Philippe Heller et Jean-Louis Boillat

La renaturation des cours d'eau est une application concrète de développement durable. Ce type de projet peut en effet être examiné sous l'angle **économique** tout d'abord en relation avec la sécurité des biens et des personnes contre les inondations, **environnemental** ensuite avec le renforcement de la biodiversité et **social** enfin pour répondre aux besoins de la population en matière de loisirs et de ressourcement. Si, dans le passé, les cours d'eau étaient souvent perçus comme des menaces, en raison du risque d'inondation, une nouvelle approche consiste à les appréhender comme des lieux de vie et de ressourcement. De l'expérience de l'auteur, la réussite d'un projet de renaturation s'articule ainsi autour de trois étapes, à savoir la planification à l'échelle du bassin versant, l'étude du projet par une équipe pluridisciplinaire et enfin sa réalisation tout en intégrant son entretien futur. La renaturation de la Versoix à Genève est utilisée ici à titre d'exemple.

VI.1.1 Planification à l'échelle du bassin versant, une première étape indispensable

Dès le début des années 1990, la dégradation rapide des cours d'eau genevois a incité les acteurs de terrain, notamment les associations environnementales franco-suisse, à rédiger un manifeste pour sensibiliser le monde politique à se saisir du problème, tout en proposant une série de solutions concrètes. Au printemps 1997, le Grand Conseil genevois a modifié la loi cantonale sur les eaux afin d'y ancrer le principe de renaturation des cours d'eau. **Cette loi implique l'élaboration d'un programme pluriannuel dont le financement est assuré par la création du Fonds cantonal de renaturation des cours d'eau.**

Ce programme pluriannuel s'appuie sur des outils de planification, qui peuvent être multiples et fondés sur les lois et règlements en vigueur. Le bassin versant est l'échelle idéale pour ce type de planification ! En effet, c'est à partir des simulations de pluie sur le bassin versant que les risques d'inondation dus aux crues et au ruissellement sont évalués pour définir les mesures de protection. Le réseau hydrique du bassin versant s'inscrit également dans le réseau écologique et définit les corridors bleu/vert essentiels pour la biodiversité et la connectivité des milieux. Ces mêmes corridors bleu/vert correspondent en général aux cheminements piétons qui répondent à de réels besoins de retour à la nature, de détente et de fraîcheur.

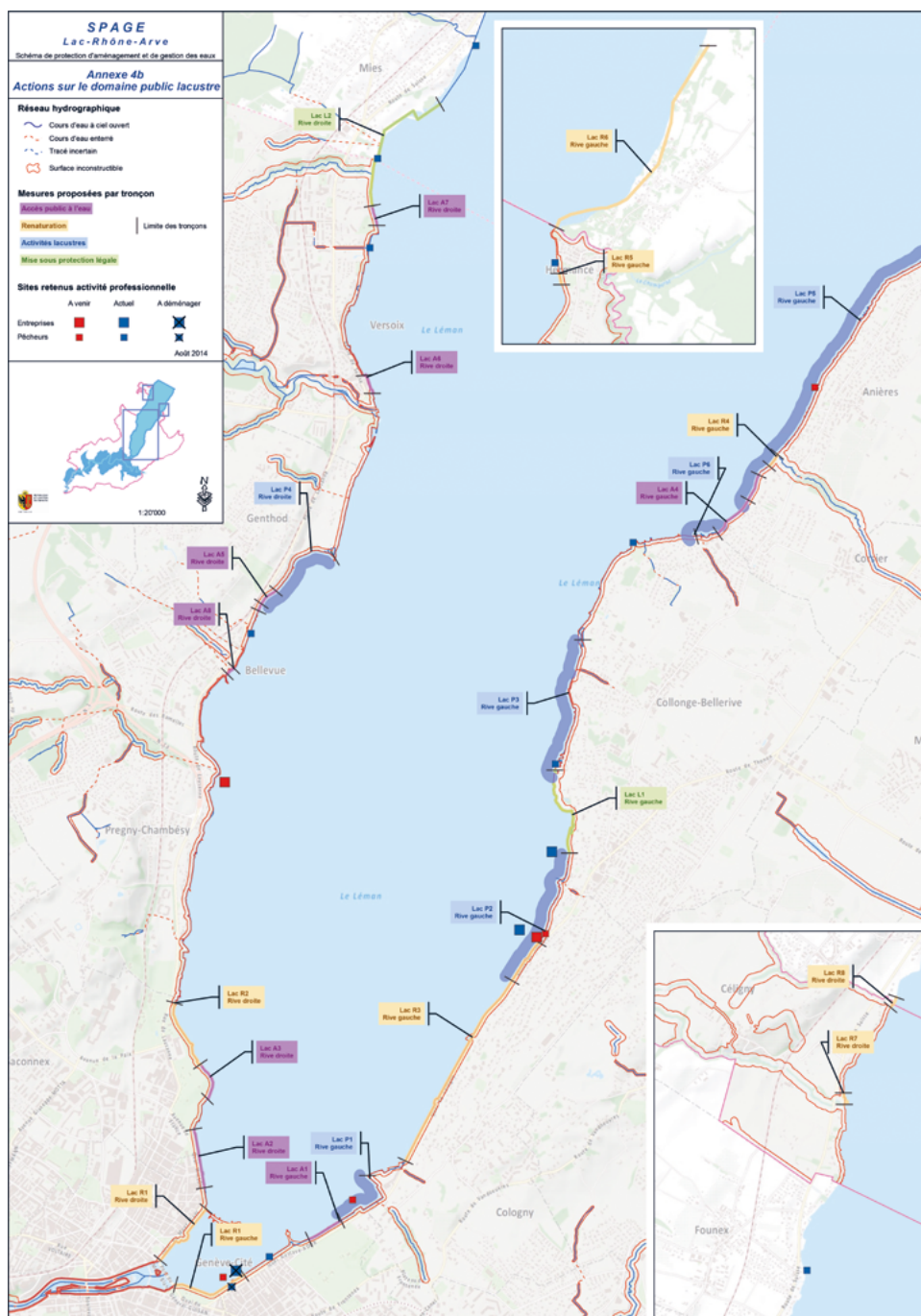
La **planification fédérale** constitue le premier niveau organisationnel, permettant de regrouper toutes les actions de renaturation envisagées dans le canton selon les critères de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) – section biodiversité. Ces actions résultent d'études basées sur une méthodologie OFEV, appliquée de manière uniforme

dans tous les cantons. Cette approche vise essentiellement à rapprocher les cours d'eau de leur état d'origine, dans une perspective de bénéfice environnemental.

Cet outil de planification n'est cependant pas opposable aux tiers, ce qui le rend peu contraignant pour la mise en œuvre. Il reste toutefois indispensable pour bénéficier du soutien financier de l'OFEV.

Fig. VI.1.1 Carte des actions du SPAGE Lac-Rhône Arve – annexe 4b: actions sur le domaine public lacustre.

Image: SPAGE/canton de Genève



Une partie des actions planifiées est ensuite reprise dans les programmes cantonaux encadrant l'aménagement des rivières. À Genève, le schéma de protection, d'aménagement et de gestion des eaux (SPAGE) constitue l'outil de référence à cet égard [Fig. VI.1.1](#).

Les actions proposées s'inspirent en partie **de la planification « fédérale »**, mais intègrent aussi **les besoins en matière de protection contre les inondations dues aux crues et/ou au ruissellement de surface**. Les cartes de dangers et les cartes d'aléas de ruissellement définissent les secteurs à risque nécessitant des mesures de protection. Ces actions prennent souvent la forme de remises à ciel ouvert et/ou de renaturations, intégrées au SPAGE.

Les actions visant à améliorer l'accueil du public sont issues de discussions ou de souhaits exprimés par l'État de Genève, les communes, la population ou les milieux associatifs – comme l'aménagement de secteurs de baignade – et sont intégrées au SPAGE. **Les actions en faveur de la biodiversité**, également issues de ces consultations, viennent compléter l'ensemble du dispositif.

Le SPAGE est ainsi composé d'une multitude de projets issus de réflexions, de demandes et d'études pluridisciplinaires. À la différence de la planification fédérale, il est contraignant pour les autorités communales et cantonales.

À Genève, il existe un SPAGE pour chaque bassin versant. Les actions sont ensuite reprises dans les outils de planification cantonaux (plan directeur cantonal), communaux (plan directeur communal) ainsi que dans les planifications locales (plan localisé de quartier) ou de zonage (modification de zones). Le programme de renaturation des cours d'eau [Fig. VI.1.2](#) liste alors les actions qui seront réalisées dans la législature en cours (soit sur 5 ans).

Fig. VI.1.2 Extrait de la loi RD 1586 – A: le 7^e programme de renaturation des cours d'eau du canton de Genève 2024-2028.

Ce 7^e programme permettra de :

- protéger les biens et les personnes contre les inondations dues aux crues, mais aussi aux ruissellements (ex. : Renaturer l'embouchure du Foron pour protéger la commune de Thônex, aménager le Moulanaï pour protéger la commune Chêne-Bougeries) ;
- renaturer les cours d'eau en milieu urbain ou péri-urbain (ex. : Les premières étapes de remise à ciel ouvert de la Drize dans le quartier du PAV – Boissonnaz et Etoile), où les objectifs de sécurité contre les inondations complètent les enjeux sociaux et environnementaux ;
- aménager des accès à l'eau au bord du lac Léman, couplés avec la revitalisation des rives artificielles (ex. : Réalisation du ponton de baignade en « C » de Cologny, réalisation d'une roselière et d'une nouvelle étape de dalle de baignade en amont de la Tour Carrée, lancement des études pour le Reposoir et la Jetée du Jet d'eau) ;
- construire une plage, un port et une île nature au Vengeron. Ce projet d'envergure permettra de libérer la Rade de Genève, d'offrir à la population un espace de détente et de baignade confortable et de créer une importante zone naturelle où la rivière du Vengeron s'écoulera ;
- développer et construire les équipements pour maintenir un débit d'étiage dans nos rivières (ex. : infiltration dans la nappe de l'Aire en hiver pour une restitution de l'eau en été).

Les projets d'envergure sont en général intégrés aux outils de planification locaux, ce qui les rend opposables aux tiers. Cette étape est essentielle pour assurer une base solide avant le dépôt du projet définitif et le lancement de la procédure d'autorisation de construire.

VI.1.2 Organisation et pilotage d'un projet de renaturation

Un projet de renaturation est d'abord le travail d'une équipe pluridisciplinaire.

S'appuyant sur son programme de renaturation, l'autorité cantonale, en tant que maître d'ouvrage, engage une équipe de spécialistes. Cette équipe pluridisciplinaire est généralement composée d'un ingénieur en génie civil et en hydraulique, d'un spécialiste en environnement, et souvent d'un architecte paysagiste pour les projets ayant un impact sur le territoire. Cette liste n'est pas exhaustive: des géotechniciens, des géomètres, des ichtyologues et d'autres spécialistes peuvent venir se rajouter. Des appels d'offres basés sur les règles et normes en vigueur (normes AIMP sur les marchés publics) sont indispensables pour la constitution de cette équipe. Les normes SIA (société suisse des ingénieurs et architectes) qui définissent les différentes étapes de construction, allant de l'avant-projet jusqu'à la réception des ouvrages et la délivrance du cahier d'entretien, sont appliquées pour structurer l'avancement des études. Le maître d'ouvrage reste le chef d'orchestre de cette équipe, il fixe le calendrier et les objectifs.

La préétude constitue la première étape de ces projets, pouvant prendre la forme d'une étude de faisabilité ou d'un avant-projet. Ces premières esquisses doivent respecter les contraintes et objectifs fixés initialement – en général issus des outils de planification et du programme d'actions du canton. Pour élaborer de tels projets, il convient de disposer d'études préalables définissant les besoins de protection contre les inondations, le potentiel environnemental, les espèces cibles du secteur concerné et les possibilités de loisirs pour la population (notamment, des zones de délasserment, l'accès à l'eau ou des promenades).

Dans un second temps, une large consultation des différents acteurs concernés par le projet est nécessaire. On distingue ici trois grandes familles d'acteurs: les services de l'administration (communale, cantonale et fédérale), le monde associatif et enfin les usagers du site.

Chaque séance organisée permet d'analyser le projet, de le critiquer et de l'adapter afin de répondre aux exigences et demandes de ces groupes. Dans la mesure où toutes les demandes ne peuvent être satisfaites, les choix retenus doivent être expliqués afin d'obtenir l'adhésion la plus large que possible. Pour obtenir cette adhésion, l'autorité cantonale, en sa qualité de maître d'ouvrage, ne doit surtout pas imposer son projet. Elle doit prendre le temps de réunir, d'associer et de convaincre les multiples acteurs de la société civile. Cela conditionne fortement l'acceptabilité des projets dans un pays où les oppositions et les recours sont monnaie courante.

La réussite d'un projet de renaturation implique souvent que les porteurs de projet accompagnent les développements, rencontrent les élus, les propriétaires fonciers ou les usagers lors de multiples séances. Il en résulte une bonne compréhension des attentes de celles et ceux qui feront vivre les projets une fois réalisés.

Cette approche permet une forte adhésion de la population et des décideurs politiques, quelle que soit leur sensibilité.

Enfin, le projet définitif est déposé en autorisation de construire. Cette phase se termine par l'accord de l'administration qui délivre l'autorisation. Une période de 30 jours s'ouvre ensuite pour permettre le dépôt d'un éventuel recours par les ayants-droits (notamment les riverains, les communes ou les associations). Passé ce délai, la phase de travaux peut être engagée.

VI.1.3 Réaliser les aménagements de renaturation et les entretenir

Les normes SIA constituent un outil essentiel sur lequel les maîtres d'ouvrage et les mandataires peuvent s'appuyer. Toutes les étapes y sont détaillées, des premières réflexions jusqu'à la remise de l'ouvrage avec ses cahiers d'entretien.

Les chantiers de renaturation demandent des ingénieurs spécialisés dans ce type d'intervention. Une grande expérience est essentielle pour s'adapter aux conditions particulières des travaux en rivière ou en lac. Le choix des mandataires devient ainsi un critère clé pour le bon déroulement du chantier de renaturation. Ces derniers vont réaliser les appels d'offres et les plans d'exécution, suivre le chantier, s'assurer du respect des normes environnementales et choisir les modes opératoires les plus respectueux de ces milieux sensibles et fragiles.

Dans le même esprit, le choix des entreprises doit également s'appuyer sur des références similaires aux aménagements à réaliser et sur une équipe expérimentée. Ainsi, les références des techniciens, des contremaîtres, des machinistes et des équipes doivent être analysées. La grille d'analyse multicritère doit leur accorder un poids important pour le choix des entreprises. Si le prix reste un des critères de l'adjudication, son poids devrait être inversement proportionnel à la difficulté du chantier. Pour les chantiers les plus exigeants, le poids du critère « prix » devrait rester inférieur à 30 %.

Enfin, la bonne exécution passe également par un cahier des charges qui fixe les prestations de manière claire, tout comme ses limites.

Le choix des ouvrages constructifs répond à des contraintes multiples. Si les approches développées par le génie biologique s'imposent souvent pour des raisons évidentes en vue de consolider la berge, il convient toutefois de relever que leur géométrie fixe des limites à considérer avec attention (pente transversale, espace disponible, objets à protéger sur la berge). La solution retenue doit assurer une protection immédiate, mais surtout une protection à long terme en anticipant l'évolution de l'aménagement. Un aménagement réussi doit ainsi répondre aux différentes temporalités de la vie du projet. L'utilisation d'enrochements, de béton ou de métal est possible mais nécessitera un suivi régulier de ces constructions. Les ouvrages de sécurité, tels que les digues ou les murs de soutènement, seront également soumis aux mêmes contraintes de surveillance et d'entretien.

Pour les équipements qui peuvent être apparentés au second œuvre (notamment pour l'accueil du public, bancs, plateformes d'observation, passerelles), le choix des matériaux doit absolument intégrer les coûts d'entretien. Ce choix doit ainsi revenir prioritairement au service ou à la collectivité qui aura cette charge d'entretien. Il doit se faire en fonction de son personnel, de ses principes et de ses budgets. Ainsi, une passerelle en béton sera plus durable et demandera un suivi bien plus espacé (tous les 2 à 5 ans) qu'une passerelle en bois local (1 à 2 fois par an). Si plusieurs acteurs interviennent (privé, commune, canton) dans la construction et l'entretien des ouvrages, il conviendra d'établir des conventions pour définir et répartir les responsabilités de chacun.

Les normes définissent l'ensemble des étapes à suivre pour garantir une construction de qualité. En imposant aux mandataires la rédaction de cahiers d'entretien, elle permet aux maîtres d'ouvrage d'assurer le bon fonctionnement de leurs aménagements.

VI.1.4 La Versoix, un exemple de renaturation

Les aménagements réalisés sur la Versoix s'inscrivent parfaitement dans les principes du développement durable. Ils ont été effectués selon une approche pluridisciplinaire portée par le service cantonal de l'aménagement des eaux et de la pêche.

Les travaux entrepris sur cette rivière ont permis à la fois de protéger la ville de Versoix contre les inondations, de créer des conditions favorables aux retours et à la libre circulation de nombreuses espèces (castor, truite lacustre), et d'aménager des zones d'accueil du public ainsi qu'une plage accessible à tous.

Issue des eaux d'infiltration dans les roches calcaires du massif du Jura, la Versoix s'écoule d'abord sur la commune française de Divonne-les-Bains sous forme d'un chapelet de sources qui se rejoignent ensuite pour former la Divonne. Au passage de la frontière, elle change de nom et devient la Versoix. Longue de 22 km, pour moitié sur territoire genevois, cette rivière emblématique du canton de Genève présente une haute valeur biologique et paysagère. Grâce à ses eaux fraîches, même lors des périodes estivales, elle abrite des populations de salmonidés (truites fario, truites lacustres, ombres de rivière) de grande valeur. Le castor est bien présent, à la suite de sa réintroduction en 1956, une première en Suisse ! C'est à la hauteur de la ville de Versoix que la rivière termine son parcours dans le lac Léman. Son débit moyen s'élève à 3,4 m³/s et le débit d'étiage se maintient à 1,1 m³/s, notamment grâce à la présence de nombreux marais sur son secteur amont. Malgré l'effet tampon de ces retenues d'eau, la Versoix subit des crues parfois impressionnantes, avec un débit centennal de 75 m³/s.

Afin de protéger la ville de Versoix contre les inondations, des murs en béton ont été construits au début du XX^e siècle de part et d'autre de la rivière. L'endiguement de la rivière s'est révélé insuffisant avec le temps, l'urbanisation du bassin versant et les changements climatiques, provoquant des crues soudaines et plus importantes. L'option a été prise par le secteur de la renaturation des cours d'eau de ne pas rehausser ces murs, mais de les démolir, tout en redonnant de l'espace au cours d'eau afin de lui permettre le transit des crues sans débordement. Les travaux de renaturation ont été entrepris par étape entre 2005 et 2013. Simultanément, des ouvrages bloquant la migration piscicole ont été démolis, comme une passe à poissons à bassins peu fonctionnelle. Depuis 2015, la rivière est revenue à un état quasi naturel [Fig. VI.1.3](#).

À la suite de ces travaux, la ville de Versoix est désormais protégée contre les inondations. Des cheminements piétons et cyclistes sécurisés et des espaces publics de qualité ont été réalisés pour une population genevoise en forte croissance. Les puissantes truites du lac peuvent remonter sans entrave jusqu'aux marais de Divonne pour s'y reproduire. Enfin, l'embouchure de la Versoix dans le lac Léman [Fig. VI.1.4](#) a bénéficié d'un aménagement mixte nature/homme, avec la réalisation d'une grande plage publique et d'un delta naturel où la Versoix peut déverser, sans contrainte, les graviers qu'elle charrie.

Avec ses massifs forestiers, son cours restauré, ses marais protégés mais aussi ses promenades et ses zones de détente, la Versoix est aujourd'hui une rivière exceptionnelle.

Fig. VI.1.3 La Versoix après les travaux de 2015, secteur Molard, avec élargissement du lit majeur pour les crues.

Photo: canton de Genève



Fig. VI.1.4 Embouchure de la Versoix après travaux, en 2010.

Photo: canton de Genève



Christian Roulier et Tamara Ghilardi,
avec la collaboration d'Alexandre Fahrni, Cyrille Sansonnens
et Philippe Heller

La loi révisée sur la protection des eaux (LEaux), entrée en vigueur en 2011, impose la réservation d'un espace minimal autour des eaux.

Les importants développements réalisés dans l'aménagement du territoire en Suisse, principalement au XX^e siècle, ont visé une exploitation maximale de l'espace disponible. De grands chantiers de drainage des plaines ont été entrepris ainsi que des endiguements de rivières. Ces endiguements touchent à ce jour 22 % du linéaire des cours d'eau suisses ^[1]. L'espace ainsi gagné a permis une extension significative des surfaces agricoles et des surfaces bâties.

Des crues récentes (1987 sur la Reuss, 1993 à Brigue sur la Saltina, 2000 sur le Rhône en Valais, et enfin 2005 et 2007 sur plusieurs cours d'eau de la Suisse) ont montré les limites des aménagements réalisés. À côté des réflexions visant à retrouver un niveau de sécurité suffisant vis-à-vis des crues, la notion d'espace attribué aux rivières en vue d'assurer leurs fonctions écologiques a également progressé dans le cadre juridique. Ces développements ont abouti à la définition de l'« espace réservé aux eaux ».

VI.2.1 Objectifs et bénéfices

La loi fédérale sur la protection des eaux (art. 36a LEaux; RS 814.20) et son ordonnance (art. 41a OEaux; RS 814.201) demandent aux cantons de définir un espace réservé aux eaux. L'ordonnance précise les dimensions de cet espace pour les cours d'eau dont la largeur naturelle du lit est inférieure à 15 m (art. 41a, al. 2 OEaux) ainsi que pour les cours d'eau situés dans un biotope ou un site paysager d'importance nationale ou cantonale (art. 41a, al. 1 OEaux). La largeur de l'espace réservé aux eaux des grands cours d'eau est définie au cas par cas par les cantons.

Espace nécessaire *versus* espace réservé

Il convient de distinguer les notions d'espace nécessaire et d'espace réservé. L'espace nécessaire est fondé sur l'évaluation des fonctions écologiques des milieux aquatiques, amphibiens et terrestres occupant l'espace du cours d'eau. On évoque dans ce sous-chapitre ces fonctions écologiques et leur valorisation. L'espace nécessaire relève ainsi d'une notion fonctionnelle.

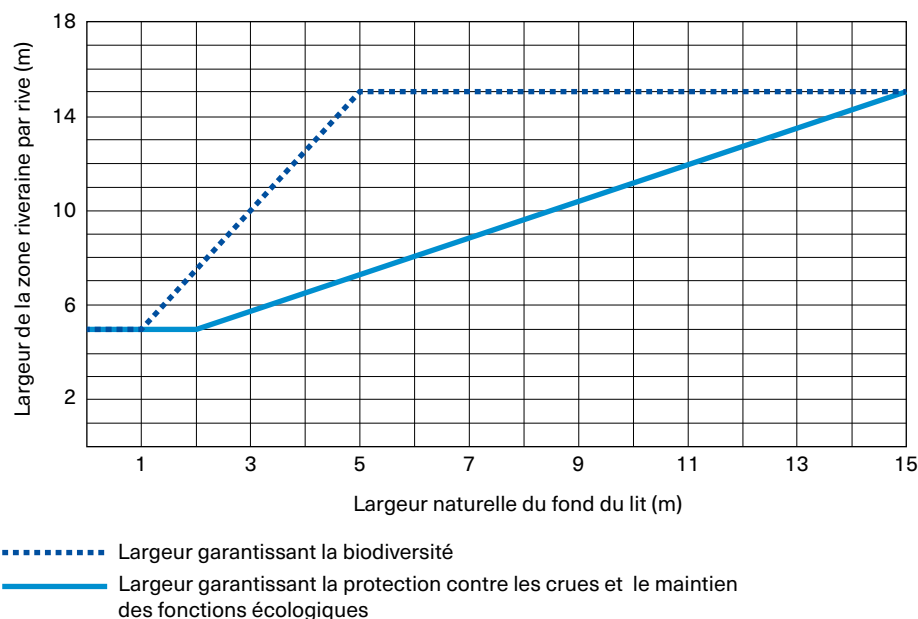
L'espace réservé aux eaux résulte d'un processus opéré par les cantons. Il se fonde sur l'espace nécessaire en s'adaptant aux contraintes territoriales et constitue

une enveloppe du cours d'eau légalisée et reportée sur les plans d'aménagement du territoire. L'espace réservé relève ainsi d'une notion administrative.

VI.2.2 Principes et méthodes de délimitation

L'Ordonnance fédérale définit la largeur de l'espace réservé à l'aide d'un abaque basée sur la largeur naturelle du fond du lit. Cet abaque comprend deux courbes : l'une définissant une largeur minimale et l'autre exigeant plus d'espace [Fig. VI.2.1](#) et [1].

Fig. VI.2.1 Abaque permettant de déterminer la largeur de l'espace réservé ^[1].



L'abaque, initialement apparu dans une brochure publiée en l'an 2000 ^[3], spécifie que les valeurs indiquées par la ligne bleue continue représentent l'espace minimal recommandé garantissant la mise en réseau des habitats ainsi que la protection contre les crues. Pour favoriser la diversité naturelle des communautés animales et végétales, dans les sites protégés cantonaux et fédéraux, une augmentation est nécessaire (ligne bleue en pointillé).

Le document mentionne également l'existence d'une bande de divagation, qui est égale à 5 ou 6 fois la largeur du fond du lit, afin de permettre la formation de méandres.

Grands cours d'eau

Le terme de « grands cours d'eau » s'applique aux cours d'eau dont la largeur naturelle du fond du lit est supérieure à 15 m. Ainsi, un cours d'eau corrigé de 8 m de largeur est susceptible d'appartenir à cette catégorie, car la largeur naturelle de son lit compte souvent le double (soit 16 m au lieu de 8 m).

En revanche, aucune prescription concernant la dimension de l'espace réservé aux grands cours d'eau n'est émise au niveau fédéral. Il est simplement précisé que cet espace doit avoir une largeur minimale de 15 m par berge (donc 45 m au total pour un cours d'eau de 15 m).

Une procédure standardisée et un outil internet ont été développés par les deux premiers auteurs de ce sous-chapitre, puis mis à disposition par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). L'objectif est de soutenir les cantons dans l'évaluation de l'espace nécessaire aux grands cours d'eau, sur lequel peut se baser l'espace réservé aux eaux (ERE).

Largeur naturelle du cours d'eau

La largeur naturelle du cours d'eau constitue le point de départ de la procédure. La largeur naturelle du fond du lit L_{fl} et la largeur à pleins bords L_{pb} sont ainsi recherchées.

La première étape est une approche historique fondée sur des cartes, photographies et autres documents historiques renseignant sur l'état naturel initial. Une référence spatiale (examen d'un autre cours d'eau aux caractères proches) peut aussi être utilisée. Si aucune référence temporelle ou spatiale n'est trouvée, des formules empiriques sont appliquées ^[4]. Mais quelle que soit l'approche utilisée, il convient de procéder à une analyse de sensibilité tant sur les paramètres que sur les méthodes.

Une fois la largeur naturelle du fond du lit L_{fl} estimée, la largeur à pleins bords L_{pb} est calculée. Ces deux grandeurs sont reliées par la formule suivante :

$$L_{fl} = L_{pb} \times (1 - 2r \times m)$$

où m est la pente des berges et r le ratio largeur/profondeur, dépendant du style du cours d'eau [Fig. VI.2.2](#) et [6].

Styles fluviaux

L'importance des fonctions écologiques et l'espace nécessaire pour les satisfaire sont étroitement liés au style fluvial naturel (morphologie) du cours d'eau. Les styles principaux sont les tresses, les méandres migrants, les méandres développés, les cours rectilignes (torrents) et les cours enfoncés. La pente longitudinale et transversale, la disponibilité d'espace ainsi que les apports hydriques et sédimentaires sont les paramètres fondamentaux qui définissent les styles fluviaux illustrés à la figure VI.2.2.

À l'instar de la largeur naturelle du cours d'eau, la recherche du style fluvial naturel se fonde sur une approche historique, une approche spatiale et une approche empirique.

La méthode historique consiste à identifier le style fluvial naturel sur un document datant d'avant la correction du cours d'eau. Cette méthode est la plus simple et la plus fiable dans la plupart des cas, mais elle exige que les conditions hydrologiques et sédimentaires qui prévalaient à l'époque du document de référence soient proches des conditions actuelles.

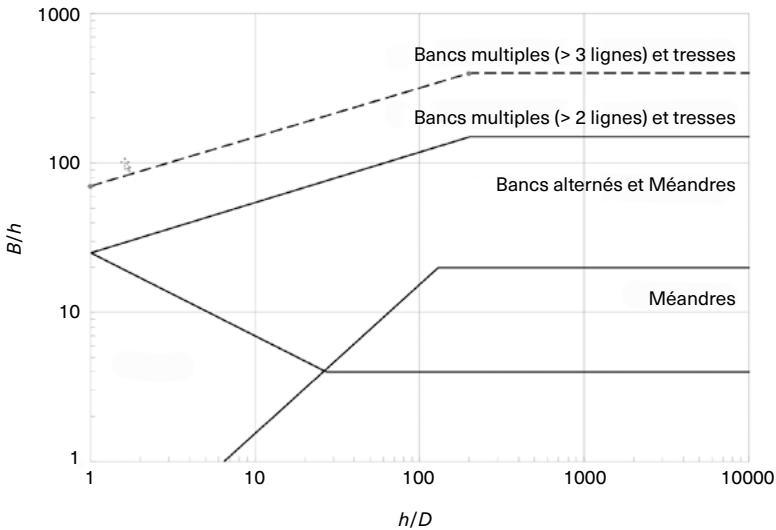
Fig. VI.2.2 Style fluvial avec indication du rapport largeur/profondeur selon [6].

Style	Tresses	Méandres migrants	Méandres développés	Cours rectilignes et encaissés
Planimétrie				
Profil en travers				
Rapport largeur/profondeur	> 40	> 12 normalement 20-30	> 12 normalement 5-8	variable

L'approche spatiale consiste à déduire le style fluvial d'après un cours d'eau analogue naturel (non corrigé) présentant des conditions de débit, de pente, de granulométrie et de charriage similaires au cours d'eau étudié.

L'approche de Yalin et da Silva [8] permet de calculer la largeur de régime du lit B , la profondeur d'eau de régime h et la pente de régime J sur la base du débit morphogène (HQ_2 ou HQ_5) et du diamètre des sédiments ($D = d_{50}$ ou d_m). Les valeurs de B/h et h/D permettent alors d'identifier le style du cours d'eau. La figure VI.2.3 permet ainsi de distinguer les différents styles fluviaux selon ces paramètres.

Fig. VI.2.3 Style de cours d'eau selon Yalin et da Silva [8].



Fonctions de l'espace réservé aux eaux

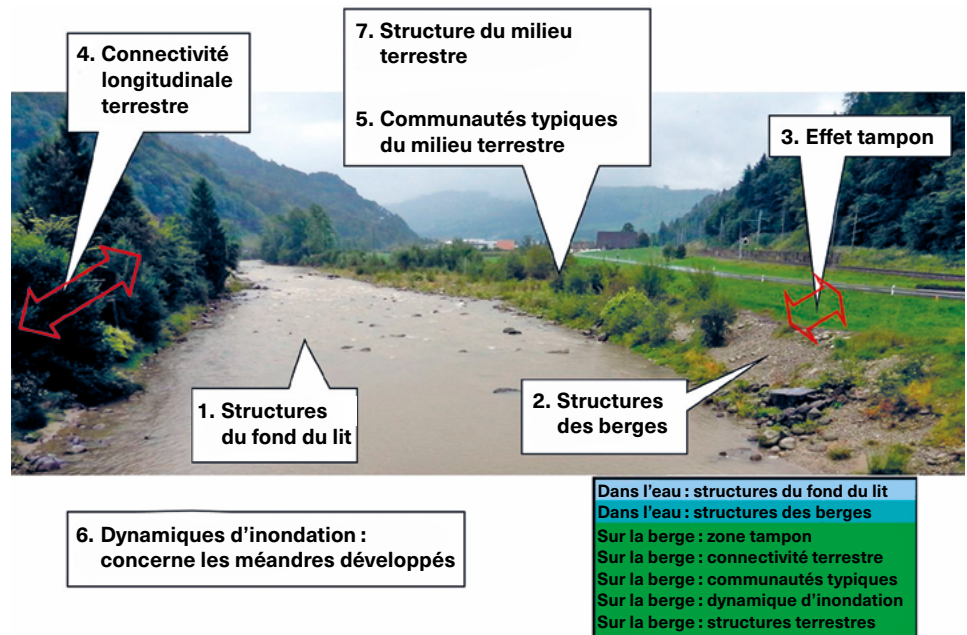
L'espace réservé aux eaux (extension et qualité) pour les cours d'eau dont la largeur naturelle du lit est de plus de 15 m doit remplir, si possible, les fonctions écologiques du cours d'eau. Cet espace doit tenir compte des besoins de l'écosystème sur les plans

abiotiques (morphologie, dynamique), biotiques (faune typique, végétation) et sociétaux. Dans ce dernier registre, l'art. 36a LEaux précise que l'espace réservé aux eaux a pour but de garantir les fonctions naturelles du cours d'eau, la protection contre les crues et l'utilisation des eaux. Dans les milieux aquatiques, amphibiens, terrestres ainsi que pour les besoins sociétaux, 19 fonctions de l'espace nécessaire aux cours d'eau ont été identifiées dans la littérature, puis réduites aux 7 fonctions principales suivantes [Fig. VI.2.4](#) :

- la diversité structurelle du fond du lit ;
- la diversité structurelle des berges ;
- l'effet tampon ;
- la connectivité longitudinale terrestre ;
- le développement des communautés typiques du milieu terrestre ;
- la dynamique d'inondation ;
- la diversité structurelle des milieux terrestres.

La plupart de ces fonctions ne peuvent être satisfaites qu'à l'intérieur d'un espace de mobilité sans aucune contrainte physique liée à des infrastructures, ni d'entretien de la végétation des berges. D'autres, comme la fonction tampon et la connectivité longitudinale terrestre, peuvent être également satisfaites à l'extérieur de l'espace de mobilité.

Fig. VI.2.4 Fonctions du cours d'eau.



Évaluation des fonctions

Des courbes de préférence (ou courbes de satisfaction) sont choisies afin de quantifier les 7 fonctions retenues. Ce système multicritère permet d'assembler des paramètres et des indicateurs se mesurant en unités différentes et de générer une note globale.

Pour chaque fonction, un degré de satisfaction est calculé. Il atteint 100 % lorsque la valeur du critère représente une situation favorable et 0 % dans le cas opposé. Les valeurs seuils se fondent sur l'observation des systèmes naturels, notamment des zones alluviales.

Concernant le critère «Développement des communautés végétales typiques», l'exigence aboutissant à 100 % de satisfaction est une bande naturelle terrestre (ou deux) d'une largeur totale de $1,5 * L_{pb}$. À l'instar de la courbe biodiversité [Fig. VI.2.1](#), les exigences d'espace nécessaire sont supérieures dans les cours d'eau traversant une zone alluviale ou dans les tronçons où une bande de divagation est visée. L'option «zone alluviale» active le développement des formations à bois tendre (saulaies et aulnaies, exigence: $1,5 * L_{pb}$) et des formations à bois dur (frênaies: $1 L_{pb}$ supplémentaire), soit une largeur totale de $2,5 * L_{pb}$.

Pondération des critères

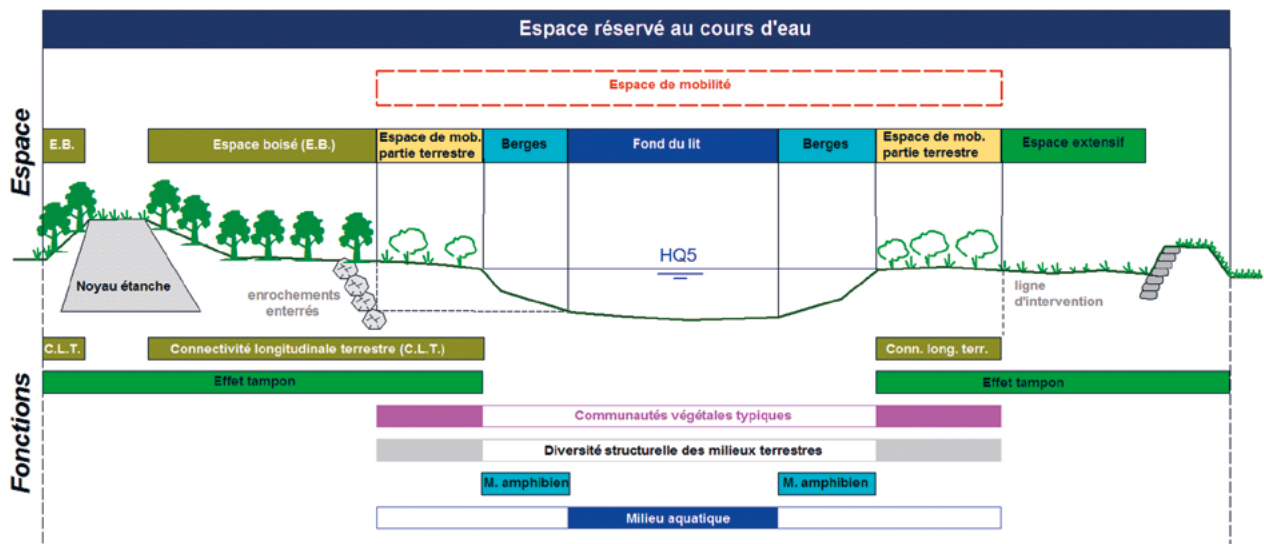
Les critères sont pondérés selon leur importance dans l'évaluation. Comme pour les valeurs seuils des courbes de préférence, les pondérations peuvent être fixées de manière empirique ou même subjectives en fonction des buts recherchés. La pondération des fonctions des habitats est définie par les experts à raison de 20 % pour les milieux aquatiques, 10 % pour les berges et 70 % pour les milieux terrestres. Le style des cours rectilignes fait exception avec une pondération de 40-20-40 %.

Compartiments de l'espace réservé aux eaux

La figure VI.2.5 présente l'organisation de l'espace réservé aux eaux.

L'espace de mobilité est l'espace à l'intérieur duquel le cours d'eau et les milieux amphibiens et terrestres peuvent évoluer de manière naturelle. Il désigne l'ensemble de la surface qui peut être atteinte par le déplacement latéral du cours d'eau. Les berges et le lit ne sont pas stabilisés à l'intérieur de l'espace de mobilité.

Fig. VI.2.5 Coupe schématique de l'espace réservé aux eaux présentant les différents compartiments à identifier pour appliquer la procédure.



À l'extérieur de l'espace de mobilité, on trouve un espace terrestre, boisé ou extensif, apte à assurer les fonctions de zone tampon ou de connectivité longitudinale.

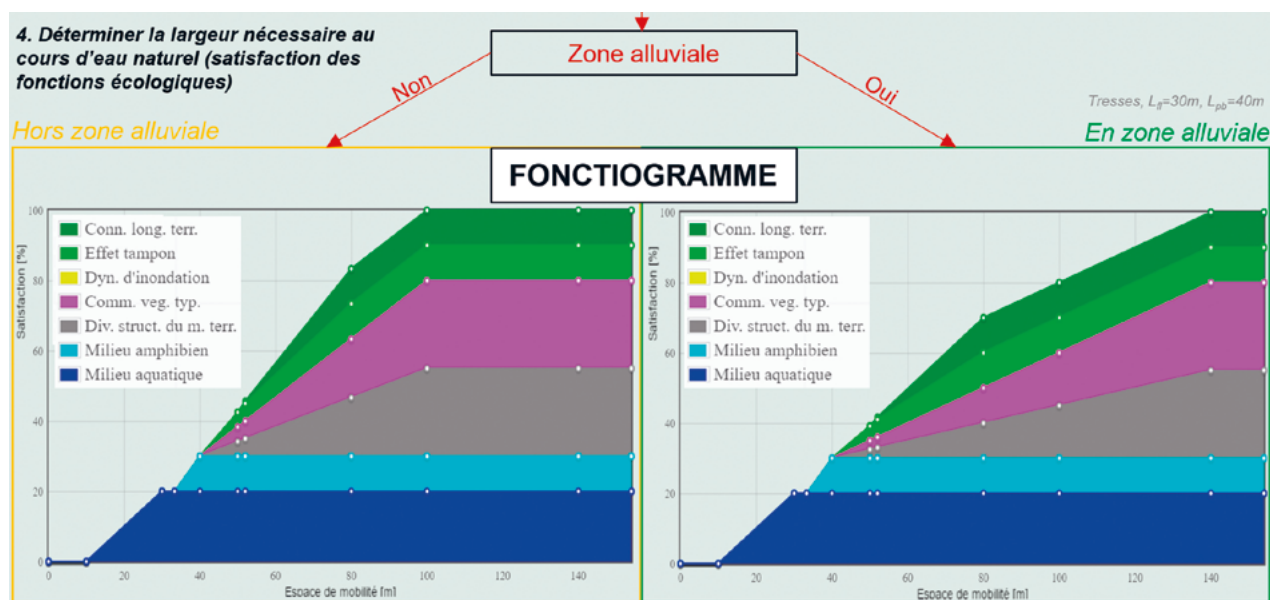
Fonctiogramme

Le fonctiogramme indique le pourcentage de satisfaction des diverses fonctions naturelles du cours d'eau (axe vertical de 0 à 100 %), selon la largeur de l'espace non stabilisé (axe horizontal : largeur de l'espace de mobilité en mètres).

Le pourcentage de satisfaction peut être fixé à titre d'objectif, à l'avance et par tronçon par le maître d'ouvrage. Il peut aussi constituer une base pour le subventionnement de projets de renaturation.

Le fonctiogramme de la figure VI.2.6 illustre le cas d'un cours d'eau en tresses (L_f : 30 m, L_{pb} : 40 m). Pour les exigences des communautés végétales typiques, un espace de 100 m (total du cours d'eau et des 2 rives) présente une satisfaction globale de 100 % (à gauche sur la figure), alors qu'à l'intérieur d'une zone alluviale, cette même largeur présenterait une satisfaction de 80 % (à droite).

Fig. VI.2.6 Fonctiogramme d'un cours d'eau en tresses (les valeurs indiquées s'appliquent aux 2 berges).



Profil type

La méthode permet également d'évaluer un profil type existant ou de comparer des variantes d'aménagement. Il s'agit ici de définir les caractéristiques du cours d'eau, l'espace de mobilité attribué au cours d'eau et les largeurs dédiées pour chaque type d'utilisation de l'espace réservé aux eaux.

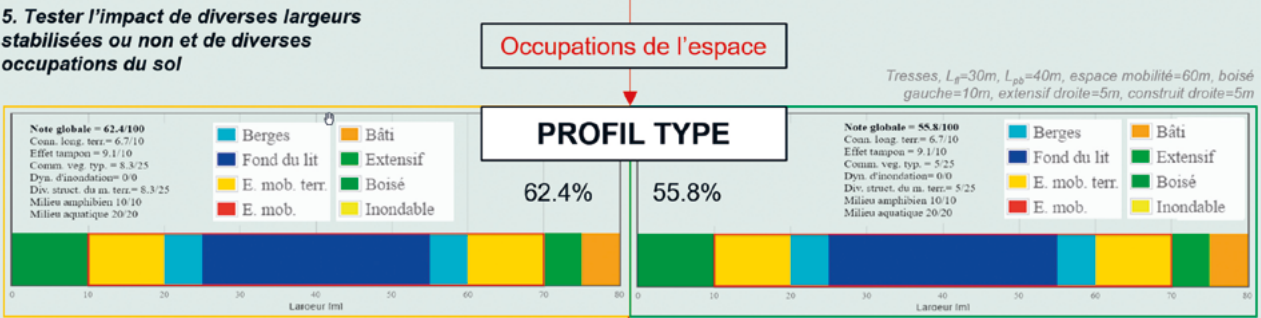
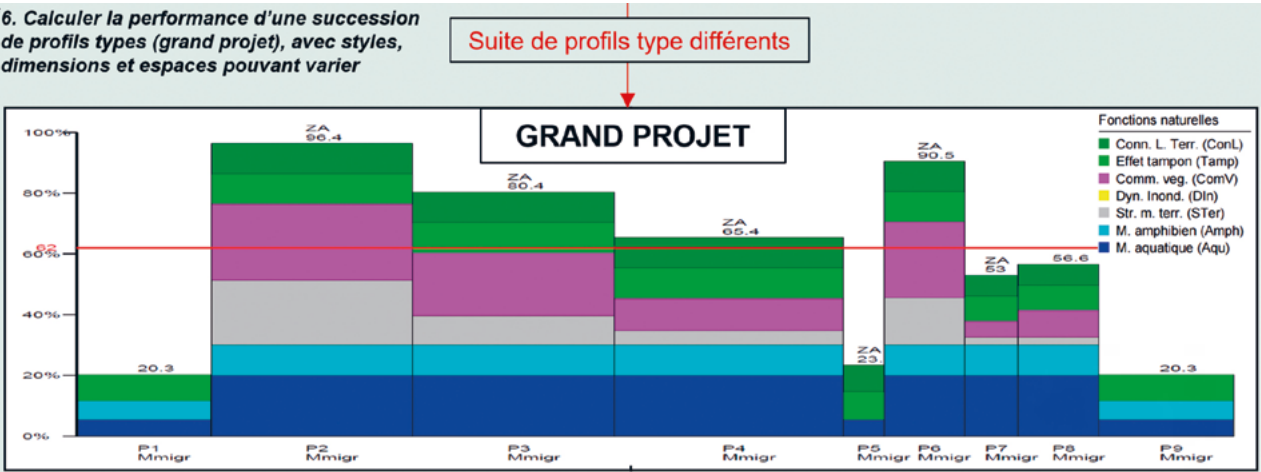


Fig. VI.2.7 Profils types des 2 situations illustrées par le fonctiogramme.

Évaluation d'un grand projet

Fig. VI.2.8 Série spatiale de tronçons constituant un grand projet (exemple fondé sur la revitalisation de la Broye, zone alluviale 52 « Les îles de Villeneuve FR-VD »).

Un grand projet se compose d'une suite de profils types caractérisant des tronçons de diverses longueurs. Une note par profil est calculée puis pondérée par la longueur du tronçon, afin d'obtenir la note moyenne du projet. Sur la figure VI.2.8, le grand projet se compose de 9 profils types de différentes longueurs. La note moyenne pondérée (note synthétique reflétant la valeur moyenne du projet) est de 62 %.



La procédure «Espace nécessaire aux grands cours d'eau de Suisse» est recommandée par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) aux cantons. C'est une recommandation, et non une norme contraignante, car les cantons sont responsables de la détermination de l'ERE (espace réservé aux eaux) des grands cours d'eau, compte tenu d'une largeur minimale de 30 m (ou 2 x 15 m).

Outil internet

Un outil internet [Fig. VI.2.9](#) et son manuel accompagnent l'application de la procédure. L'outil dessine le fonctiogramme et calcule les pourcentages de satisfaction obtenus par des profils types, moyennant la saisie des paramètres clés.

Fig. VI.2.9 Masque de saisie des paramètres clés de l'outil internet.

The screenshot shows a web form for entering parameters. It includes a dropdown menu for 'Style fluvial' (set to 'Tresses'), input fields for 'Lpb', 'Lfl', and 'Anat', and a dropdown for 'Zone alluviale' (set to 'Non'). Below these are several rows of input fields for 'Espace de mobilité', 'Espace de la berge gauche/droite', 'Espace inondable à gauche/droite', 'Espace boisé à gauche/droite', 'Espace extensif à gauche/droite', and 'Espace construit à gauche/droite'. At the bottom are two buttons: 'Dessine' and 'Calcule'.

L'outil constitue une aide multicritère à l'évaluation de projets. Toutefois, pour un bilan écologique complet, des paramètres supplémentaires doivent être pris en compte.

L'outil internet et le manuel utilisateur sont disponibles sur le site de l'**Agenda 21** pour l'eau / Wasser-Agenda 21 à l'adresse :

<https://plattform-renaturierung.ch/fr/espace-reserve-aux-eaux/outil-web/>

ERE en territoire urbanisé

Toute surface non végétalisée ou imperméable peut être assimilée à une zone construite. Sous certaines conditions, leur présence est autorisée dans l'espace réservé aux eaux, mais ces surfaces ne remplissent pas de fonctions naturelles. En milieu bâti, l'ERE doit être adapté à la configuration des constructions existantes, tout en assurant la protection contre les crues et en favorisant la renaturation.

L'Office fédéral du développement territorial (ARE) et l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), en collaboration avec les cantons, ont édité une fiche pratique (18 janvier 2013 ^[5]). Cette fiche identifie les critères donnant à penser qu'une zone est densément bâtie dans laquelle un espace réservé aux eaux est obligatoirement très restreint, et ceux donnant à penser qu'une zone n'est pas densément bâtie, comme des espaces verts en milieu urbain ou des tronçons de cours d'eau revêtant une importance écologique actuelle ou future, après revalorisation. Ces critères se fondent sur l'état actuel des fonds et non pas sur leur affectation (par ex. zone à bâtir non aménagée).

VI.2.3 Aspects fonciers et conflits d'intérêt

Les constructions existantes et les infrastructures linéaires comme les routes et les conduites souterraines d'eau, de gaz ou d'électricité contraignent de manière forte l'espace disponible au bord des cours d'eau. En effet, le déplacement de ces infrastructures est souvent irréalisable pour des raisons physiques ou financières, ce qui rend l'utilisation, voire l'établissement, de l'ERE impossible. En conséquence, l'espace dédié aux rivières dans ces zones n'est généralement déterminé que par des considérations sécuritaires. Ainsi, la largeur nécessaire est uniquement basée sur des critères hydrauliques afin de permettre le passage des crues.

ERE en zone agricole

En zone agricole, les difficultés liées aux infrastructures sont peu prononcées. S'il arrive que des conduites soient présentes dans les berges du cours d'eau (par ex. oléoduc construit en parallèle du cours d'eau), il est rare que de telles contraintes soient présentes sur les deux rives. Les difficultés sont plutôt liées à la perte de surface agricole utile (SAU) lors de la renaturation d'un cours d'eau, ainsi qu'à l'augmentation de la largeur des bandes extensives sans application de produits phytosanitaires ni d'engrais. C'est la raison pour laquelle les autorités compétentes conseillent de combiner la mise en place de l'ERE avec celle des SPB (surfaces de promotion de la biodiversité).

En zone forestière, la délimitation de l'ERE ne pose quasiment pas de problème, la forêt satisfaisant par sa nature et sa gestion aux exigences de la LEaux.

VI.2.4 Exemple de l'espace réservé aux grands cours d'eau du canton de Fribourg

Problématique

Le Service de l'environnement - section lacs et cours d'eau du canton de Fribourg a regroupé en une seule étude la définition de l'ERE de tous les grands cours d'eau du canton. Basé sur la méthodologie recommandée par l'OFEV ^[1, 7], l'ERE est défini en considérant l'espace nécessaire au cours d'eau ^[7] et l'utilisation du sol à proximité de la rivière. D'autres contraintes, telles que la topographie et la priorité de revitalisation des cours d'eau, sont également prises en considération.

Étapes méthodologiques

Le réseau hydrographique cantonal est composé d'environ 3300 km de cours d'eau, dont 181 km de grands cours d'eau. Environ 75 km de grands cours d'eau se trouvent en zone alluviale d'importance nationale, cantonale ou régionale. La figure VI.2.10 illustre la méthodologie appliquée qui est décrite ci-après.

1. Les caractéristiques naturelles du cours d'eau sont définies afin de construire un fonctiogramme identifiant le taux de satisfaction des fonctions écologiques du cours d'eau par rapport à l'espace mis à sa disposition, sans contrainte.
2. Les contraintes d'occupation du sol sont prises en compte, afin d'identifier une aptitude du sol à accueillir l'espace réservé aux eaux. La largeur de l'espace réservé est ensuite déterminée en fonction des objectifs écologiques à atteindre pour les diverses classes d'aptitude.
3. Les contraintes topographiques sont prises en compte: lorsque la différence de niveau avec le cours d'eau dépasse 10 m d'altitude, les surfaces sont exclues de l'ERE. Entre 5 et 10 m, l'aptitude est diminuée d'une catégorie. Entre 0 et 5 m, l'aptitude est intacte.
4. Lorsque le tronçon est identifié comme prioritaire pour la revitalisation par la planification stratégique cantonale, la classe d'aptitude est augmentée d'une catégorie.

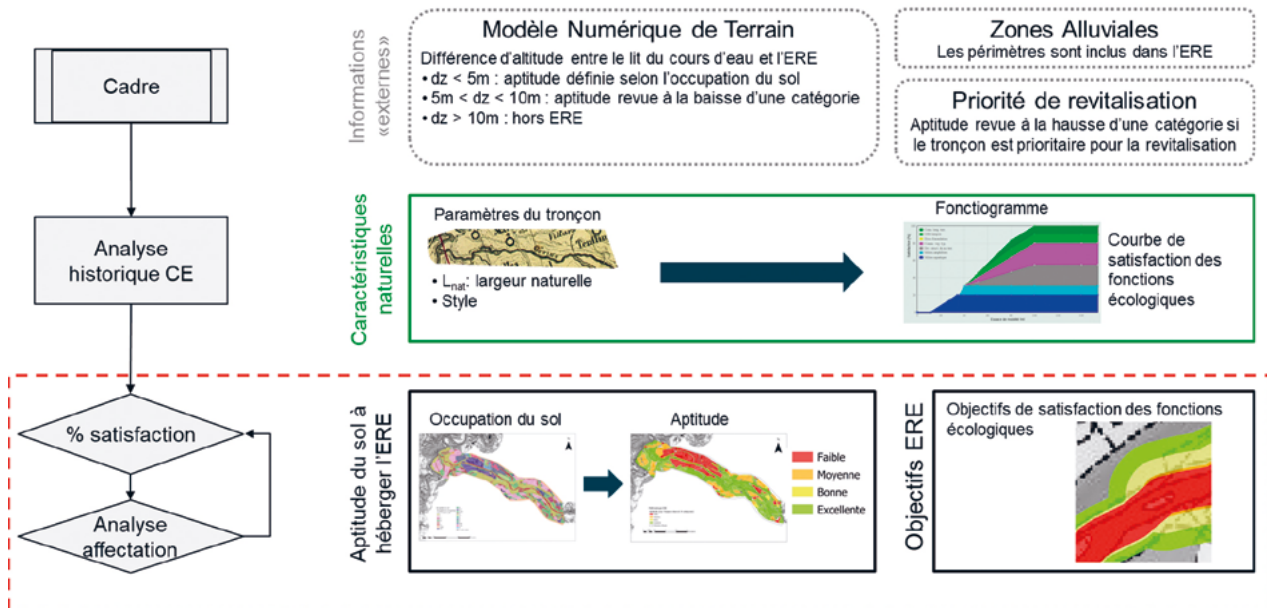


Fig. VI.2.10 Méthodologie de définition de l'espace réservé aux grands cours d'eau du canton de Fribourg.

- Enfin, un lissage manuel et une mise en conformité avec la réalité du terrain sont réalisés par les services cantonaux.

Un comité de projet (CoPRO) et un comité de pilotage (CoPil) ont validé la méthodologie, les étapes et les résultats du travail.

Application

Tab. VI.2.1 Styles fluviaux des grands cours d'eau du canton de Fribourg.

La méthodologie a produit des résultats intermédiaires intéressants comme l'identification du style des grands cours d'eau et la validation de leur largeur naturelle.

Style	Longueur totale (km)	Cours d'eau concernés (km)
Méandres migrants	50,7	La Veveyse (5,6); La Broye (17,8); La Sarine (0,7); La Glâne (14,0); La Jogne (10,8)
Méandres développés	13,1	Canal de la Broye (7,9); La Glâne (1,9)
Tresses	88,1	La Veveyse (1,1); La Sarine (29,7); La Trême (8,6); La Gérine (17,2); La Singine (31,3)
Cours encaissés	29,4	La Veveyse (1,6); La Broye (3,2); La Sarine (12,2); La Trême (6,8); La Gérine (2,7); La Jogne (2,9)

Les différentes occupations du sol indiquées dans la planification territoriale ont été classées en 4 aptitudes à héberger l'ERE : faible, moyenne, bonne et excellente. Les zones densément bâties n'ont pas été prises en compte dans la délimitation initiale de l'ERE.

Objectifs de satisfaction

À chaque classe d'aptitude pour l'espace réservé est associé un objectif de satisfaction des fonctions écologiques du cours d'eau. Ainsi, lorsque l'aptitude du sol est faible, on visera une largeur d'espace minimale, tandis que lorsque l'aptitude du sol est excellente, on visera la satisfaction de l'ensemble des fonctions naturelles du cours d'eau en activant l'option « zone alluviale ».

La largeur minimale de l'ERE est la largeur la plus grande entre $L_{\text{nat}} + 30$ m et la largeur permettant de satisfaire 55 % des fonctions naturelles du cours d'eau.

La largeur maximale de l'ERE permet de satisfaire l'ensemble des fonctions naturelles du cours d'eau, y compris le développement de forêts alluviales à bois dur en supplément des formations alluviales à bois tendre. Cette largeur est souvent très élevée et ne peut être satisfaite que par des surfaces à grand potentiel naturel et à faible valeur économique, telles que les zones alluviales et les forêts.

En zone agricole, l'impact spatial de l'ERE sur les surfaces d'assolement (SDA) a été réduit par la définition d'une aptitude faible et sur celui des surfaces agricoles utiles (SAU) par une aptitude moyenne.

Les deux sets d'objectifs « Variante minimale » et « Variante maximale » décrits dans le tableau ci-dessous ont été retenus, cartographiés et présentés au CoPRO et au CoPil pour décision. Les variantes « $L_{\text{nat}} + 30$ » et « 100 % Bio » ont également été modélisées et cartographiées à titre de comparaison, afin d'étayer le choix des autorités.

Tab. VI.2.1 Sets d'objectifs retenus pour la définition de l'espace réservé.

	Variante $L_{\text{nat}} + 30$	Variante minimale	Variante maximale	Variante 100 % Bio
Obj. min	$L_{\text{nat}} + 30$	max (55 % ; $L_{\text{nat}} + 30$)	max (55 % ; $L_{\text{nat}} + 30$)	100 % biodiversité
Obj. 2	$L_{\text{nat}} + 30$	60 %	70 %	100 % biodiversité
Obj. 3	$L_{\text{nat}} + 30$	70 %	90 %	100 % biodiversité
Obj. max	$L_{\text{nat}} + 30$	100 % biodiversité	100 % biodiversité	100 % biodiversité

Résultats

Espace réservé de la Glâne à Autigny

Pour les **zones alluviales**, les objectifs de satisfaction des fonctions écologiques à atteindre sont généralement maximaux. Des exceptions existent cependant par endroits, en raison de la présence de zones agricoles.

On constate aussi [Fig. VI.2.11](#) que les zones alluviales en leur état actuel (surfaces très limitées par rapport à un état naturel) occupent un espace plus petit que l'espace maximal de l'ERE (100 % biodiversité).

Sur ce secteur, l'espace minimal (90 m) est le plus souvent sélectionné par la procédure en rive gauche (bas de la figure VI.2.11). Cet espace dépasse à plusieurs endroits la limite de la zone alluviale. Plusieurs surfaces se trouvant dans la zone alluviale apparaissent ici en aptitude « bonne » en raison de la présence de surfaces agricoles. Vers la limite aval de la zone alluviale (à gauche), la falaise de la rive droite limite l'extension latérale de l'ERE.

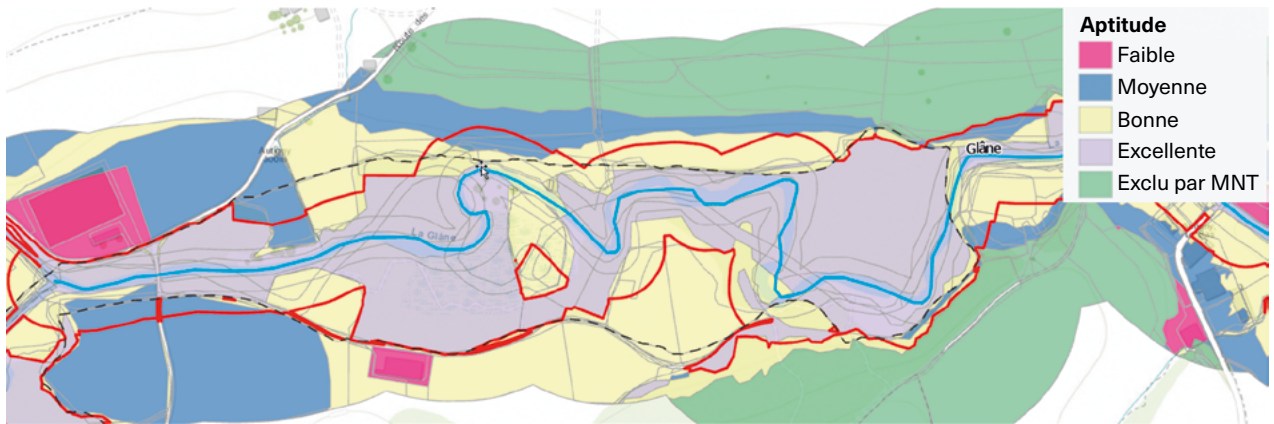


Fig. VI.2.11 La Glâne à Autigny (zone alluviale 217 – La Neirigue et la Glâne). Résultat de la démarche (avant le lissage opéré par les autorités cantonales) pour le set d'objectifs minimal (100 % biodiversité). Le périmètre de la zone alluviale est reporté en pointillé noir ; l'espace réservé sélectionné avec le set d'objectifs minimal (variante minimale) est délimité par un trait rouge. Les couleurs de l'aptitude d'occupation du sol sont reportées dans l'image.

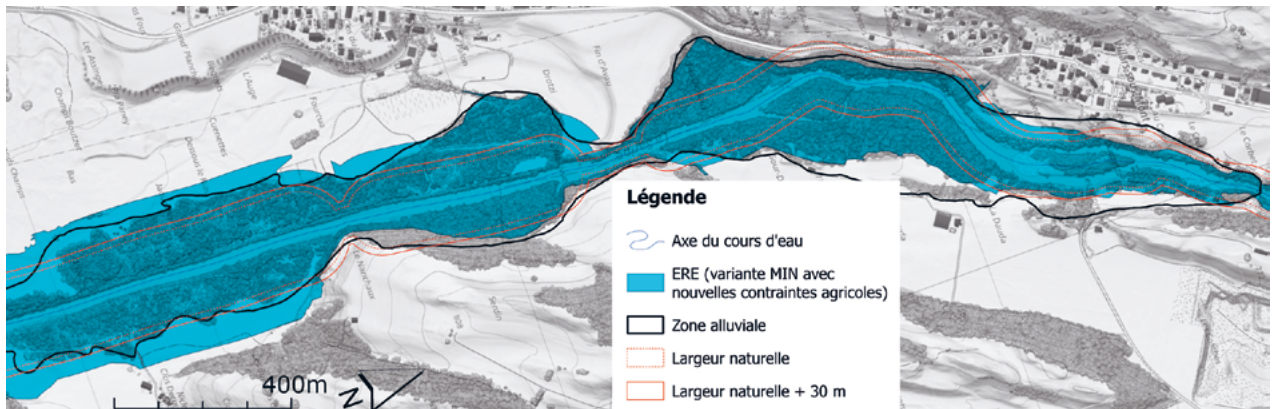
Espace réservé de la Sarine dans l'Intyamon

La définition de l'espace réservé à la Sarine dans l'Intyamon a nécessité une définition précise de la largeur naturelle de la Sarine pour pouvoir appliquer la procédure et identifier l'espace nécessaire au cours d'eau, puis l'espace réservé aux eaux (ERE).

La figure VI.2.12 présente l'ERE dans le secteur de Neirivue-Villars-sous-Mont. Les constats suivants illustrent l'application concrète de la démarche.

- Dans le tronçon aval non corrigé (moitié droite de la figure VI.2.12), une bonne concordance existe, globalement, entre le périmètre de la zone alluviale et l'ERE. Quelques surfaces agricoles et forestières sont incluses dans la zone alluviale, mais pas dans l'ERE.
- Dans le tronçon amont corrigé (moitié gauche) et en raison de la largeur naturelle de la Sarine (style en tresses), l'espace réservé dépasse le périmètre de la zone alluviale et s'étend dans la zone agricole.
- Des forêts de pente appartiennent à la zone alluviale mais pas à l'ERE en raison de leur altitude par rapport au cours d'eau. Elles sont susceptibles de s'éroder à terme et de rejoindre les zones plates à proximité du cours d'eau.
- Tout à gauche de l'image, les largeurs « L_{nat} » et « $L_{nat} + 30$ m » dépassent les limites de la zone alluviale en raison de l'approfondissement artificiel du lit, mais ces deux largeurs sont incluses dans l'ERE.

Fig. VI.2.12 Zone alluviale 66 « Les Auges de Neirivue ». Espace réservé aux eaux. Résultat de la démarche (avant le lissage opéré par les autorités cantonales).



- L'ERE finalement retenu après lissage est consultable sur le portail cartographique du canton de Fribourg.

Conclusion

La procédure «Espace nécessaire aux grands cours d'eau» développée pour l'OFEV et dont l'application au canton de Fribourg a été présentée plus haut permet de standardiser la délimitation de l'espace réservé des grands cours d'eau. Plusieurs éléments déterminants sont pris en compte dans le développement de la méthode et dans les critères d'application :

- les deux paramètres «largeur naturelle du fond du lit» et «style du cours d'eau» ont un impact sur les espaces nécessaires pour satisfaire les fonctions écologiques ;
- il a été nécessaire de classer l'occupation du sol en diverses classes d'aptitude à accueillir l'espace réservé. Pour effectuer ces choix, les services cantonaux compétents ont pris position. Le choix de classe d'aptitude pour une occupation du sol donnée a un fort impact sur le résultat final ;
- enfin, deux sets d'objectifs de satisfaction (variante minimale, variante maximale) ont été proposés pour déterminer l'ERE et le choix final a incombé aux comités de projet et de pilotage.

De la sorte, il ressort clairement que les éléments scientifiques sont bien pris en considération par la méthode et permettent de dégager une proposition cohérente, tout en laissant à l'autorité compétente le choix de ses objectifs stratégiques.

Bibliographie du sous-chapitre VI.2

- [1] DTAP, CDCA, OFEV, ARE, OFAG, 2024, *Espace réservé aux eaux, Guide modulaire pour la détermination et l'utilisation de l'espace réservé aux eaux en Suisse*.
- [2] État de Fribourg, SEn - SLCE, *Renaturation des cours d'eau*, site consulté le 30.07.2025, <https://www.fr.ch/energie-agriculture-et-environnement/eau/lacs-et-cours-deau/renaturation-des-cours-deau>.
- [3] Office fédéral du développement territorial (ARE), Office fédéral de l'environnement (OFEV), en collaboration avec les cantons, 2013, *L'espace réservé aux eaux en territoire urbanisé*, fiche pratique du 18 janvier 2013 sur l'application de la notion de « zones densément bâties » selon l'Ordonnance sur la protection des eaux, Berne.
- [4] Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG), Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Office fédéral de l'aménagement du territoire (OFAT), 2000, *Un nouveau défi: réserver de l'espace pour les cours d'eau*, Berne.
- [5] Office Fédéral de l'Environnement (OFEV), 2023, *Détermination de la largeur naturelle du fond du lit des cours d'eau*, Berne.
- [6] Roulier, C., Ghilardi, T., 2020, *Espace nécessaire aux cours d'eau de Suisse*, manuel utilisateur, outil internet, <https://plattform-renaturation.ch/fr/espace-reserve-aux-eaux/outil-web/>.
- [7] Roulier, C., Ghilardi, T., Paccaud, G., Service conseil Zones alluviales – CSD ingénieurs SA, 2020, *Espace nécessaire aux grands cours d'eau de Suisse*, sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- [8] Yalin, M. S., da Silva, A. M. F., 2001, *Fluvial Processes*, International association of hydraulic engineering (IAHR), Delft.

De tout temps, la maîtrise de l'eau a constitué un objectif majeur pour les sociétés humaines. Cette maîtrise porte autant sur les aspects qualitatifs, notamment pour la consommation d'eau potable, que sur les aspects quantitatifs, tant en étiage pour satisfaire les besoins vitaux qu'en situation de crue pour garantir la sécurité. La position optimale des constructions a ainsi été fixée directement par les aléas climatiques, à savoir aussi proche que possible des cours d'eau mais suffisamment éloignée pour ne pas subir leurs effets dommageables. Devant la pression sociétale pour des besoins accrus de territoire, cette approche empirique a montré ses limites et l'exposition des biens et des personnes a ainsi considérablement augmenté durant le XX^e siècle. À l'aube du XXI^e siècle, un nouveau concept de protection a donc été développé. Basé sur l'hydrologie et le bassin versant amont pour concevoir des scénarios de crue, il s'appuie largement sur la modélisation numérique à l'échelle du territoire pour en calculer les impacts. Associés à une classification de submersion, les résultats obtenus permettent alors une nouvelle qualification du territoire en matière de protection contre les crues et de calcul des risques pour les ouvrages potentiellement impactés. Si nécessaire, des mesures de protection peuvent ainsi être développées.

VI.3.1 Rappels historiques et motivations

Un problème récurrent

Les inondations, liées aux situations de crue des cours d'eau, et les dommages qui y sont associés sont connus depuis fort longtemps, le récit biblique mentionnant déjà un déluge unique en son genre. La Suisse a ainsi connu des projets majeurs de correction des cours d'eau (voir sous-chapitre I.1). Citons, par exemple, la déviation de la Kander au début du XVIII^e siècle pour utiliser le lac de Thoune comme bassin de laminage, ou celle de la Linth au début du XIX^e siècle pour exploiter le lac de Walen dans le même objectif. Plus récemment, à la fin du XIX^e siècle et durant le XX^e siècle, la création de plusieurs canaux dont celui de Hagneck et les deux corrections des eaux du Jura ont permis d'utiliser les trois lacs de Bienne, Neuchâtel et Morat afin de renforcer la sécurité contre les crues de l'Aar, protégeant ainsi une grande partie du Plateau suisse. Pour de nombreux cours d'eau, les archives cantonales et communales font également état d'événements extrêmes récurrents, documentés par des descriptions, des laisses de crue et des tentatives d'estimation des débits, ou par des photos pour les événements plus récents. La notion même de « période de retour » laisse déjà supposer un phénomène récurrent. Il est dès lors étonnant d'imaginer que des situations ni nouvelles ni uniques

soient encore à la recherche de solutions. Les raisons de ce déficit sont probablement tributaires des changements intervenus.

Évolutions du XX^e siècle

Durant le XX^e siècle, la population suisse a presque doublé, passant de 3,9 millions d'habitants en 1914 à 7,1 millions en 2000, avec une forte croissance juste après la Seconde Guerre mondiale. Cette évolution démographique importante a nécessité la mise à disposition de nouveaux terrains pour les infrastructures et les habitations. La situation géopolitique liée aux deux guerres mondiales a également conduit la Confédération à développer un plan d'autosuffisance alimentaire (plan Wahlen), transformé depuis lors en quotas cantonaux de terres agricoles de bonne qualité (surfaces d'assolement SDA). Ces nouvelles surfaces ont été largement prises sur des espaces auparavant occupés par des cours d'eau ou des marais. En parallèle des travaux d'endiguement, d'importants systèmes de drainage agricole ont été construits. La stratégie de gestion des réseaux naturels visait ainsi à garantir exclusivement leur fonctionnalité hydraulique pour maximiser les nouvelles surfaces exploitables. Les aspects actuels de renaturation des cours d'eau étaient totalement occultés tout comme la gestion du transport sédimentaire ou des flottants. La première correction du Rhône illustre cet oubli qui a nécessité, à peine 40 ans plus tard, une seconde correction du même cours d'eau.

La situation hydrologique, qui a prévalu durant une bonne partie du XX^e siècle, est également jugée a posteriori comme statistiquement très calme. En conséquence de l'évolution démographique concomitante, celle de l'occupation du territoire s'est progressivement rapprochée des cours d'eau, augmentant ainsi doublement le risque (plus de valeurs exposées, à un niveau de danger accru). Le changement climatique est également une raison souvent invoquée, notamment en considérant que l'estimation des périodes de retour est basée sur une statistique de débits du passé, qui n'inclut pas l'évolution des débits du futur.

Enfin, le niveau d'acceptation du risque généralement admis par la population est aussi un facteur hautement évolutif. Alors qu'autrefois la notion de risque était communément admise (à l'instar de la chanson populaire qui fait reconstruire « là-haut sur la montagne », et au même endroit après l'avalanche, le chalet « plus beau qu'avant »), chaque catastrophe naturelle est aujourd'hui à la recherche des responsables, voire des fautifs. Cette réduction de l'acceptation du risque est probablement une conséquence indirecte du concept d'assurance et de mutualisation des coûts.

Nécessité de changement

Vers la fin du XX^e siècle, quatre inondations majeures en Suisse ont montré les limites des protections construites jusqu'alors. La Reuss dans le canton de Uri en août 1987, la Saltina à Brigue en septembre 1993, le Rhône en Valais en octobre 2000, ainsi que le lac des Quatre-Cantons à Lucerne en août 2005, ont rappelé, par des crues importantes, que la sécurité n'était plus suffisante et qu'un nouveau concept devait être développé. Afin de contenir, voire de réduire, l'exposition au risque du bâti et

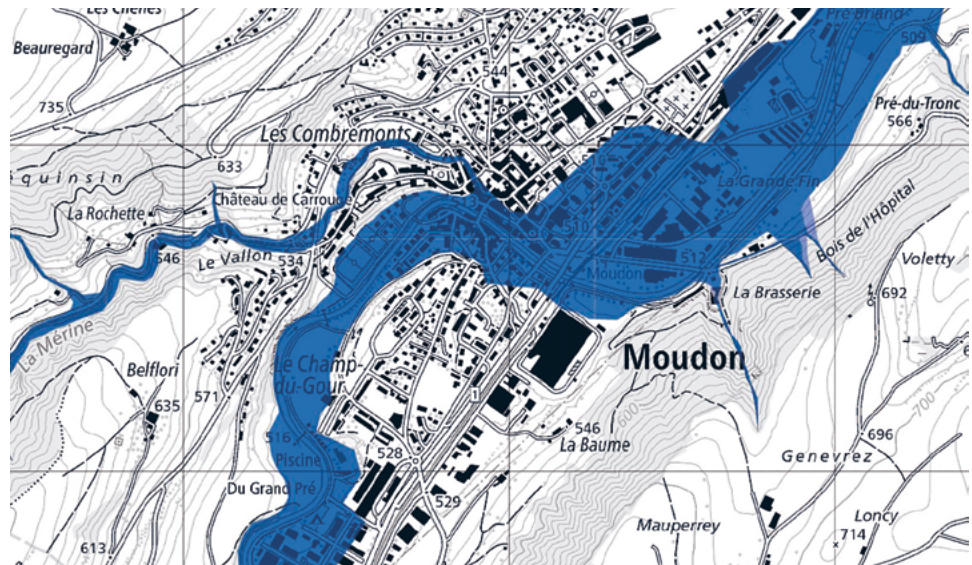
des infrastructures, les nouvelles implantations ont nécessité des changements dans la planification de l'aménagement du territoire. Le concept de carte de danger et de carte de risque a donc été appliqué à l'échelle du territoire pour les inondations liées aux crues des cours d'eau. Ce même concept tend également à être appliqué pour les inondations liées au ruissellement de surface.

VI.3.2 La théorie: outils et procédures

Carte indicative

La volonté d'acquérir des données liées au territoire permet de disposer actuellement de mesures fiables, tant pour l'estimation des débits des rivières que pour la géométrie de ces dernières, comme pour la topographie de l'ensemble du territoire (modèle numérique de terrain, voir le sous-chapitre X.1). Ces données, associées aux récents développements technologiques de l'informatique (matériel et logiciels), rendent possibles des modélisations numériques qui représentent de manière réaliste la propagation des flux liés à une inondation. Fort de ce constat, des cartes indicatives d'inondation ont été développées pour l'ensemble du territoire. Ces dernières admettent un débit extrême et donnent une première extension maximaliste des inondations. Elles mettent ainsi en évidence les zones territoriales potentiellement inondées et celles où aucun danger n'a été détecté ^[1]. Cette carte ne comprend que deux catégories, à savoir « pas inondé » en blanc/transparent et « inondé » en bleu. Pour le canton de Vaud, pour la zone bleue, un degré de vraisemblance est toutefois appliqué depuis 2020 avec trois niveaux de vraisemblance (faible, moyen et fort, avec un code couleur d'intensité de bleu associé). La figure VI.3.1 présente, dans la ville de Moudon, la carte indicative de la Broye, avec son affluent la Mérine en rive gauche, séparé par la colline du château ^[2].

Fig. VI.3.1 Carte indicative des inondations de la ville de Moudon ^[2].



Périodes de retour

Pour les zones impactées par les inondations et présentant un potentiel de dommage, des cartes de danger sont développées. Ces dernières sont généralement basées sur 4 périodes de retour qui répondent aux définitions suivantes :

- 30 ans, jugé très fréquent, événement que chaque personne connaît probablement au cours de sa vie (probabilité de 82 % sur une durée de vie active de 50 ans) ;
- 100 ans, jugé fréquent, événement que chaque personne connaît peut-être une seule fois au cours de sa vie (probabilité de 40 % sur une durée de vie active de 50 ans) ;
- 300 ans, jugé rare, événement dont on a le souvenir ou la trace historique mais qui n'est pas forcément vécu (probabilité de 15 % sur une durée de vie active de 50 ans) ;
- un débit extrême, utilisé pour le risque résiduel sans qu'une période de retour ne lui soit explicitement attribuée, événement possible mais dont on a perdu jusqu'au souvenir ou la trace historique.

Pour rappel, le temps retour « T ans » est défini comme la probabilité de $1/T$ d'avoir, sur une année, une crue égale ou supérieur à T . Ainsi, une crue centennale, ou supérieure, a une probabilité d'occurrence de 1 % sur une durée de 1 an [3]. En utilisant les probabilités opposées (probabilité de 99 % de non-occurrence d'une crue centennale sur une année), la probabilité de voir une crue centennale sur une durée de 100 ans n'est que de 63 %. Pour obtenir une probabilité supérieure à 95 % d'observer une crue centennale, il faut considérer une durée de 300 ans. Cette probabilité dépasse 99 % pour une durée de 500 ans (toujours pour une crue centennale et en admettant que les crues annuelles sont des événements indépendants). Les probabilités données ci-dessus sont valables quel que soit le temps de retour considéré. Ainsi, il faut toujours un facteur 3 entre le temps de retour et la durée d'observation pour dépasser la probabilité de 95 % et un facteur 5 pour dépasser la probabilité de 99 %. En conséquence, ces mêmes considérations limitent avec une confiance suffisante (environ 95 %) l'extrapolation de la durée d'une série de débit à environ un facteur 3 pour estimer le débit de crue d'une période de retour donnée.

Cartes d'intensité

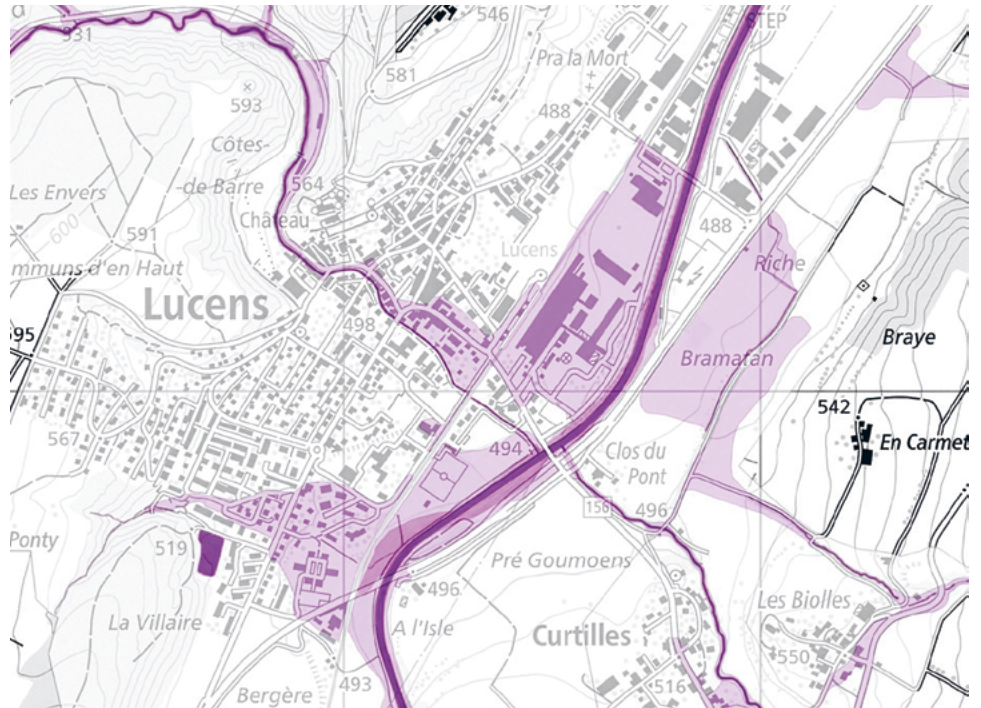
La simulation des débits associés aux quatre périodes de retour prédéfinies, et dont la capacité des cours d'eau a été préalablement déduite, permet de calculer quatre cartes d'inondation. Ces cartes définissent en tous points du modèle simulé une hauteur ainsi qu'une vitesse maximales atteintes. Pour la hauteur d'eau (exprimée en m, utilisée pour les inondations statiques) ou pour le flux (exprimé en m^2/s , calculé comme le produit de la hauteur par la vitesse, utilisé pour les inondations dynamiques), la carte des intensités est le résultat d'une discrétisation des quatre cartes d'inondations basée sur les catégories suivantes :

- entre 0 et 0,5 m ou m^2/s : intensité faible, un adulte de constitution moyenne peut résister et n'est pas mis en danger par cette lame d'eau ;
- entre 0,5 et 2,0 m ou m^2/s : intensité moyenne, un bâtiment « normal » peut résister et n'est pas mis en danger structurel par cette lame d'eau ;

- au-delà de 2,0 m ou m^2/s : intensité forte, même un bâtiment normal n'offre plus une sécurité suffisante à ses occupants.

La limite inférieure de l'intensité n'est pas fixée. Elle est souvent prise à la valeur de la précision du MNT (modèle numérique de terrain), soit de l'ordre de 5 cm. La figure VI.3.2 présente la carte d'intensité de la Broye et de ses affluents dans la ville de Lucens pour la période de retour de 300 ans ^[2].

Fig. VI.3.2 Carte des intensités des inondations de la ville de Lucens pour la période de retour de 300 ans ^[2].



Carte de danger

La carte de danger Inondation est ensuite construite par la superposition des quatre cartes d'intensité dont elle constitue une courbe enveloppe. L'agrégation est réalisée au moyen d'une matrice qui catégorise le danger en fonction de la fréquence (exprimée en temps de retour) et de l'intensité (exprimée en m ou m^2/s). Basé sur la définition des intensités, le danger d'inondation comprend 5 catégories articulées principalement comme suit :

- pour l'intensité forte, danger élevé (en rouge) ;
- pour l'intensité moyenne ou de probabilité très fréquente, danger moyen (en bleu) ;
- pour l'intensité faible, danger faible (en jaune) ;
- pour la probabilité liée au débit extrême, danger résiduel (jaune hachuré) ;
- pour les zones sans intensité, danger nul (en blanc).

Risque et vulnérabilité

La dernière étape consiste à intégrer la valeur des dommages pour calculer le risque comme le produit de la probabilité, de l'intensité et des dommages associés. Le risque hydrologique global est ainsi défini par la somme des risques partiels des scénarios (ou événements, abrégés par Sc. ci-dessous) considérés, selon la formule :

$$\text{Risque} = \sum_{\text{Scénarios}} \text{Probabilité (Sc.)} \times \text{Intensité (Sc.)} \times \text{Dommage (Sc.)}$$

Le dommage comprend aussi bien les dégâts infligés aux bâtiments et aux infrastructures que l'impact sur les personnes avec un risque de décès. Basé sur le risque, un objectif de protection peut alors être défini par ouvrage (ou groupe d'ouvrages). La vulnérabilité est enfin définie comme le déficit de protection qui existe entre le risque encouru et le risque accepté (ou objectif de protection). Le cas échéant, les mesures de protection doivent ainsi modifier la situation (existante pour les ouvrages déjà construits, future pour les projets à développer), afin de réduire la vulnérabilité et rejoindre le niveau de risque accepté.

Mesures de protection

Les mesures de protection peuvent être réparties selon deux critères : les mesures globales (qui agissent principalement sur les cours d'eau, soit sur la cause) par opposition aux mesures locales (qui agissent principalement sur un ouvrage ou un bâtiment, soit sur les conséquences), et les mesures actives (qui nécessitent une action préventive de mise en œuvre) par opposition aux mesures passives (qui nécessitent une adaptation constructive uniquement). Tandis que les mesures globales sont à charge financière des autorités publiques, les mesures locales sont généralement à charge du propriétaire du projet. Pour des raisons de robustesse, les mesures passives sont privilégiées, permettant ainsi de réduire le risque résiduel inévitablement lié aux mesures actives. Pour les mesures globales, la justification financière passe par une analyse technico-économique qui met en regard le coût des mesures par rapport au gain statistique lié à la réduction du risque ^[4]. Pour les mesures locales, cette justification est faite par obligation administrative (nécessité d'atteindre un niveau de protection donné).

Mises à jour des cartes

En raison du concept évolutif lié aux cartes de risque, ces dernières doivent régulièrement être mises à jour pour refléter la situation réelle. Parmi les principales raisons invoquées, il convient de retenir l'évolution des données (amélioration statistique des débits liée à l'accroissement annuel de la durée de ces mesures, amélioration de la précision des MNT), l'évolution de l'occupation du territoire, l'impact des nouvelles mesures de protection sur le territoire situé en aval, l'évolution du climat qui modifie potentiellement la fréquence des débits, et enfin l'évolution de la vulnérabilité ou du risque accepté par la population.

VI.3.3 La pratique : difficultés rencontrées

Importance décisive des scénarios

Les différentes cartes élaborées sont basées sur des scénarios hydrologiques. Ces derniers constituent la condition de bord amont décisive de tout le processus de cartographie du danger. Pour cette raison, toute la précision apportée par la simulation numérique (MNT et modèle de simulation, statistique des débits incidents, calcul des capacités...) peut devenir complètement inutile si le scénario déterminant est mal choisi ou simplement oublié parce que non détecté. À l'instar du cinéma, les scénarios doivent être entendus comme un enchaînement de phénomènes naturels qui conduisent à une situation catastrophique d'inondation. Très souvent, les crues interviennent lors d'événements météorologiques importants qui associent de fortes pluies avec potentiellement de la grêle, sur un terrain qui peut être enneigé ou gelé, mais également avec des vents forts, voire des mini tornades. Le cumul de ces phénomènes météorologiques avec la présence de forêts peut générer d'importants volumes de matière ligneuse sur le territoire (grilles de route intégralement obstruées) et autant de volume de flottants dans les rivières. Les scénarios sont ainsi basés sur la pluie du bassin versant qui génère le débit incident, avec toute la difficulté hydrologique pour déterminer ces débits, notamment la limitation à un facteur maximal d'environ 3 entre la durée des mesures et le temps de retour.

Ces mêmes scénarios doivent intégrer les phénomènes associés aux débits comme le transport solide qui peut, par déposition sur le lit du cours d'eau, réduire la capacité, ou comme le transport de flottants qui peut réduire la capacité au droit des ponts et ponceaux ou créer des embâcles-débâcles dans des sections limitées (par exemple dans des gorges). Ces mêmes scénarios doivent également tenir compte des dangers concomitants comme les glissements latéraux spontanés, les avalanches ou la présence de plaques de glace qui peuvent obstruer une partie des cours d'eau et en réduire d'autant la capacité.

Enfin, tous les aspects constructifs qui entourent les cours d'eau, avec des effets atténuants ou aggravants, doivent encore être considérés dans ces scénarios. Ce sont par exemple des dépotoirs à sédiment ou à flottants qui retiennent ces matériaux (mais qui peuvent aussi être pleins au moment de la crue), des digues latérales qui renforcent la capacité des cours d'eau (mais qui peuvent présenter des faiblesses et se rompre lors des crues), des lacs qui laminent les débits en fonction de leur niveau ou de leur régulation (naturels ou artificiels), ou encore des conduites de déviation qui réduisent les débits incidents (ou les augmentent à leur rejet).

Pour réduire l'incertitude très importante qui entoure le développement des scénarios (pour chacun desquels il faut attribuer une période de retour) mais surtout pour ne pas oublier le scénario déterminant, l'analyse du cadastre des événements constitue une source très importante, tout comme celle des archives historiques. Toutefois, ces analyses permettent seulement de fixer une borne inférieure aux scénarios possibles. Elles sont souvent incomplètes (le cadastre des événements ou les archives sont lacunaires) et ne représentent pas forcément la réalité actuelle, l'occupation du territoire ayant fortement évolué. Elles doivent ainsi être complétées par une analyse des phénomènes possibles qui peut se traduire par une carte des processus (première image des déversements et des chemins préférentiels de l'eau).

Dès lors, pour un emplacement donné, l'analyse de plusieurs scénarios est le plus souvent rendue nécessaire, soit à cause de la présence de plusieurs cours d'eau

(l'inondation peut être due à plusieurs sources, de manière simultanée ou non), soit à cause de la multiplicité des causes d'inondation par un même cours d'eau (par ex. embâcle sous un pont ou rupture de digue latérale, de manière simultanée ou non). La multiplication des scénarios multiplie d'autant les cartes d'intensité, qui sont ensuite réduites par superposition à une seule carte de danger, dont seule la valeur maximale est retenue (courbe enveloppe). La vision synthétique de la carte de danger, très utile pour apprécier le danger à l'échelle du territoire, ne permet souvent plus a posteriori de retrouver le lien explicite qui existe entre la carte et un scénario donné.

Analyse économique

La quantification du risque est généralement basée directement sur la carte de danger. Selon l'approche «EconoMe»^[4], l'utilité d'une mesure de protection est estimée par la différence de danger (ou de risque) générée par cette même mesure (situation avant et après la mesure). Ainsi, l'ensemble des routes et bâtiments touchés par la carte de danger fait l'objet d'une évaluation économique pour chaque période de retour et pour les deux situations. Comme les cartes de danger par scénario n'existent pas, cette évaluation est réalisée simultanément pour l'ensemble des scénarios. Dans la mesure où les scénarios sont concomitants pour un même événement et avec une même probabilité, cette hypothèse est parfaitement valide. Dans le cas où les scénarios sont exclusifs (ce qui est souvent le cas, par exemple une rupture de digue en amont ou une rupture de digue en aval mais pas les deux ruptures lors du même événement), l'analyse du risque (ou de la différence de risque) à partir de la carte de danger tend à surestimer largement l'impact des mesures. Il conviendrait pour cette analyse économique de ne considérer que le scénario qui génère le risque moyen ou maximal mais pas le cumul.

Changements climatiques

Les changements climatiques sont un autre problème difficile à résoudre pour l'instauration des cartes de danger inondation. En considérant une statistique de 45 années de débit à pas de temps horaire, ce qui représente une durée plutôt maximale à ce jour pour les stations de jaugeage en Suisse, il est théoriquement possible d'extrapoler de manière fiable une valeur de débit pour une période de retour maximale de 150 ans (environ un facteur 3). Cette période de retour couvre validement la crue centennale mais pas au-delà (ce qui constitue déjà en soi un problème pour définir la crue tricentennale ou la crue extrême). En admettant de surcroît un effet hydrologique mesuré des changements climatiques à partir des années 2005 ou 2010, la durée statistique représentative est réduite à une durée de 15 à 20 ans. L'extrapolation statistique couvre ainsi validement environ la crue cinquantiennale. Or les infrastructures, le bâti ainsi que les ouvrages de protection sont plutôt construits pour des durées de vie de 100 à 200 ans. Afin de déterminer un débit pour la fin de cette durée de vie, ou même pour la moitié, il est nécessaire d'avoir recours à des outils supplémentaires qui intègrent d'autres données, notamment des données météorologiques, pour renforcer l'extrapolation statistique. Si les scénarios climatiques avec leur tendance permettent de répondre à ces attentes, ils apportent toutefois une nouvelle source d'incertitude.

Application pour les mesures locales de protection

Malgré la nécessité d'une nouvelle évaluation localisée du danger d'inondation pour l'établissement d'une mesure de protection, notamment dans le cas des mesures ponctuelles, les cartes de danger précédemment établies, et validées par les autorités compétentes, constituent une référence peu discutable. Très souvent, la pratique montre que les incertitudes qui ont entouré leur établissement sont rapidement oubliées. La rigidité des procédures liées à l'aménagement du territoire ne permet pas en effet, ou mal, d'intégrer de telles notions probabilistes. L'approche cartographique du danger catégorise ainsi chaque parcelle dans une classe de danger qu'il est difficile de remettre en question. Dans de nombreux cas, une expertise localisée viendrait modifier a posteriori la carte initiale (hauteur effective de l'inondation, simplification du MNT dans les modèles de simulation, légère surestimation des débits incidents, absence de pertes d'eau dans les modèles même sur de très grandes longueurs...). Bien que des validations globales sur le terrain aient été réalisées lors de l'élaboration de ces cartes, tous les détails constructifs n'ont pas pu être intégrés.

De même, il est fréquent de constater une carte de danger qui prédit une inondation avec des dégâts pour une période de retour de 30 ans, alors même que la mémoire collective du lieu ne dénote aucune inondation depuis plus de 100 ans. Bien que ce soit statistiquement possible, ce constat tend plutôt à démontrer une surestimation de la carte de danger. Le concept de proportionnalité des coûts permet, dans une certaine mesure, de corriger ce biais, sans que la base théorique ne soit toutefois bien respectée. Une mesure pourrait ainsi être rejetée parce que trop coûteuse au regard du projet lui-même, sans pour autant porter un réel jugement sur sa nécessité ou son inutilité.

Nécessité légale de revitaliser les cours d'eau

En Suisse, la loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux^[5]), révisée principalement en 2011, lie de manière importante les projets de protection contre les crues avec les projets de renaturation des cours d'eau. Elle précise ainsi à son art. 38 al. 1 que «*les cours d'eau ne doivent ni être couverts ni mis sous terre*». Les exceptions listées à l'al. 2 sont très restreintes. À son art. 38a al. 1, elle précise encore que «*les cantons veillent à revitaliser les eaux*». Ces revitalisations doivent faire l'objet d'une pesée d'intérêt entre les «*bénéfices pour la nature et le paysage ainsi que leurs répercussions économiques*» (al. 2). Les *répercussions économiques* incluent les coûts directs liés au projet (constructif et entretien) mais également ses impacts indirects (positifs ou négatifs). La remise à ciel ouvert a évidemment un impact positif pour la protection contre les crues dans la mesure où elle supprime des sections critiques, potentiellement problématiques lors des forts débits (capacité limitée, embâcle à l'entrée des voûtages).

L'art. 36a de la loi lie de manière explicite les objectifs de renaturation et de protection contre les crues. Dans l'al. 1, cet article précise que l'espace nécessaire aux eaux superficielles doit garantir tant les fonctions naturelles que la protection contre les crues. Il ajoute encore que cet espace doit en garantir leur utilisation, sans toutefois en préciser le contenu. Ainsi, plutôt que de distinguer les projets de protection des projets de renaturation, la LEaux demande aux cantons de réserver un espace suffisant et par ce biais de remplir les deux objectifs. L'Ordonnance sur la protection des eaux

(OEaux ^[6]) précise à son art. 41a les largeurs de l'espace réservé. Ce même article stipule également que cette largeur «*doit être augmentée, si nécessaire, afin d'assurer la protection contre les crues*» (al. 3). Cette même largeur peut être réduite sous certaine condition mais «*pour autant que la protection contre les crues soit garantie*» (al. 4).

Problème de territoire et d'espace

De cette analyse sommaire des textes fédéraux, il faut en déduire que la protection contre les crues est définie comme une contrainte absolue pour tous les projets qui touchent aux cours d'eau, tandis que la renaturation, bien qu'obligatoire, est définie comme un objectif pour ces mêmes projets. Les lois cantonales qui en découlent sont rédigées dans le même esprit.

Le lien fort qui existe entre ces deux aspects présente ainsi l'avantage de forcer à développer et à réaliser des projets globaux pour les rivières, tant au niveau géographique que thématique (crue, faune aquatique et faune terrestre, nappe phréatique, qualité des eaux, utilisation sociétale). La suppression des couvertures des cours d'eau élimine implicitement un nombre important de sections critiques, susceptibles de dysfonctionner en situation de crue (embâcle à l'entrée des voûtages, notamment). D'autre part, les sections renaturées, de par leur géométrie même, génère en comparaison des conduites enterrées une capacité largement majorée. Ce même volume peut également servir à laminer les débits importants. Ces trois aspects constituent une amélioration notable de la sécurité des cours d'eau contre les crues.

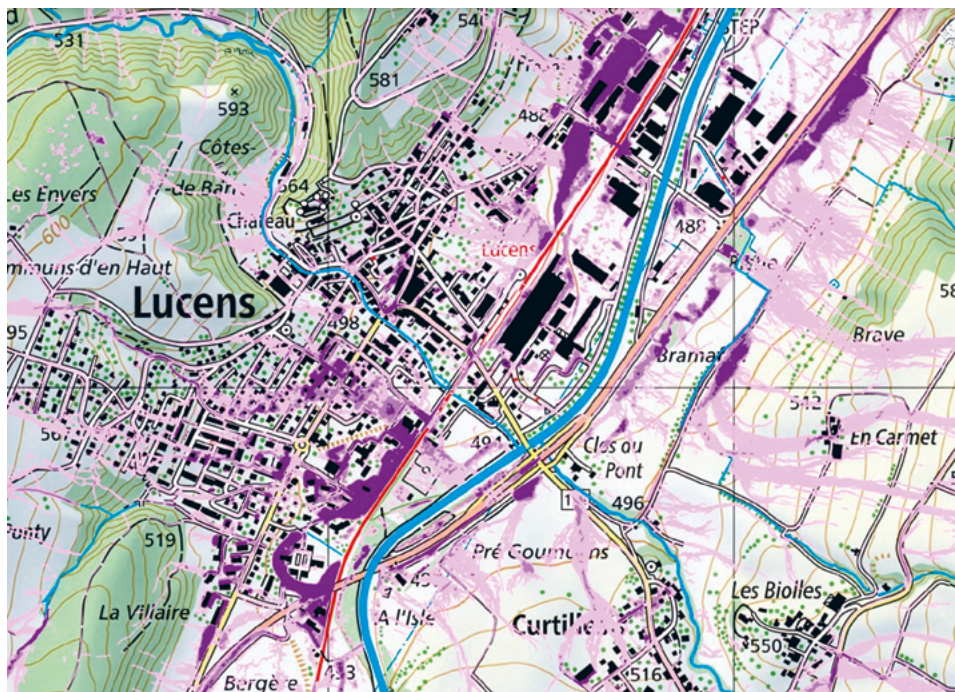
Outre les moyens humains et les contraintes financières, qui constituent une limite évidente au rythme de concrétisation de ces nouveaux projets, notamment pour les finances communales, la mise en place des projets de renaturation demandée par la loi nécessite, en comparaison de l'état actuel, une surface accrue dédiée aux cours d'eau. Cette nouvelle répartition de l'espace n'est pas évidente en soi. Si une reprise d'espace dans les milieux urbains, ou fortement construits, est très difficile, sinon impossible, elle s'opère plus facilement dans les milieux agricoles ouverts, au détriment de la surface cultivée. La protection de la surface d'assolement peut être techniquement garantie pour les berges moyennant des pentes faibles (inférieures à 18 %) mais pas pour le lit de la rivière. Par ailleurs, la modification de la géométrie des berges, ou plus directement la remise à ciel ouvert, a également un fort impact sur les distances autorisées pour les produits phytosanitaires. Malgré une potentielle valorisation pour les agriculteurs de l'espace cours d'eau comme «surface de promotion de la biodiversité» (SPB), les projets de renaturation sont néanmoins souvent perçus négativement par le monde agricole, avec un fort sentiment de perte de terrain dont ils sont propriétaires et/ou exploitants. Dès lors, pour éviter un blocage lié à la disponibilité de l'espace, il est absolument nécessaire d'intégrer les propriétaires fonciers, de connaître et de comprendre leurs attentes vis-à-vis des cours d'eau afin de réussir à développer un projet qui puisse être acceptable de leur point de vue. La protection contre les crues peut ainsi devenir potentiellement un atout pour la renaturation des cours d'eau. Pour répondre à ces attentes, une formation spécifique des ingénieurs à cette triple compétence (hydraulique, biologique, territoire) doit finalement être relevée comme nécessaire.

VI.3.4 Carte de ruissellement

Lors de la réalisation des cartes de danger Inondation, il est apparu très clairement au travers des informations récoltées, soit dans la base de données des événements, soit lors des interviews des personnes impactées, que la majorité des inondations étaient causées, non par les cours d'eau, mais bien plutôt par le ruissellement de surface. Avec des intensités largement moindres (tant pour la hauteur d'eau que pour le flux), ces inondations génèrent toutefois des dégâts très importants à l'intérieur des bâtiments. Il suffit en effet d'une lame d'eau extérieure très faible pour venir remplir un sous-sol au travers d'une porte, d'un saut-de-loup ou d'une rampe d'accès (piéton ou véhicule). Même avec seulement quelques centimètres d'eau à l'intérieur, les dégâts par l'inondation du rez-de-chaussée peuvent être déjà très importants et générer des coûts élevés de remise en état (meubles, affaires personnelles, remontée capillaire dans les murs, installations techniques, assèchement, peinture, sols à refaire...).

La carte du danger de ruissellement constitue un développement très important en complément des cartes indicatives. Alors que ces dernières sont réalisées uniquement pour les cours d'eau avec un débit amont jugé comme très important, les cartes de ruissellement sont calculées sur l'ensemble du territoire de la Suisse à partir d'une pluie d'un temps de retour d'environ 100 ans. Elles indiquent ainsi tous les chenaux préférentiels de propagation de l'eau avec une discrétisation en trois catégories de hauteur d'eau (0 à 10, 10 à 25, et plus de 25 cm d'eau). À l'instar des cartes indicatives, elles n'ont pas fait l'objet de validation sur le terrain. La figure VI.3.5 présente la carte ruissellement de la ville de Lucens avec ses trois catégories [7]. Alors que la carte de danger ne montre rien dans la partie centrale de la ville [Fig. VI.3.4](#), la carte du ruissellement indique des concentrations importantes, notamment en amont contre la voie de chemin de fer (ligne en rouge).

Fig. VI.3.5 Carte du ruissellement de la ville de Lucens [7].



Lors d'études spécifiques pour le développement d'ouvrages de protection (protection locale ou globale), la considération des cartes de ruissellement permet une analyse plus complète des inondations. Toutefois, à cause de son statut mal défini au niveau fédéral (carte indicative sans statut juridiquement liant), il est parfois difficile de l'utiliser comme élément de justification pour financer ou imposer des mesures de protection. Cette lacune est probablement liée à son imprécision (absence de vérification sur le terrain, absence de considération des ponts, ponceaux et passages sous voie, «erreurs» par défaut et par excès). Une nouvelle édition revue et complétée pourrait corriger ces faiblesses.

Bibliographie du sous-chapitre VI.3

- [1] État de Vaud, Direction générale de l'environnement, Unité des dangers naturels, 2020, *Cartes indicatives des dangers naturels (CID)*, *Memento*, Lausanne.
- [2] Site cartographique des dangers naturels du canton de Vaud, cdn.vd.ch/map.htm, consulté le 26.11.2025.
- [3] Ancey, C., 2024, *Risques hydrologiques et aménagement du territoire*, Chapitre 4 « Introduction à la théorie des valeurs extrêmes », Partie 2 « Théorie des valeurs extrêmes », Laboratoire d'Hydraulique Environnementale, EPFL, Lausanne.
- [4] Confédération suisse, Office fédéral de l'environnement, EconoMe 5.5 – Outil d'évaluation des risques en ligne, https://econome.ch/eco_work/, consulté le 27.11.2025.
- [5] Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) du 24 janvier 1991, état le 1er août 2025, https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1992/1860_1860_1860/fr, consulté le 02.12.2025.
- [6] Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998, état le 1er décembre 2025, https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/fr, consulté le 02.12.2025.
- [7] Carte de ruissellement, map.geo.admin.ch, consulté le 02.12.2025.

Florent Joerin et Philippe Heller

Ce sous-chapitre comprend une introduction suivie de trois sections. La première section expose quelques notions de base de l'aide à la décision, avant tout pour mieux situer le rôle des différents acteurs (techniques et locaux). La deuxième section fournit quelques points de repère essentiels sur les démarches participatives, leur conception et leur mise en œuvre. Enfin, la dernière section présente l'exemple du lac de Rossinière, avec son problème majeur (ensablement) et son potentiel (déficit sédimentaire aval à restaurer), ainsi que les solutions envisagées à partir d'une approche technique et participative. Elle se clôt par une discussion de ce cas d'étude sous l'angle des notions abordées dans les sections précédentes.

VI.4.1 Introduction

De la décision à l'aide multicritère à la décision

Tout projet de renaturation de cours d'eau, comme tout projet d'aménagement du territoire, est le résultat d'une multitude de décisions, allant de l'opérationnel au stratégique. Parmi les décisions stratégiques, il y a celle d'allouer des budgets permettant l'étude puis la réalisation du projet de renaturation. Il y a aussi celle attribuant le permis de construire, qui valide la conformité du projet relativement aux différentes bases légales en vigueur. Les décisions opérationnelles sont elles aussi multiples, voire encore plus nombreuses. Il y a par exemple toutes celles qui concernent la conception technique du projet : où placer telle mesure de régulation du débit ? comment lutter contre l'érosion ? quels types de végétation sélectionner ? etc.

Ce bref aperçu de l'enchaînement des décisions structurant le projet de renaturation du cours d'eau laisse entrevoir la multiplicité des acteurs impliqués. Les principales catégories d'acteurs concernés sont les élus, les acteurs techniques ou experts (des domaines publics ou privés), les acteurs privés (y compris les propriétaires) et les divers milieux associatifs (protection de l'environnement, syndicats agricoles, associations de pêcheurs, etc.). Comme ces différents acteurs défendent des enjeux différents et souvent contradictoires, les décisions à prendre doivent se situer sur un axe de tension entre deux pôles : d'une part, celui de la performance du projet, et d'autre part, celui de la construction d'un accord ou de la négociation.

Dans un monde idéal, tous les acteurs pourraient se mettre d'accord sur une solution prouvée scientifiquement comme étant optimale. Toutefois, la recherche en aide à la décision a démontré depuis longtemps que dans bien des situations, et certainement

dans celles de la renaturation du cours d'eau, l'hypothèse de l'existence d'un optimum peut être rejetée ^[1]. Ces situations sans optimum se caractérisent notamment par des décisions qui intègrent des critères très difficilement comparables (voire incommensurables), ce qui est bien le cas des projets de renaturation qui peuvent notamment avoir des impacts sur des vies humaines, la biodiversité, le paysage ou le maintien des activités agricoles.

Ainsi, puisqu'il est vain de chercher une solution scientifiquement optimale pour tous, les experts (publics et privés) et les acteurs locaux (élus, propriétaires, associations) doivent se mettre d'accord sur une solution conciliant la diversité des enjeux (qui restent difficilement comparables). Formellement, la seule alternative à cette négociation peut se situer dans la monétarisation de toutes les conséquences du projet (vies humaines, paysage, biodiversité, etc.). Cette approche n'est pas retenue ici, car elle soulève des enjeux éthiques que nous ne pourrions pas aborder dans ce cadre, et car elle n'est pas non plus entièrement objective.

Pour cela, l'ensemble des acteurs concernés s'engagent alors, consciemment ou non, dans un processus d'aide multicritère à la décision qui doit permettre aux acteurs locaux de prendre des décisions se fondant, d'une part sur l'information scientifique objective produite par les experts, et d'autre part sur l'information (subjective) qu'ils produisent eux-mêmes pour exprimer leurs préférences ou leurs systèmes de valeurs (quelle priorité accorder par exemple à la biodiversité, au paysage ou à l'agriculture ?). Cependant, on observe évidemment des situations où les acteurs locaux se concentrent sur la recherche d'une solution négociée sans tenir compte des informations scientifiques, mettant ainsi de côté toutes considérations effectives de la performance de la solution.

De l'aide multicritère à la décision aux démarches participatives

L'aide multicritère à la décision est en soi un champ de recherche appliqué relativement complexe ^[2]. Les grandes phases d'un processus d'aide multicritère à la décision sont :

1. la structuration qui permet de formuler le problème en variantes et critères ;
2. l'évaluation des critères qui permet de mesurer sur des échelles quantitatives ou qualitatives les qualités des variantes pour chaque critère ;
3. l'agrégation qui vise à mesurer la performance globale de chaque variante sur l'ensemble des critères ;
4. l'analyse de sensibilité qui consiste à vérifier la robustesse du résultat en faisant varier certains paramètres de calculs.

Chacune de ces phases implique une collaboration entre les experts et les décideurs, mais celle-ci est particulièrement intense dans la première et la troisième phase (dans laquelle les décideurs fixent par exemple des pondérations).

Le lecteur attentif aura relevé un petit glissement de vocabulaire. En effet, si au début de cette introduction, le terme « acteur » est souvent utilisé, il disparaît dans le dernier paragraphe, qui reprend le vocabulaire usuel de l'aide à la décision, où l'on parle plutôt de « décideur ». Ce glissement est en soit révélateur car l'aide multicritère à la décision donne relativement peu d'attention aux jeux des acteurs impliqués dans la décision. Or, comment ces acteurs se mettent-ils d'accord pour structurer le problème, définir les objectifs, les critères ou les variantes ? Comment arrivent-ils (ou non) à s'accorder, le cas échéant, sur une pondération entre ces critères ?

Les démarches participatives se concentrent, à l'inverse, sur les processus qui accompagnent les acteurs dans leurs différentes interactions. Il ne suffit pas en effet de rassembler des élus, des propriétaires et des associations dans une salle pour qu'ils puissent ensemble parvenir à « structurer le problème ». Il s'agit au contraire d'organiser une démarche ou un dispositif qui leur permettra, pas à pas, de s'exprimer, mais aussi de s'entendre, sur le problème et d'en explorer les différentes dimensions. Il s'agit également d'instaurer une collaboration positive entre experts et non-experts où chacun trouve sa place et son rôle, et éviter les postures où les experts « enseignent » aux acteurs locaux ce qu'ils devraient savoir du problème rencontré dans leur propre territoire. La conception de ces dispositifs est ainsi relativement subtile et délicate, et ce d'autant plus que, dans le contexte de la renaturation du cours d'eau, la dimension experte conserve une place particulièrement importante, notamment pour s'assurer que les solutions négociées ne s'éloignent pas trop des solutions performantes.

VI.4.2 Quelques notions d'aide multicritère à la décision

Entre objectivité et subjectivité

Pour aider à situer le rôle des différents acteurs dans un processus d'aide multicritère à la décision, il est utile de distinguer l'information « objective » de l'information « subjective ». Très simplement, on peut définir une information objective comme étant indépendante de l'observateur (et donc uniquement liée à l'objet). La température, mesurée en degrés, d'une salle de cours est une information objective. L'observateur, celui qui mesure cette température, peut changer sans que celle-ci ne varie, hormis sous l'influence d'erreurs ou d'imprécisions. Dans le domaine de la renaturation de cours d'eau, les débits sont par exemple des informations objectives (cependant et évidemment, il peut y avoir un débat sur certains choix méthodologiques ou paramètres). De même, les indices de biodiversité mesurés par des prélèvements dans les cours d'eau sont aussi des informations objectives. Ces exemples d'informations objectives montrent par ailleurs que ce type d'information est toujours associé à un niveau de précision ou d'incertitude qui dépend en particulier de la technique de mesure.

À l'inverse, une information subjective est dépendante de l'observateur et en particulier de ses valeurs. Le confort thermique d'une salle de cours est une information subjective. Pour une même température mesurée, certaines personnes la jugeront confortable et d'autres pas du tout. L'importance d'un critère relativement à un autre critère est un autre exemple d'information subjective. Autrement dit, les poids accordés à chacun des critères sont subjectifs. Les élus, propriétaires ou associations concernés par un projet produisent généralement des pondérations différentes.

La mesure de certains critères peut aussi comprendre une part de subjectivité. C'est notamment le cas de l'impact sur le paysage ou de l'appréciation d'une nuisance tel qu'un niveau de bruit. Un même niveau d'émission en décibels (information objective) peut être perçu différemment par les personnes impactées (information subjective).

La frontière entre l'information objective et subjective n'est pas délimitée avec précision. Il est préférable de considérer un continuum entre une information entièrement objective d'une part, et une information entièrement subjective, d'autre part. Le niveau de risque en constitue un bon exemple. La carte d'une crue centennale est en soi une information objective, puisque la méthode qui a permis de la produire est reconnue et

partagée dans la communauté des hydrologues ^[3]. Mais si cette carte est utilisée pour déterminer un niveau de risque, cette information objective devra être combinée à certaines informations subjectives indispensables à l'appréciation d'un risque global, intégrant ses différentes dimensions (santé, économie, milieux naturels, etc.).

Si nous revenons à la question des rôles entre experts et acteurs locaux dans le processus d'aide à la décision, il apparaît évidemment que les experts ont la charge d'apporter une information objective de qualité et que les acteurs locaux ont quant à eux pour rôle de produire l'information subjective. Les experts (hydrologues, économistes, écologues, etc.) sont particulièrement concernés par la mesure des critères, mais ils peuvent aussi solliciter pour cela, lorsque ces derniers ne sont pas entièrement objectifs, le point de vue des acteurs locaux (à l'exemple d'un critère paysager). Les acteurs locaux sont quant eux particulièrement impliqués dans la définition des objectifs et des critères, mais aussi des variantes, avec le soutien bien sûr des experts. Ils jouent aussi un rôle central dans le paramétrage de l'agrégation multicritère, notamment lors de la définition des pondérations. Ces paramètres, dits subjectifs, qui permettent aux décideurs d'exprimer leurs préférences (priorités ou valeurs), varient selon la méthode d'analyse multicritère utilisée. La pondération des critères est un paramètre usuel, mais certaines méthodes s'en passent ou lui attribuent un sens différent. Souvent, la pondération est complétée par d'autres paramètres tels que des seuils d'indifférence, de préférence, de veto, ou de satisfaction ^[3]. Plus ces paramètres subjectifs sont nombreux, plus les décideurs ont la possibilité de formuler avec précision leurs préférences, mais plus aussi leur implication dans le processus devient importante et, parfois, difficile pour eux. Il s'agit donc de trouver un équilibre entre la précision de la méthode d'aide multicritère à la décision et la sollicitation des acteurs locaux.

Construire les préférences, puis la décision

En dernier lieu, il semble important d'aborder dans ce bref aperçu de l'aide multicritère la question suivante : comment les décideurs font-ils pour fixer des paramètres subjectifs traduisant leurs préférences ?

Il existe différentes techniques interactives qui aident une personne à fixer, par exemple, une pondération. Mais ces techniques aident à définir les paramètres qui traduisent des préférences uniquement dans l'hypothèse où la personne impliquée connaît elle-même clairement ses préférences. Or la recherche en aide à la décision a montré que c'est assez rarement le cas ^[4]. Concrètement, s'il est certainement possible pour beaucoup d'entre nous de juger si l'impact paysager est plus ou moins important que le coût du projet (par exemple) – même si, face à ce choix, on peut se rendre compte que ce n'est pas si facile de trancher –, fixer une pondération nécessite de faire un pas supplémentaire dans la réponse en précisant combien de fois l'impact paysager est plus ou moins important que le coût du projet. Ce qui est loin d'être évident.

Une des réponses à ce défi se trouve dans le fait d'approcher l'aide à la décision comme un processus constructiviste ^[5]. Cette approche se fonde sur le constructivisme piagétien ^[6]. Elle consiste concrètement à considérer que les décideurs ne sont pas a priori en mesure d'énoncer leurs préférences (et de les traduire en paramètres subjectifs), et que pour les y aider, il faut leur permettre de faire et refaire le paramétrage et l'analyse multicritère, jusqu'à ce qu'ils se sentent convaincus de leur choix. Ainsi, le processus d'aide à la décision n'est pas abordé comme un processus qui consiste

(seulement) à trouver la meilleure solution, mais comme un processus qui fait converger, pas à pas, à la suite de quelques itérations, la définition de leurs préférences, et l'identification de la meilleure solution.

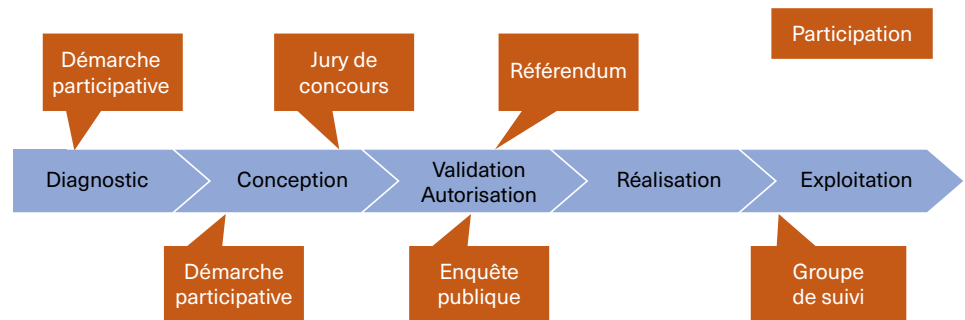
VI.4.3 Quelques notions de participation

Il est tout d'abord important de préciser que la très grande majorité des démarches participatives n'intègrent pas le cadre de réflexion décrit dans la section VI.4.2. Autrement dit, les démarches participatives passent rarement par la définition de variantes, de critères ou par l'évaluation des critères. Toutefois, on peut tout de même considérer que les démarches participatives s'inscrivent dans l'aide à la décision, puisqu'elles visent aussi à accompagner un ensemble d'acteurs (rassemblant la même typologie d'acteurs – élus, techniques, associatifs, propriétaires) vers une décision. Le plus souvent, pourtant, l'aide multicritère à la décision et les démarches participatives sont perçues comme deux axes parallèles qui se rencontrent peu. Or les projets de renaturation de cours constituent des objets pour lesquels il semble tout particulièrement important de faire converger ces deux axes.

Participation et démarche participative

Les notions de participation et de démarche participative sont souvent assimilées, ce qui génère certaines confusions. La figure VI.4.1 illustre les grandes phases des projets territoriaux (y compris de renaturation de cours d'eau) en mettant en lumière les principales possibilités de participation offertes aux acteurs concernés par un projet. Parmi celles-ci se trouvent les démarches participatives, ce qui montre qu'elles ne constituent que l'une des formes de participation offertes aux citoyens et citoyennes ou associations (notamment).

Fig. VI.4.1 Les phases du projet en bleu, les moments participatifs en orange.



Les démarches participatives se situent le plus souvent dans les phases de diagnostic et de conception. La phase de diagnostic qui vise à formuler le problème dans ses multiples dimensions et enjeux est évidemment très propice à l'ouverture d'un dialogue avec les divers acteurs concernés. Ce diagnostic participatif va poser le socle de la suite de la démarche et notamment de la phase suivante, celle de la conception de la solution ou du projet. Il est en effet beaucoup plus facile de co-concevoir des solutions sur la base d'une compréhension partagée du problème.

Les démarches participatives sont rarement explicitement obligatoires. Toutefois, les bases légales qui comprennent depuis longtemps un devoir d'information évoluent pas à pas, mais régulièrement, vers l'exigence de diverses formes participatives, telles que des démarches de concertation ou de participation. Notons cependant que lorsqu'elles apparaissent dans le cadre législatif, ces exigences restent un peu vagues et les autorités gardent une grande marge de manœuvre quant à leur interprétation.

Une fois le projet conçu (ou co-conçu), celui-ci entre dans la phase de validation ou d'autorisation par les services publics qui doivent en vérifier la conformité [Fig. VI.4.1](#). Cette phase comprend dans la majorité des cas une enquête publique qui est en elle-même un mode de participation. Et si le projet nécessite par exemple de modifier un plan d'affectation ou d'adopter un budget extraordinaire voté par le pouvoir législatif, il peut faire l'objet d'un référendum, une autre forme de participation à la décision.

La phase suivante, celle de la réalisation, peut comporter aussi parfois une participation, par exemple sous la forme de chantiers participatifs où les citoyens et citoyennes sont invités à co-construire certaines parties du projet. Enfin, la phase d'exploitation peut également faire appel à un type de participation, par exemple par le biais d'un groupe de suivi qui vérifie, au fil du temps, que le projet atteint effectivement les objectifs visés – et qui peut proposer, si besoin, des mesures d'ajustement.

On constate ainsi que la vie d'un projet comprend de multiples formes de participation, certaines obligatoires, d'autres systématiques, d'autres encore occasionnelles ou rares. Il revient donc aux autorités de décider quelles formes de participation seront proposées aux acteurs concernés pour accompagner le projet (en plus de celles obligatoires). Ce choix est propre à chaque contexte. Bien souvent, les autorités craignent que la multiplication des espaces participatifs ne ralentisse ou complexifie la démarche de projet. Mais régulièrement aussi, un dialogue insuffisant entre les acteurs concernés mène à un conflit qui se déploie sur les scènes médiatiques, politiques ou juridiques, et retarde considérablement le projet ou le met parfois définitivement à l'arrêt.

De la conception à la réalisation d'une démarche participative

Concevoir une démarche participative consiste « simplement » à répondre à la question suivante :

1. Avec qui, quand, comment discuter de quoi ?

Cette question est cependant précédée par une autre question :

2. Pourquoi en discuter avec eux ?

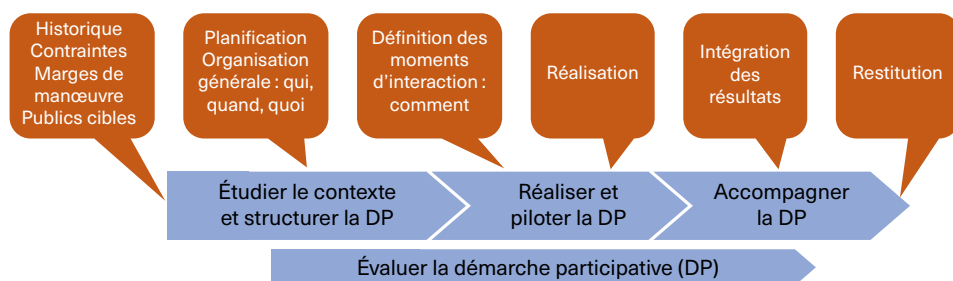
et suivie d'une dernière question :

3. Pour en faire quoi ? (Quel usage du résultat de la discussion ?)

La figure VI.4.2 illustre un processus en quatre phases qui vise à apporter des réponses à ces trois questions.

La première phase porte sur l'étude du contexte décisionnel. Elle doit notamment servir à identifier les acteurs concernés et les marges de manœuvre du projet. Cette analyse, complétée par l'identification des enjeux portés par ces acteurs, permet de savoir s'il est possible, souhaitable ou nécessaire d'ouvrir un dialogue avec certains

Fig. VI.4.2 Processus de conception et de réalisation d'une démarche participative.



d'entre eux (qui deviennent alors des « publics cibles »). Il est généralement préférable de renoncer à lancer une démarche participative si les marges de manœuvre du projet sont insuffisantes ou en décalage avec les enjeux des acteurs, ou si les porteurs du projet n'ont pas réellement l'intention de prendre en compte ses résultats (on parle alors de démarche « alibi », ce qui a souvent pour effet d'accentuer les conflits existants ou latents). Si la décision d'engager une démarche participative est validée, cette première phase comprend aussi l'organisation de sa structure générale : calendrier, publics cibles, grandes questions, etc.

La deuxième phase est celle de la réalisation de la démarche participative. C'est durant cette phase que les outils participatifs sont choisis et mis en œuvre. Il existe actuellement une multitude d'outils participatifs tels que des balades, des ateliers maquettes, des enquêtes sociologiques, des interventions temporaires et illustratives, des micros-trottoirs, etc. Le choix de l'outil doit être déterminé par les caractéristiques des publics cibles et par la nature de la question qui sera discutée (par exemple, est-elle simple et concrète, ou complexe et abstraite ?). Généralement, une démarche participative comprend plusieurs moments d'interaction (sessions) avec différents publics. Ces moments peuvent se succéder ou avoir lieu en même temps. À la fin de la seconde phase, les résultats de la démarche participative sont disponibles, souvent sous la forme de rapports, d'exposition ou de site internet.

La troisième phase [Fig. VI.4.2](#) a pour objectif d'accompagner les résultats de la démarche participative dans la réalisation du projet. Nous avons en effet observé que sans accompagnement, ceux-ci restent parfois à la marge de la démarche du projet. Ils ne sont pas tout à fait oubliés, mais ils n'ont pas non plus l'influence qu'ils pourraient ou devraient avoir. Cet accompagnement peut prendre la forme de présentations faites aux concepteurs du projet ou aux autorités. Il peut aussi se traduire par la constitution d'un groupe d'experts encadrant la réalisation du projet ou encore par la participation à un jury si le projet fait l'objet d'un concours.

Une quatrième et dernière phase s'ajoute aux précédentes, celle de l'évaluation de la démarche participative. Cette évaluation est transversale aux autres phases. Elle veille, par des entretiens ou des questionnaires auprès des acteurs impliqués, à ce que la démarche participative atteigne effectivement ses objectifs initiaux (formulés dans la première phase). En donnant régulièrement un retour aux personnes qui pilotent la démarche participative, elle permet des ajustements en signalant, par exemple, que certains publics cibles ne sont pas suffisamment présents, ou que certaines questions sont encore restées sans réponse.

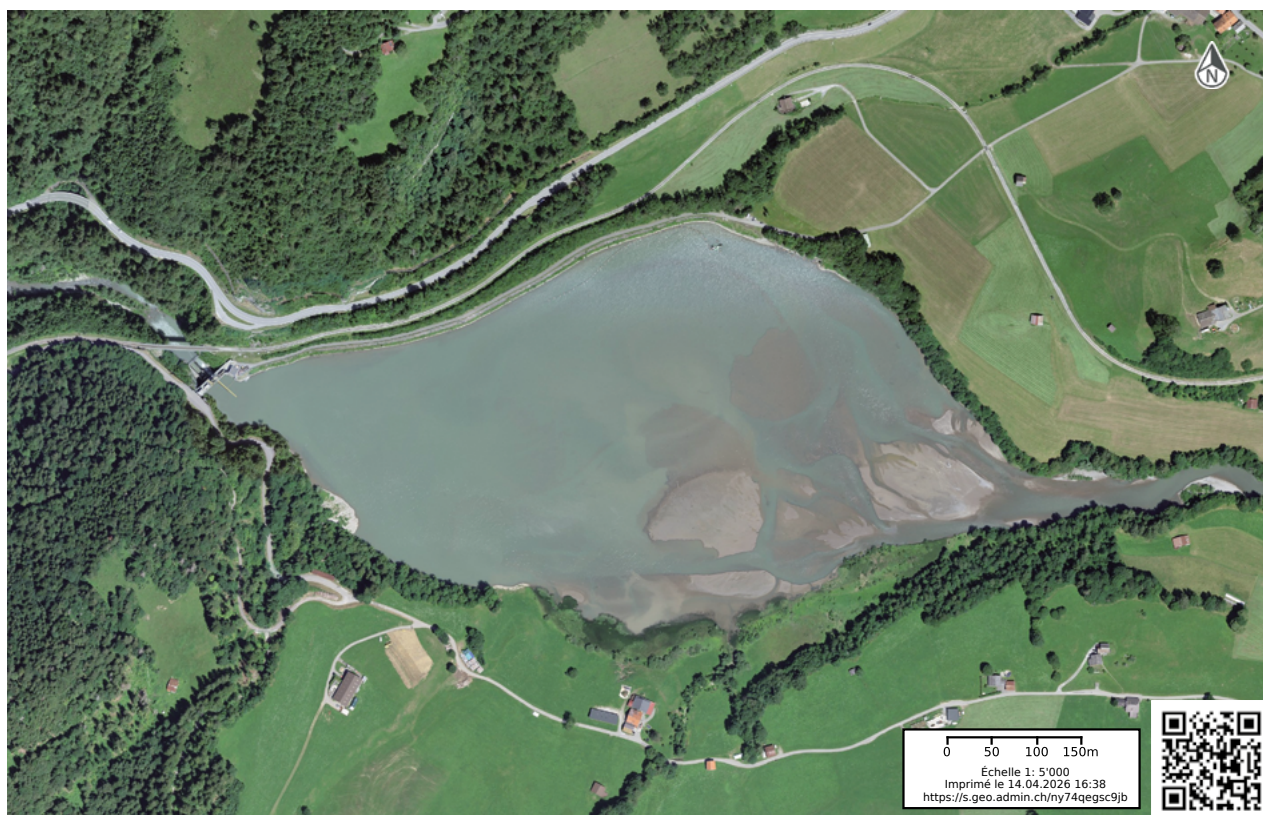
VI.4.4 Cas d'application au lac de Rossinière

Problématique sédimentaire double

Construit en 1972 pour de la production hydroélectrique tout à l'aval d'une zone alluviale, le barrage de Rossinière sur la Sarine amont constitue le premier obstacle majeur à l'écoulement de la rivière sur ce bassin versant. D'une hauteur de 30 m, il a généré le lac du Vernex avec un volume initial de retenue d'environ 2,7 millions de m³. Selon les derniers relevés bathymétriques, le volume utile actuel est réduit à environ 0,7 millions de m³, ce qui signifie une accumulation de sédiments d'environ 2,0 millions de m³. La figure VI.4.3 illustre cette déposition dans le lac avec comme image directrice la reproduction d'un processus sédimentaire de zone alluviale (système en tresses, ici avec des sédiments beaucoup plus fins à cause des conditions hydrauliques liées au lac). Outre les problèmes générés par ces sédiments pour l'exploitation de l'aménagement (perte de flexibilité pour la régulation du réseau électrique, dépôt sédimentaire dans la galerie d'amenée, impact sur l'usure des turbines), cette déposition dans le lac signifie également un déficit marqué de sédiments pour la rivière en aval. Ce déficit est particulièrement impactant pour la zone alluviale d'Enney d'importance nationale, dont l'alimentation a été interrompue; en outre, le lit tend à s'abaisser et à se déconnecter des terrasses adjacentes.

Fig. VI.4.3 Ensablement en 2023 du lac de Rossinière.

Source : map.geo.admin.ch



La quantification de la déposition, appuyée tant par les relevés bathymétriques récurrents, les simulations d'apport basées sur l'hydrologie que les relevés granulométriques, permet d'avancer les ordres de grandeur suivants :

- des apports sédimentaires à hauteur d'environ 90 000 m³ par année ;
- un transit à travers le lac d'environ 50% de ce volume ;
- une déposition de graviers et de sables d'environ 10 000 m³ par an, le solde étant composé de matériaux plus fins (principalement des limons) ;
- une assez forte composante de matériaux ligneux.

Afin de résoudre cette double problématique sédimentaire (perte de volume utile dans le lac et déficit sédimentaire aval), plusieurs solutions techniques ont été développées, parmi lesquelles la gestion des purges en situation de crue, la création d'une retenue de dragage en amont (à la Chaudanne), une extraction sédimentaire du lac du Vernex par des moyens mécanisés avec mise en dépôt des matériaux ainsi sortis, une vidange naturelle du lac par un abaissement total de la ligne d'eau, ou encore la surélévation du barrage pour recréer du volume utile. Aucune de ces solutions n'a toutefois atteint un degré suffisant de faisabilité pour être mise en œuvre (faisabilité technique, financière et/ou sociale) [7].

Approche choisie

Pour sortir de cette impasse, l'exploitant de l'aménagement a choisi d'aborder la problématique en s'appuyant sur les travaux méthodologiques développés à l'EPFL [8] pour la conception de nouvel aménagement hydraulique à buts multiples (indépendamment des objectifs fixés).

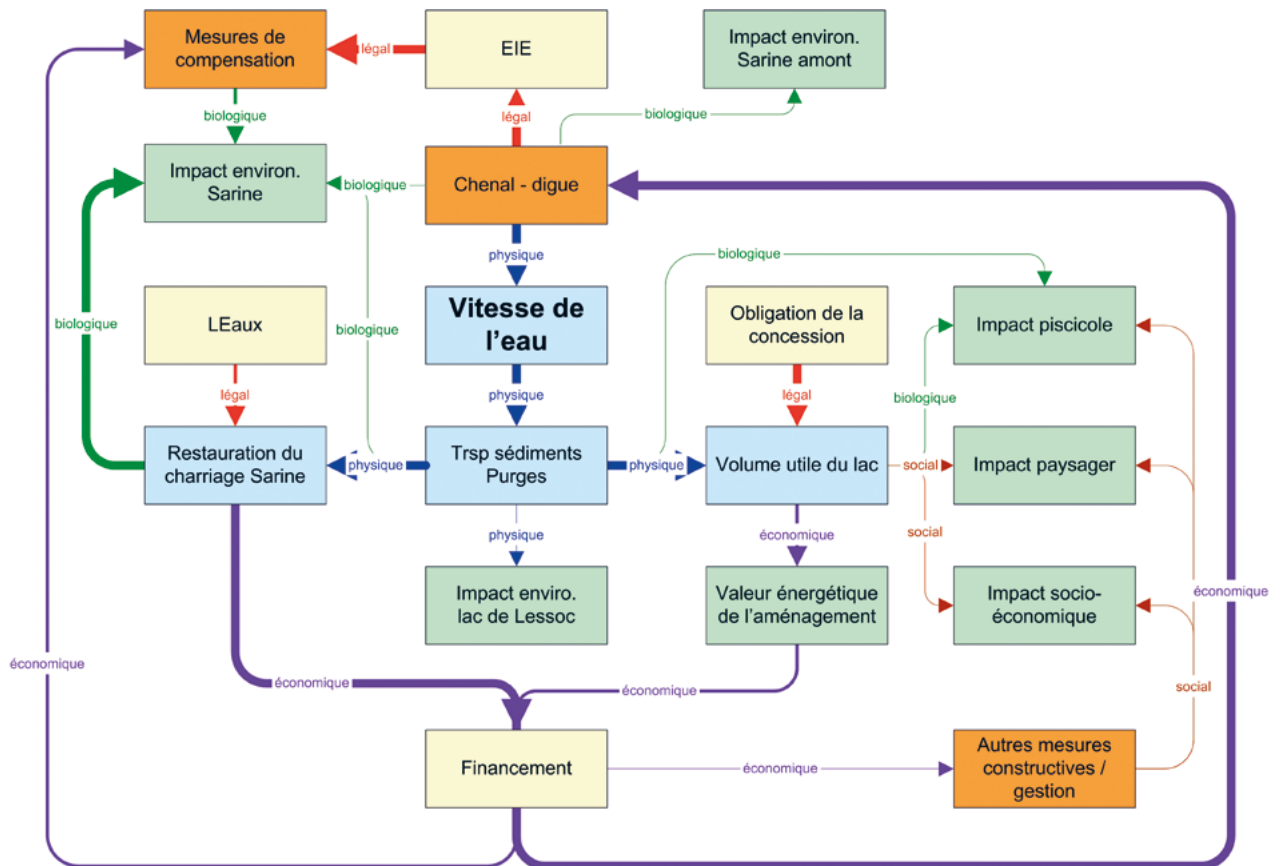
Cette approche reconsidère l'ordre habituel des phases de développement d'un projet. Tandis que l'approche classique vise à développer d'abord une solution technique « optimale » qui est ensuite présentée, puis éventuellement légèrement modifiée pour être acceptée par tous, cette nouvelle approche aborde au contraire la problématique à partir des acteurs du système qui la composent, afin d'identifier les facteurs essentiels (idéalement à base physique et quantifiables) qui les relient à la problématique. Ensuite, les facteurs sont rassemblés dans une matrice qualitative fonctionnelle afin de déterminer les facteurs clés sur lesquels il est possible d'agir. Enfin, une fois seulement que le problème a été plus clairement défini, une solution conceptuelle est développée en se basant uniquement sur ces facteurs clés.

La suite de l'approche est également inversée. Alors qu'usuellement, la solution est conçue, puis dimensionnée avant d'y associer des règles de gestion, l'approche proposée débute par la définition des règles de gestion, en considérant un dimensionnement encore sommaire basé sur une conception également initiale (la conception constituant la topologie de l'aménagement). Cette inversion permet de mieux prendre en compte les intérêts de l'ensemble des acteurs concernés. Une approche participative pour la recherche des « acteurs » et la définition des « facteurs » (ou des enjeux associés à ces acteurs) occupe ainsi une place absolument essentielle dans le processus.

Résultats obtenus

L'approche retenue, qui précède l'analyse multicritère de variantes de solutions, est basée sur des entretiens individuels avec chacun des principaux acteurs concernés par la gestion du lac du Vernex [9]. Au total, une quinzaine d'acteurs, parmi lesquels l'exploitant de l'aménagement, les autorités cantonales et communales, les représentants régionaux, les représentants du tourisme et des activités de loisirs, les représentants des associations de défense de la nature ou encore les riverains, ont permis de modéliser les principales interactions entre le lac et son environnement. Au final, il est apparu très clairement que ce lac fait aujourd'hui partie de l'identité du Pays d'Enhaut, que sa conservation est souhaitée par tous avec l'ensemble de ses fonctions actuelles et que la solution au problème « sédimentaire » doit trouver place dans l'espace du lac lui-même ou à proximité immédiate. La transformation de la matrice fonctionnelle avec l'ajout de variables à base physique permet de montrer que la vitesse de l'eau dans le lac constitue le paramètre clé de la problématique analysée (conservation de l'énergie mécanique dans l'eau pour garantir le transport sédimentaire à travers l'aménagement). La figure VI.4.4 illustre la matrice fonctionnelle ainsi développée.

Fig. VI.4.4 Matrice fonctionnelle du lac du Vernex [4].



En complétant cette matrice fonctionnelle par des variables à base physique, il a été démontré qu'il est nécessaire de conserver une part d'énergie mécanique dans l'eau du lac (composante de la vitesse selon l'équation de Bernoulli), afin de garantir le transport solide à travers l'aménagement ainsi qu'une réalimentation de la rivière aval. À partir de cette constatation (évidente après coup !), la solution technique développée s'inspire des SBT (*Sediment Bypass Tunnels*) conçus à la VAW de l'ETHZ [9], en conservant toutefois la chute aval liée au barrage. L'énergie nécessaire est ainsi recherchée et captée en amont de l'aménagement et donne lieu au nouveau concept de SBNC (*Sediment Bypass Natural Channels*). Par analogie avec les schémas électriques, ce nouveau concept peut aussi être défini comme la transformation du lac «en parallèle» de la Sarine, alors qu'il est actuellement placé «en série». La dernière question de conception (outre tous les aspects techniques liés au fonctionnement hydraulique de ce «nouvel» aménagement) porte sur l'emplacement de ce canal naturel. Pour des raisons propres au contexte local, la rive gauche du lac fait l'unanimité auprès des acteurs.

Discussion

Le cas d'application du lac de Rossinière met bien en évidence l'importance de positionner les différents acteurs dans leurs rôles respectifs, en particulier les acteurs locaux et les acteurs techniques. En inversant l'ordre usuel des étapes d'un tel projet, l'approche suivie a permis de placer les acteurs locaux au centre du processus. Ils sont ainsi directement impliqués dans la définition du problème à résoudre. Il est d'ailleurs intéressant de souligner que, dans cette approche, la récolte de données ne se limite pas aux données techniques (hydrologie, environnement, etc.) mais qu'elle intègre aussi les données sociales à travers la conduite d'entretiens.

Cette première phase qui définit le problème à partir du discours des acteurs locaux se rapproche grandement d'une phase de «diagnostic participatif». Les étapes suivantes sont plus classiques (conception, dimensionnement, règles de gestion). Toutefois, les aspects humains sont mis au premier plan puisque la conception et le dimensionnement de la solution sont précédés d'une discussion avec les acteurs sur les règles de gestion. Autrement dit, la solution est ainsi définie techniquement pour répondre aux besoins, contraintes et pratiques des acteurs locaux (et non l'inverse).

Bibliographie du sous-chapitre VI.4

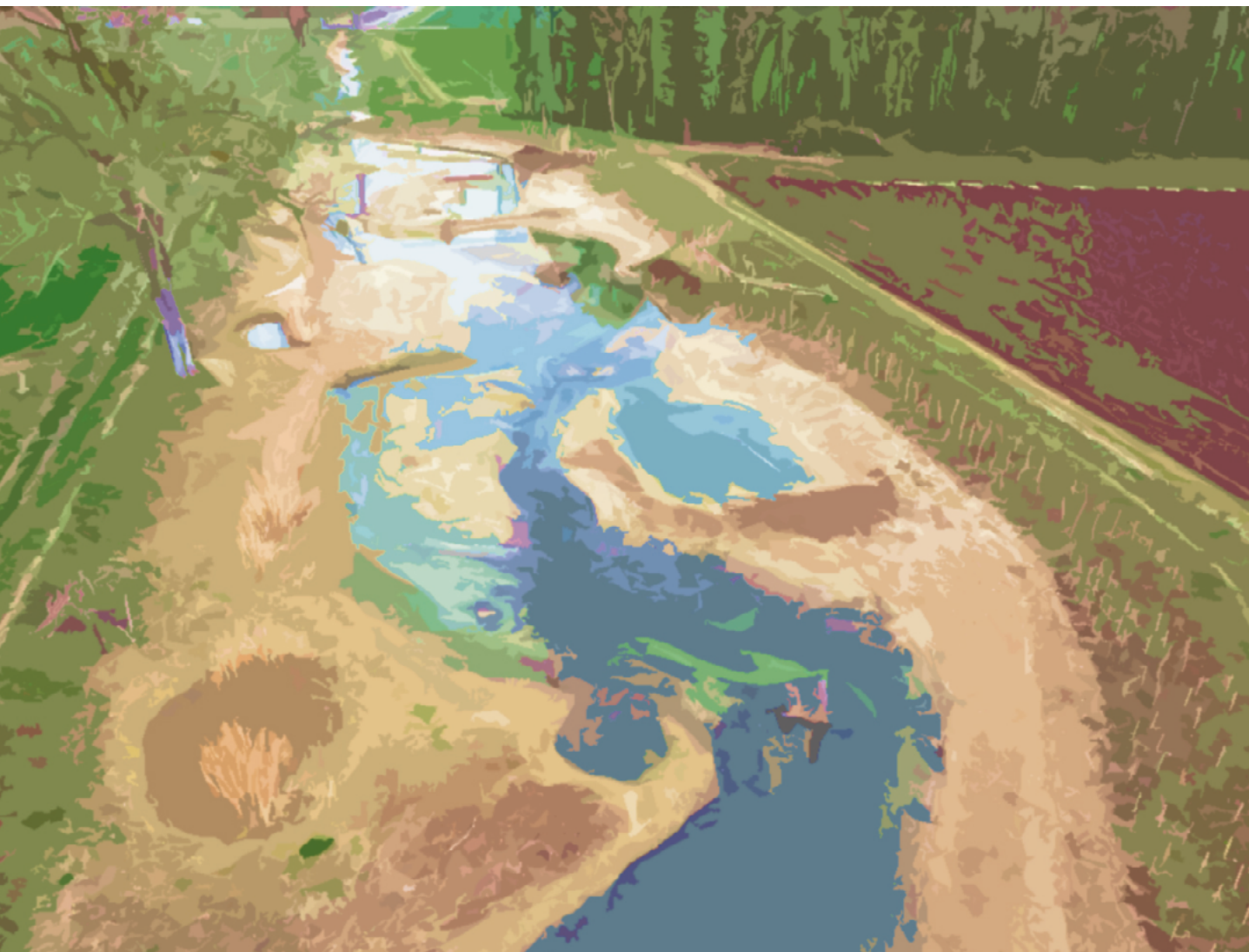
- [1] Roy, B., 1981, «The optimisation problem formulation: criticism and overstepping», *Journal of the Operational Research Society*, 32(6), 427-436.
- [2] Norese, M. F., De Vicente y Oliva, M. A., Abi-Zeid I. (éd.), 2023, *Multicriteria Decision Aiding Interventions: Applications for Analysts*, Springer International Publishing.
- [3] Figueira, J. R., Mousseau, V., Roy, B., 2005, «ELECTRE methods», in *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys*, Springer, New York, p. 155-185.
- [4] Tsoukiàs, A. 2006, «De la théorie de la décision à l'aide à la décision», in Bouyssou, D., Dubois, D., Pirlot, M., Prade, H. (éd.), *Concepts et méthodes pour l'aide à la décision*, tome 1, Hermès.
- [5] Flourentzos, F., 2001, *Constructivisme Piagétien dans l'aide à la décision, Contribution au développement durable en architecture*, thèse doctorale n° 2418, Département d'architecture, École polytechnique fédérale de Lausanne.
- [6] Heller, P., et al., 2016, «Solutions constructives au problème d'ensablement du lac du Vernex sur la Sarine à Rossinière», *Wasser Energie Luft*, 108, n° 2, p. 87-93, Baden.
- [7] Heller, P. 2002, *Méthodologie pour la conception et la gestion des aménagements hydrauliques à buts multiples par une analyse systémique*, thèse n° 3781, École polytechnique fédérale de Lausanne.
- [8] Hydrique Ingénieurs, 2015, *Barrage de Rossinière, Gestion des sédiments du lac du Vernex*, rapport Hydrique M13_050_01, Lausanne.
- [9] Boes, R., et al., 2018, «Sediment bypass tunnels: Swiss experience with bypass efficiency and abrasion-resistant invert materials», Q.110 – R.40, p. 625-638, Commission internationale des Grands barrages, 26^e Congrès des grands barrages, Vienne.

VII

Mesures et méthodes de renaturation

Sous la direction de Pierre-André Frossard

VII.1	Concepts généraux	359
VII.2	Génie biologique	373
VII.3	Migration piscicole	385
VII.4	Monitoring, suivi après réalisation	399



Présentation générale du chapitre

La renaturation des cours d'eau (appelée aussi restauration hydromorphologique) compte, parmi ses principaux objectifs, de retrouver une morphologie diversifiée du lit et de l'espace riverain, condition *sine qua non* pour atteindre un certain niveau de biodiversité et bénéficier de structures paysagères attractives. En fonction du contexte (occupation des rives, espaces à disposition, contraintes hydrauliques, etc.), des niveaux d'ambition différents sont atteignables par les projets. Le terme de restauration parfois utilisé regroupe tous les niveaux d'ambition de la renaturation, des plus sectoriels (restauration de la continuité piscicole) aux plus généraux (restauration complète de la dynamique alluviale).

Si l'espace à disposition constitue une condition fondamentale à la réussite d'une opération de renaturation, certaines mesures constructives sont souvent nécessaires pour obtenir les bénéfices attendus, notamment dans des contextes où l'espace manque ou lorsque le cours d'eau n'est pas suffisamment puissant pour avoir la capacité de se réajuster seul (sous-chapitre VII.1).

Le génie biologique regroupe un ensemble de techniques végétales à disposition de l'ingénieur. Il offre des solutions intégrées en phase avec les objectifs fondamentaux de la renaturation lorsque, localement, des enjeux de protection contre les crues demeurent et ne peuvent se résoudre uniquement via l'espace cours d'eau. Il permet également de retrouver rapidement une végétation riparienne typique, quand les conditions requises pour une végétalisation spontanée ne sont pas atteintes (sous-chapitre VII.2).

Le rétablissement de la continuité écologique aval-amont est une mesure sectorielle de la revitalisation mais néanmoins fondamentale pour l'ichtyofaune. En effet, les différentes espèces de poissons doivent avoir accès à tous les compartiments du cours d'eau pour satisfaire l'ensemble de leurs fonctions vitales. Or on dénombre en Suisse plus de 100 000 obstacles à la migration (sous-chapitre VII.3).

La revitalisation des cours d'eau est une discipline encore jeune et chaque nouveau projet est riche d'enseignements. Si les réalisations se multiplient, induisant des coûts souvent importants, le suivi d'efficacité des mesures mises en œuvre n'est pas systématique et malheureusement trop peu fréquent. Ce contrôle des résultats est pourtant fondamental : l'OFEV propose un cadre et a publié une documentation relative à ce monitoring (sous-chapitre VII.4).

Quelques décennies après les premiers travaux de «dé-correction» de cours d'eau et de stabilisation grâce aux techniques de génie biologique développées par les pionniers de l'époque (B. Lachat, H. Zeh, H. Schiechl), la politique en matière de renaturation de cours d'eau a beaucoup changé : favoriser la revitalisation passive, ne recourir aux mesures actives que si la situation l'exige, et réserver les ouvrages de stabilisation pour la protection des biens et des personnes uniquement là où les contraintes physiques l'imposent.

Une des choses qui n'ont pas changé – et fort heureusement –, c'est l'idée, la vision, que pour atteindre les objectifs, il est primordial de toujours se référer aux modèles naturels. Il convient d'analyser les dysfonctionnements (état actuel), de garder en ligne de mire les fonctions naturelles à restaurer (état naturel), de se demander quelle est la capacité naturelle et actuelle du cours d'eau à se redynamiser (état semi-naturel et état visé), d'identifier les contraintes en présence, et d'évaluer s'il existe une opportunité de s'en affranchir pour finalement développer la variante la plus proche possible de l'état naturel.

VII.1.1 Dysfonctionnements associés aux travaux de correction et d'endiguement

Les importants travaux de correction des cours d'eau, entrepris dès le XVIII^e siècle, ont permis d'utiliser plus intensivement les surfaces des rives (agriculture, urbanisme) avec à la clé, de graves conséquences sur la morphologie du lit, la végétation des berges et des rives, donc sur tout ce qui vit dans et aux abords des cours d'eau. Les impacts sont visibles :

- en situation avec un tracé souvent rendu rectiligne (suppression de méandres) ;
- en profil en travers avec des berges raides et une végétation de rive absente ;
- en profil en long avec la disparition des alternances de mouilles et de hauts-fonds.

Ces corrections, combinées aux drainages et à l'imperméabilisation des sols, ont eu pour conséquence d'évacuer plus d'eau et plus vite. Pour éviter les inondations des zones d'habitation et industrielles ainsi que certaines zones agricoles, la solution a été de :

- construire des digues ;
- parfois dériver les eaux, au travers de galeries, vers d'autres bassins versants.

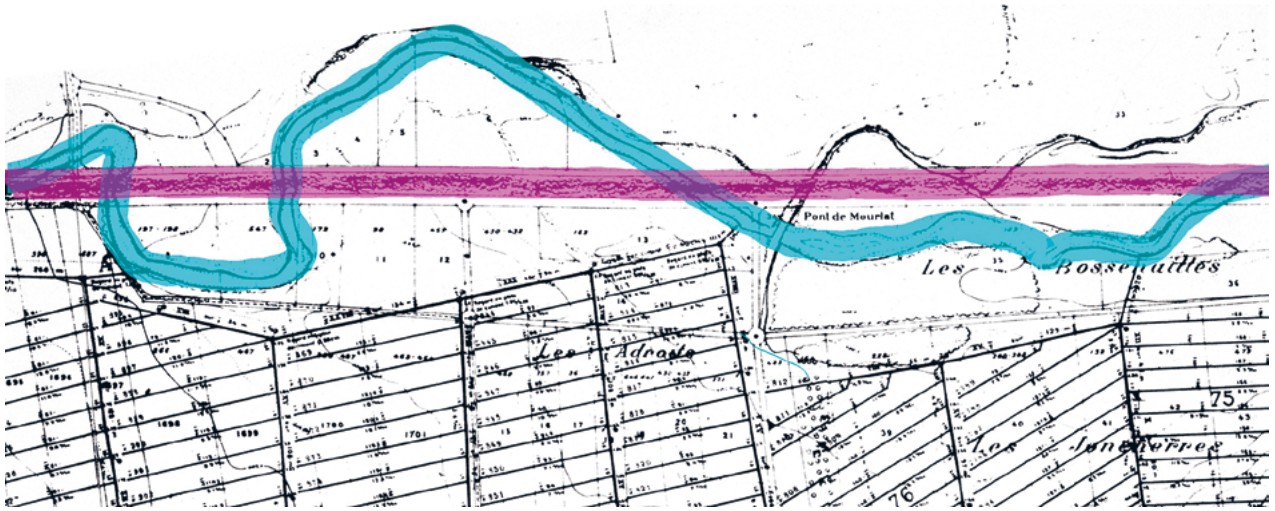


Fig. VII.1.1 Correction de l'Aire à Genève dans les années 1930 avec la suppression des méandres et l'imposant réseau de drainage de la plaine agricole.

Pour résister aux arrivées d'eaux massives et à l'augmentation des forces d'arrachement en cas de fortes précipitations, il a été nécessaire :

- de stabiliser les berges avec des techniques en dur (enrochements, murs en béton, gabions, etc.) ;
- de contrôler le profil longitudinal avec des seuils.

Fig. VII.1.2 Exemple de la Broye corrigée et endiguée dans les années 1900 à la suite de nombreuses inondations.

Photo : BIOTEC



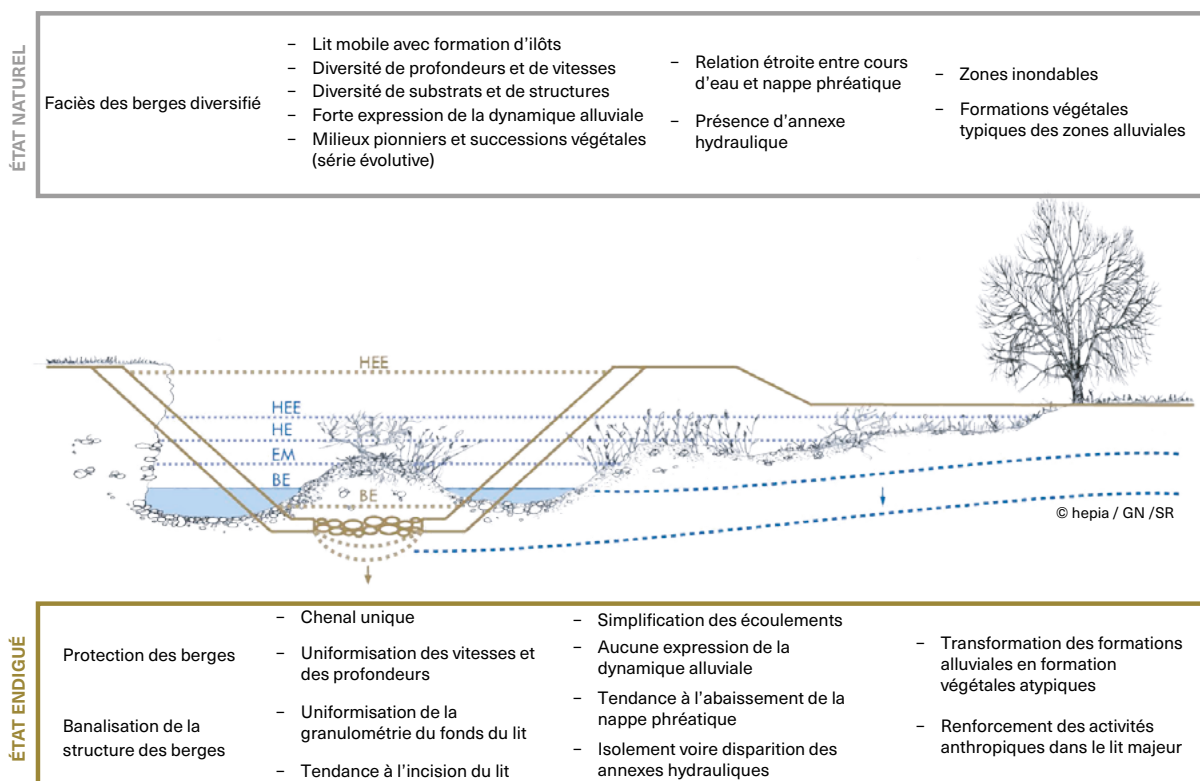
Le cercle vicieux est initié: plus on stabilise en dur le fond du lit et les berges, plus on élève les digues, plus on augmente les forces, et plus il faut continuer à stabiliser et à réhausser les digues.

Tous ces aménagements ont eu pour conséquence de faire disparaître toutes ou partie des conditions nécessaires à la vie dans les cours d'eau et aux abords:

- disparition des bancs de gravier et de sable favorables au développement du macrozoobenthos, de la faune piscicole et de la faune riveraine;
- atteinte à la continuité écologique avec des seuils souvent infranchissables, (suppression des possibilités d'échange entre les populations piscicoles, accès plus limité aux différents compartiments du lit);
- disparition des surprofondeurs localisées, zones de refuge très importantes pour les poissons lors des périodes d'étiage;
- entretien intensif pour garantir les gabarits d'écoulement, entraînant la disparition d'une végétation variée sur les berges, donc du support pour tout le cortège d'oiseaux, libellules ou autres papillons;
- berges raides et artificialisées, rives sans cordon boisé, perturbant les connexions transversales et longitudinales pour la faune terrestre;
- suppression des grands arbres sur les berges et les rives pour limiter les risques d'embâcles, donc perte de l'ombrage qui minimise le réchauffement de l'eau.

Fig. VII.1.3 Effets de l'endiguement par rapport à un cours d'eau naturel.

Source: HEPIA



Mais grâce à la mise en place d'un espace réservé aux eaux pour tous les cours d'eau de Suisse, une très grande partie de ces corrections et de leurs impacts peut être supprimée et ainsi redonner vie à ce réseau si important pour la biodiversité.

VII.1.2 Fonctions à restaurer

Lorsqu'on parle de restauration de cours d'eau, on distingue trois types de fonctions : les fonctions naturelles auxquelles sont liés les habitats pour la faune et la flore ainsi que l'épuration des eaux, la fonction sécuritaire visant à la protection contre les crues, et la fonction paysagère qui concerne l'utilisation humaine du cours d'eau et les loisirs.

Les **fonctions naturelles** sont étroitement dépendantes de l'espace à disposition du cours d'eau et de la diversité des structures qui le composent. Selon le régime d'écoulement et de charriage ainsi que la géométrie du lit mineur et majeur, c'est la dynamique des basses eaux, respectivement des crues, qui est le moteur de la création et de l'évolution des successions de milieux naturels et donc de la biodiversité. On distingue la zone aquatique de la zone terrestre, entre lesquelles se trouve une zone encore plus riche d'un point de vue écologique, la zone de transition. Malheureusement, cette dernière est souvent la plus altérée par les aménagements anciens, pouvant même parfois disparaître complètement. Cet espace d'interface terre-eau est aussi parfois appelé « zone amphibie », car il est soumis à la fluctuation du niveau des eaux, tantôt immergé, tantôt submergé. À l'exemple des successions naturelles en zones alluviales, chaque milieu de cette succession abrite des espèces animales et végétales, souvent étroitement dépendantes de conditions bien particulières : disponibilité en eau, type et épaisseur de substrat, hauteur d'eau, durée de submersion, résistance aux forces d'arrachement, pente, exposition, ombrage, température de l'eau, etc. Ainsi, on passe du lit mineur frais, dynamique et dépourvu de végétation, aux bancs de graviers nus qui se réchauffent en été, en passant par les formations préforestières à bois tendre pour atteindre les forêts à bois dur sur des sols bruns et drainés (voir sous-chapitre IV.2).

Fig. VII.1.4 Exemples du déploiement potentiel des fonctions d'un cours d'eau naturel (Les Usses, Desingy/Usinens, Haute-Savoie).

Photo : BIOTEC



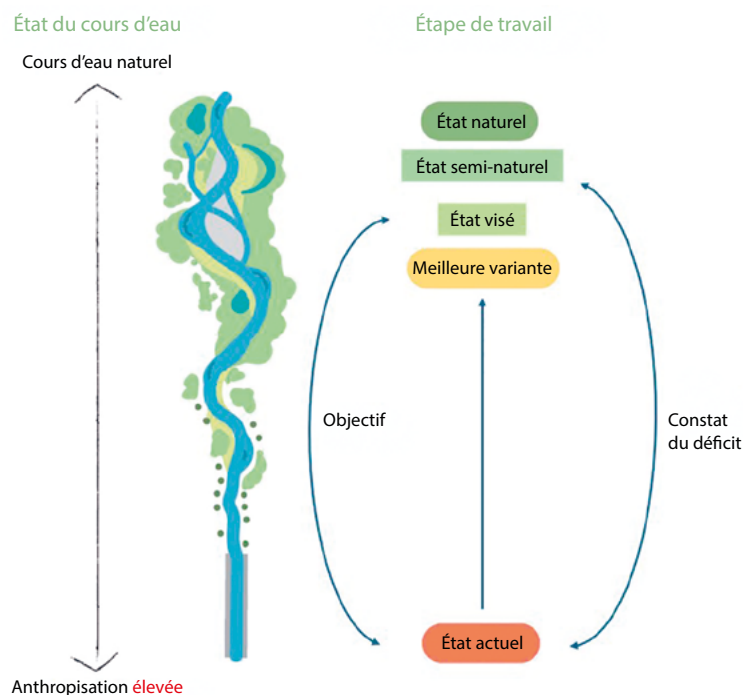
Cette représentation de la connectivité latérale est peut-être la plus souvent évoquée, mais il ne faut pas oublier les deux autres dimensions que sont la connectivité longitudinale et la connectivité verticale. Cette dernière, qui traite du lien entre les eaux de surface et la nappe phréatique, est la moins connue car elle est difficile à étudier et complexe à intégrer dans les projets. Pourtant, si le lit n'est ni aménagé, ni colmaté, les échanges avec le sous-sol offrent un effet de tamponnage de la température des eaux libres, participent à l'autoépuration (qualité de l'eau) et donc au cycle de l'eau au niveau global. La connectivité longitudinale concerne les obstacles à l'écoulement, à la migration piscicole et aux matériaux charriés tels que les seuils, les mises sous-tuyau, etc. Une attention particulière doit également être portée sur la qualité de la connectivité des embouchures et des confluences. Grâce au transport des sédiments, aux échanges avec la nappe phréatique, mais également à l'effet d'épuration par les micro-organismes dans les interstices du substrat, ainsi que par la végétation naturelle située dans l'espace réservé aux eaux, les cours d'eau sains et dynamiques contribuent activement à l'autoépuration des eaux.

La **fonction sécuritaire** est d'une grande importance car la protection des biens et des personnes contre les crues se trouve souvent à la base des projets de revitalisation. Cependant, elle ne peut pas être découplée des fonctions naturelles. Pour bien tamponner une crue, il faut en effet de l'espace, une bonne connaissance du régime d'écoulement, des débits et des phénomènes latéraux, ainsi qu'une gestion efficace du charriage donc une connectivité longitudinale non entravée.

Vivre à côté d'un cours d'eau qui ne provoque pas de dégâts lors des crues est une chance. Mais pouvoir bénéficier en plus de sa fraîcheur en été, des couleurs flamboyantes de sa végétation l'automne venu, des féeries brumeuses les matins d'hiver et de l'éclosion de la végétation au printemps, c'est encore mieux.

Fig. VII.1.5 Étapes de travail en fonction de l'état du cours d'eau.

Schéma : C. Ros, inspiré de l'aide à l'exécution de l'OFEV « Exigences écologiques pour les projets d'aménagement des eaux – Projets de revitalisation et de protection contre les crues », juin 2025)



La **fonction paysagère** englobe la thématique des loisirs, de l'accueil du public, de l'entretien du lit, des berges et des rives, et flirte avec le vaste sujet de l'intégration et de la participation des riverains, des agriculteurs et autres acteurs dans tout processus de revitalisation.

Plus un cours d'eau satisfait les fonctions précitées, plus sa résilience est grande face aux changements climatiques, et ce, au bénéfice de la nature mais aussi de l'Homme, bien évidemment.

Les connaissances scientifiques et théoriques des modèles naturels sont une base indispensable pour pouvoir décrire à quoi devrait ressembler un cours d'eau sans intervention humaine. Dans l'idéal, des tronçons encore naturels peuvent servir de modèles pour définir l'état naturel d'un cours d'eau. Cependant, certaines interventions de grande ampleur telles que des déboisements, l'assèchement de zones humides, certains détournements de cours d'eau sont, à juste titre, considérées comme irréversibles. L'état dit « semi-naturel » se définit ainsi comme l'état proche de l'état naturel en termes de morphologie, de largeur, de régime, de débits et de de charriage, indépendamment de l'urbanisation, mais en tenant compte des travaux à grande échelle.

L'espace donné à la libre évolution du cours d'eau est la clé de voûte de tout projet de revitalisation. La dynamique apportée par les crues est le moteur de la biodiversité dans cet espace. Cela est d'autant plus vrai si les milieux sont bien connectés entre eux. D'autres facteurs interviennent cependant pour garantir la réussite d'une revitalisation. En effet, dans la pratique des projets d'aménagement de cours d'eau, plusieurs questions se posent : est-ce que le cours d'eau possède naturellement la capacité à s'ajuster géomorphologiquement à la suite de travaux visant la restauration de ses principales fonctions ? N'y a-t-il pas des contraintes externes à prendre en considération ? Si oui, peut-on s'en affranchir ?

VII.1.3 Niveau d'ambition en fonction des contraintes

On pourrait penser à tort que le niveau d'ambition d'un projet de revitalisation dépend uniquement de l'espace mis à disposition, de la maîtrise foncière, ou encore des ressources financières pour ne citer que les principales contraintes. Ces dernières sont réelles et d'une grande importance. Toutefois, il est primordial de s'interroger sur la capacité naturelle et intrinsèque du cours d'eau à ajuster sa morphologie au gré des crues. Autrement dit, quel état écomorphologique et écologique le cours est-il capable d'atteindre seul si on lui en donne les moyens ?

Comme décrit dans ^[1], cette capacité dépend de trois caractéristiques : la puissance spécifique [W/m^2], l'érodabilité des berges et les apports solides. Le postulat est que plus un cours d'eau est puissant, plus ses berges sont facilement érodables, plus les apports solides sont importants, meilleure est la garantie d'une réponse positive du système, plus rapides sont les résultats, plus grande est la pérennité écologique de la restauration, moins le coût à investir est élevé.

Il en résulte que, si la capacité du cours d'eau est moyenne à élevée, il est conseillé d'envisager des mesures dites « passives » de revitalisation. L'idée est d'offrir au cours d'eau les conditions dont il a besoin et de le laisser lui-même travailler dans l'espace de mobilité qui lui est dédié. Le maintien de la diversité des milieux est garanti par les bouleversements lors des crues.

Si la capacité du cours d'eau est faible à nulle, cela veut dire que le cours d'eau n'a pas les capacités intrinsèques pour atteindre un haut niveau d'ambition. Pour satisfaire

des objectifs écomorphologiques élevés, des mesures dites « actives » de revitalisation (plus interventionnistes) sont nécessaires. Dans ce cas, seuls des travaux d'entretien permettront de garantir les buts visés à long terme dans cet espace de fonctionnalité.

Sur cette base, vient le temps de dresser la liste des contraintes externes potentielles.

Il en existe sur lesquelles il n'est pas possible d'influer :

- l'écologie des espèces faunistiques et floristiques ;
- les conditions hydrauliques naturelles (régime d'écoulement, charriage, débits) ;
- les législations fédérales, cantonales, communales liées notamment à la protection de la nature, la protection des eaux, l'aménagement des cours d'eau, la chasse, la pêche, l'aménagement du territoire, l'agriculture, la protection des sols, etc. ;
- les critères pour obtenir des subventions fédérales/cantonales ;
- la présence de sites pollués ;
- la présence de vestiges archéologiques ou de sites classés ;
- les incertitudes en lien avec le changement climatique.

Certaines contraintes sont réelles mais divers leviers existent afin de réduire leur impact sur le projet :

- l'espace réservé aux eaux ;
- la propriété foncière ;
- l'affectation du sol ;
- les financements (en lien avec les subventions fédérales, cantonales et autres) ;
- le cadastre forestier en lien avec les demandes de défrichement ;
- la présence de surface d'assolement (SDA) ;
- la présence de constructions existantes licites ou illicites ;
- la présence de réseaux aériens ou souterrains (conduites, drainages, etc.).

Pour finir, différentes contraintes se révèlent au fur et à mesure du développement des projets, mais ce sont justement des curseurs sur lesquels il est intéressant de travailler activement, parfois par itération, pour proposer des variantes :

- l'hydraulique, en lien avec la protection contre les crues et les forces d'arrachement en présence ;
- l'utilisation future (responsabilité, fréquence, modalité d'entretien, déclaration en surface de promotion de la biodiversité, accessibilité et aménagements pour le public) ;
- les accès en phase travaux et pour l'entretien à long terme ;
- la gestion des matériaux (bilan déblai/remblai, filières de valorisation, etc.) ;
- le calendrier de projet (lien avec des projets connexes, périodes d'intervention dans les cours d'eau, abattages, phénologie des espèces, etc.).

L'établissement de la liste des contraintes la plus exhaustive possible sert de base à une analyse objective et pragmatique pour identifier lesquelles sont discutables, contournables, atténuables, ou non. Le projet passe par le développement de plusieurs variantes qui tendent vers ce que l'on appelle communément l'« état visé ». L'établissement et l'analyse d'une grille de critères quantitatifs et/ou qualitatifs en lien avec les objectifs du projet rendent possible la mise en évidence de la meilleure variante à affiner ensuite.

Il arrive en cours de route que des opportunités surviennent et permettent de

s'affranchir partiellement ou totalement de certaines contraintes. À l'inverse, il n'est pas rare que des contraintes viennent s'ajouter à une liste parfois déjà longue. La souplesse, l'adaptabilité et le pragmatisme font partie des clés de la résilience dans le développement de projets de revitalisation.

VII.1.4 Catalogue des mesures d'aménagement

On pourrait penser à tort qu'à chaque dysfonctionnement correspond une mesure de restauration type permettant de remettre en état la fonction atteinte. Bien qu'il soit possible de proposer une liste des mesures de revitalisation relativement complète et de s'inspirer d'autres expériences, il est primordial de ne pas les utiliser comme des recettes de cuisine.

Chaque situation est unique et doit être analysée comme telle : bien cerner les dysfonctionnements en présence, prioriser les fonctions à restaurer, identifier les contraintes ainsi que les opportunités, et enfin proposer des mesures en combinaison les unes avec les autres.

Voici l'exemple d'une liste de mesures visant à restaurer les fonctionnalités des cours d'eau dans l'espace réservé aux eaux (ERE) à disposition, classées selon les différents « compartiments » qui constituent un cours d'eau :

- Le lit mineur
 - Variation de la largeur du lit mineur
 - Tracé libre (renaturation passive)
 - Tracé contraint (voir génie biologique, sous-chapitre VII.2)
 - Dimensionnement du substrat (nature, granulométrie et perméabilité)
 - Diversification de la structure du lit et du pied de berge
 - Souches ancrées
 - Troncs ancrés
 - Amas de blocs
 - Caches à poisson
 - Épis
 - En blocs
 - En bois mort ou vivant
 - Mixte

Fig. VII.1.6 Terrassement en déblai d'un lit mineur volontairement sous-dimensionné (à gauche) afin de laisser le cours d'eau tracer ses propres courbes au gré des crues (à droite). Revitalisation d'un ancien bras de l'Aire à Confignon (canton de Genève). Photos : BIOTEC





Fig. VII.1.7 À gauche: diversification de la largeur et de la morphologie du lit mineur par la mise en place de souches et d'épis en bois, stabilisation de la berge gauche (route cantonale) à l'aide du génie biologique (revitalisation de l'Allaine à Miécourt, Jura).

À droite: diversification de la structure du lit mineur avec des souches ancrées, des amas de blocs et des épis afin de varier les vitesses d'écoulement (projet de protection contre les crues et revitalisation de l'Areuse à Môtiers, canton de Neuchâtel)

Photos: BIOTEC

- Le profil en long
 - Suppression de seuil/barrage
 - Création de point dur (seuil noyé)
 - Création de rampe rugueuse
 - Création de passe à poissons (bassin successif, ruisseau de contournement)
 - Amélioration de la franchissabilité des confluences
 - Variation de la pente du lit
 - Création de surprofondeurs

Fig. VII.1.8 À gauche: exemple de recréation d'une morphologie naturelle du lit mineur grâce à un bon dimensionnement et mélange de substrats sur le fond du lit (remise à ciel ouvert du ruisseau de Mivellaz à Corcelles-sur-Chavornay, Vaud).

À droite: aménagement de diverses structures en blocs, avec du bois mort dans le lit mineur afin de faire varier sa largeur et donc les écoulements (revitalisation du Voyeboeuf à Porrentruy, Jura).

Photos: BIOTEC



Fig. VII.1.9 Création d'une rampe rugueuse permettant d'intégrer des pentes de profil en long importantes (3 à 5 %) sur certains secteurs (remise à ciel ouvert du ruisseau de Mivellaz à Corcelles-sur-Chavornay, Vaud).

Photo: BIOTEC



- Le lit majeur
 - Création de terrasses inondables
 - Bras secondaire / de décharge
 - Dimensionnement du substrat (nature, granulométrie et perméabilité)
 - Aménagement d'annexes hydrauliques
 - Mares
 - Bras mort
 - Prairie inondable

Fig. VII.1.10 Création d'une terrasse basse inondable et érodable favorable au développement naturel d'un milieu humide au bord de l'eau et amélioration de la morphologie du lit mineur avec la mise en place de souches arrimées (revitalisation de la Scheulte au Val Terbi, Jura).

Photo : BIOTEC



Fig. VII.1.11 Création d'annexes hydrauliques de type bras mort connecté avec différents niveaux de submersion, ainsi que de mares phréatiques sur les rives (revitalisation de la zone alluviale de la Lomenne le long du Doubs, Jura).

Orthophoto : Swisstopo



- Les berges
 - Suppression de stabilisations existantes
 - Variation de la pente des berges (de pentes douces à parois verticales)
 - En délai, maintien de la diversité des substrats existants
 - En remblai, diversification des substrats (graviers, horizon B, etc.)
 - Stabilisation à l'aide de génie biologique
 - Stabilisation à l'aide d'ouvrage en bois mort
 - Stabilisation mixte (génie civil et génie biologique)
 - Stabilisation génie civil

Fig. VII.1.12 À gauche, exemple d'aménagement des berges en pente très douce, permettant d'y intégrer différents types de plantations de ligneux et des microstructures favorables à la petite faune (revitalisation de la zone alluviale de la Lomenne le long du Doubs, Jura).

À droite, aménagement d'un lit mineur bordé de terrasses inondables et stabilisation du pied de berge grâce à un sac coco avec ramilles mortes anti-affouillement et planté d'hélophytes, afin d'assurer la protection des infrastructures sur la rive (rrotection contre les crues de l'Allaine à Porrentruy, Jura).

Photos: BIOTEC



- La végétation (mosaïque)
 - Maintien de la végétation ligneuse existante
 - Plantation d'hélophytes
 - Semis (différents types: mélange sur mesure, du commerce, enherbement direct)
 - Plantations de buissons, arbustes et arbres
 - Plantations d'arbres isolés ou en alignement
 - Boutures
 - Pieux de saules
 - Saules têtards

Fig. VII.1.13 À gauche: végétalisation des berges en pente douce et des rives avec différents types et techniques de semis de prairies extensives, et plantation de haies et d'arbres isolés avec des espèces indigènes, variées et adaptées à la station (revitalisation du Bey à Chamblon et Montagny-près-Yverdon, Vaud).

À droite: végétalisation des pieds de berges avec des hélophytes en mottes, semis de prairies fleuries extensives sur les berges et compléments de la mosaïque avec des plantations de haies et d'arbres isolés, notamment pour créer de l'ombrage sur le cours d'eau (remise à ciel ouvert du ruisseau des Vernes à Valeyres-sous-Montagny, Vaud).

Photos: BIOTEC



Fig. VII.1.14 Exemple de succès de végétalisation en termes de création de mosaïque de milieux naturels en bord de cours d'eau (protection contre les crues et revitalisation de la Scheulte à Courroux, Jura).

Photo : BIOTEC



Fig. VII.1.15 À gauche : aménagement de tas de bois favorable à la petite faune (protection contre les crues et revitalisation de la Scheulte à Courroux, Jura).

À droite : aménagement de murgier (amas de blocs) favorable notamment aux reptiles (revitalisation du ruisseau de Boécourt, Haute-Sorne, Jura).

Photos : BIOTEC

- Aménagement de microstructures terrestres
 - Murgiers
 - Tas de branches
 - Tas de souches
 - Tas d'herbes
 - Nichoirs



- Ouvrages de franchissement
 - Suppression
 - Passage à gué
 - Demi-buse ou pont avec lit naturel
 - Buse avec terrasse pour passage de la faune terrestre

Fig. VII.1.16 Aménagement d'un ouvrage de franchissement de type demi-buse permettant la création d'un fond de lit naturel, sans rupture de fonctionnalité écologique (remise à ciel ouvert de la Goletta, à Bossonnens, canton de Fribourg).

Photo: BIOTEC



- Cas particuliers
 - Aménagements de treillis, de protection des plantations, de terriers artificiels en cas de présence de castors
 - Étanchéification du fond du lit (par exemple, hors contexte naturel ou pour la protection des eaux souterraines)
 - Maintien de chute non franchissable (par exemple, pour la protection de population de salamandres tachetées ou d'écrevisses indigènes)
 - Etc.

Si la largeur de l'espace mis à disposition du cours d'eau est une donnée clé dans les projets d'aménagement de cours d'eau, l'entretien de la végétation l'est tout autant, une fois les mesures réalisées. En effet, la plupart des aménagements sont tributaires de mesures d'entretien adaptées (fréquence, période, technique, etc.) afin d'assurer l'atteinte des objectifs à long terme, surtout en matière de protection contre les crues et de lutte contre les espèces envahissantes.

Bibliographie du sous-chapitre VII.1

- [1] Adam, P., Debiais, N., Malavoi, J.-R., 2007, Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau, Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre.

Association végétale

Représentation abstraite de groupements végétaux, de composition floristique, exigences écologiques et répartition homogènes.

Le génie biologique utilise le végétal comme matériau de construction, qui entre dans la composition de différentes techniques, capables de protéger efficacement les berges contre l'érosion ^[1]. Avec le développement de la végétation, ces ouvrages se muent progressivement en de nouvelles formations écologiquement fonctionnelles, car fortement inspirées des *associations végétales* spontanées (voir sous-chapitre IV.3) **Fig. VII.2.1**.

En matière de renaturation, la protection contre les crues devrait avant tout reposer sur l'espace accordé au cours d'eau. Cependant, des zones de mobilité idéales ne sont pas possibles partout. Et dans pratiquement tous les projets, il existe localement des situations où un aménagement direct de la berge s'avère nécessaire, afin de protéger un intérêt quelconque (infrastructure, limite parcellaire, etc.).

Dans ces situations, parfois nombreuses selon les projets, le génie végétal est à même d'offrir à l'ingénieur des solutions respectueuses de l'écosystème « cours d'eau » qui répondent pleinement aux objectifs généraux de la renaturation ^[2].

Fig. VII.2.1 À gauche: chantier de génie végétal en cours. À droite: l'aménagement évolue progressivement en une structure végétale techniquement et écologiquement fonctionnelle, qui est parfaitement intégrée dans le paysage.

Photos: P.-A. Frossard



VII.2.1 Définition, principes et objectifs

Discipline hybride entre le monde de l'ingénierie et celui de la biologie appliquée, le génie biologique utilise les aptitudes biologiques, physiologiques et physiques des plantes (ou traits biotechniques) pour apporter des solutions techniquement efficaces, dans des problématiques de protection des sols face à différents phénomènes érosifs ^[3].

Par la même occasion, il permet de restaurer des formations végétales, dans des situations où les contraintes physiques sont fortes (pente, *contraintes tractrices*, granulométrie grossière, etc.). Dans ces contextes difficiles, une colonisation naturelle ou des techniques basiques ne suffisent pas toujours à assurer un développement végétal satisfaisant, ou alors ce dernier serait trop lent au regard des objectifs d'aménagement attendus.

Contrainte tractrice

Force tangentielle induite par le courant qui s'exerce par unité de surface des berges ou du lit, exprimée en N/m^2 .

Si les domaines d'application du génie biologique sont nombreux (stabilisation de talus, de versants, végétalisation de sites dégradés, etc.), son utilisation dans le domaine de l'aménagement et de la gestion des cours d'eau est largement majoritaire, du moins dans le contexte suisse.

Référence aux modèles naturels

Un des principes de base du génie végétal est de s'appuyer sur l'observation de modèles naturels. Cela consiste à rechercher sur le cours d'eau faisant l'objet d'un projet d'aménagement, ou du moins dans son bassin versant proche, des structures de végétation exposées à des contraintes physiques fortes (forces tractrices, exposition au charriage, ensevelissement partiel dû à l'alluvionnement, fluctuations importantes du niveau d'eau, etc.) et capables d'y résister. Cette résistance face aux perturbations peut ainsi suggérer un agencement efficace pour la protection contre l'érosion ^[4].

Ces modèles naturels correspondent à des *écosystèmes* riverains ou alluviaux, et peuvent se concevoir à différentes échelles. À l'échelle stationnelle, le modèle peut correspondre à la composition botanique d'une *biocénose*, susceptible d'inspirer la composition d'un mélange grainier ou d'une liste de plantes ligneuses à utiliser dans l'aménagement. Outre les espèces présentes, on sera également attentif à leur distribution sur la berge. À l'échelle d'un complexe d'écosystèmes, le modèle naturel peut se concevoir transversalement ou longitudinalement (voir section IV.2.3), par rapport au cours d'eau :

- en considérant les associations végétales se juxtaposant latéralement par rapport au lit mineur et susceptibles de se substituer les unes aux autres (zonation transversale) ;
- en considérant les associations végétales de même structure se succédant longitudinalement au fil de l'eau, depuis la source jusqu'à l'embouchure (zonation longitudinale).

Au-delà de la composition botanique, l'observation des modèles naturels renseigne également sur la structure des berges, à savoir si le végétal couvre la berge jusqu'à l'interface terre-eau (généralement au niveau moyen des eaux), ou s'il est naturellement imbriqué dans des structures minérales plus ou moins importantes, de type blocs rocheux. C'est notamment le cas de certains torrents de montagne ^[5].

Ce principe, qui vise à s'inspirer d'un modèle naturel pour développer un ouvrage de protection, renvoie à la notion très contemporaine de *solution fondée sur la nature* (FSN), proposée par l'UICN ^[6]. En effet, les techniques de génie biologique cherchent à reproduire des modèles naturels au bénéfice conjoint de la société et des milieux naturels. Elles contribuent ainsi à relever de grands défis sociétaux et à améliorer le bien-être humain, notamment en protégeant les biens et les personnes situés à proximité des cours d'eau contre les phénomènes d'érosion. On peut également souligner qu'elles permettent d'atténuer les effets du changement climatique, étant donné qu'elles sont moins gourmandes en énergie que les techniques traditionnelles du génie civil. Toujours dans le domaine du climat, les végétaux utilisés qui se développent dans les aménagements créent des îlots de fraîcheur et favorisent la séquestration du carbone, avantages que les matériaux inertes ne sont pas en mesure de fournir. Enfin, parmi les bénéfices pour la société, on peut encore ajouter que le génie biologique

Écosystème

Ensemble formé par une biocénose (faune, flore, champignons, etc.) et son biotope (l'environnement qui l'abrite : sol, air, climat, etc.).

Biocénose

Ensemble des êtres vivants coexistant dans un espace défini (le biotope), qui offre les conditions nécessaires à leur vie.

Solution fondée sur la nature (FSN)

Action visant à protéger, gérer de manière durable et restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés, en vue de relever directement les enjeux de société de manière efficace et adaptative, tout en assurant le bien-être humain et en apportant des avantages pour la biodiversité.

constitue une filière économique verte qui participe au développement socio-économique du territoire.

Les nombreux bénéfices procurés par la végétation

Il faut rappeler que la végétation fait partie intégrante de l'écosystème du cours d'eau (voir sous-chapitre IV.2) et que son intégration sur des berges aménagées ou dans des ouvrages de protection procure de très nombreux avantages. Bien sûr, il y a l'effet stabilisateur, prioritairement recherché par le génie biologique. Il est notamment assuré par les systèmes racinaires très développés chez certaines espèces (volume racinaire parfois bien supérieur au volume des tiges aériennes), qui produisent un effet d'ancrage dans le substrat constituant la berge. Les tiges aériennes peuvent également contribuer à la stabilité, surtout lorsqu'elles sont souples et denses. En effet, cette densité végétale crée de la rugosité en berge, et lorsque le courant la traverse lors d'une crue, il est freiné de manière significative, ce qui diminue les contraintes tractrices. L'effet de frein peut être si efficace qu'il peut réduire la *compétence* du cours d'eau, entraînant un phénomène d'alluvionnement, doublement protecteur face aux risques d'érosion. Ces considérations s'appliquent aussi bien à la végétation ligneuse qu'herbacée, même si cette dernière atteint plus rapidement ses limites en matière de stabilisation. Toutefois, dans de nombreuses situations, notamment pour des cours d'eau de plaine présentant une faible pente longitudinale, les herbacées s'avèrent suffisantes pour assurer la stabilité des berges.

Au-delà de leur rôle technique dans la protection contre l'érosion, les végétaux assurent d'autres fonctionnalités qui sont bénéfiques pour l'écosystème du cours d'eau et qui présentent également des avantages pour la population :

- la végétation est fondamentale pour le bon fonctionnement de l'écosystème « cours d'eau », puisqu'elle constitue la base de la *chaîne trophique* ;
- par les systèmes racinaires qui absorbent les éléments nutritifs, la végétation contribue à la capacité d'autoépuration du cours d'eau (voir IV.4.1 et IV.2.4) ;
- les tiges aériennes produisent de l'ombrage qui limite les températures excessives de l'eau, ce qui augmente sa concentration en oxygène et donc améliore les conditions de vie de la faune aquatique (voir IV.2.4) ;
- une certaine densité végétale en berge crée de la rugosité qui s'oppose au ruissellement de surface susceptible d'entraîner de grandes quantités de particules fines depuis le bassin versant, ce qui contribue à réduire la quantité de *matières en suspension (MES)* dans le lit (voir IV.4.3) ;
- grâce aux systèmes racinaires plongeants, mais également aux tiges basses et aux déchets végétaux (feuilles, branches, etc.) tombés dans l'eau, la végétation apporte une diversité structurelle dans le lit, ce qui renforce sa capacité d'accueil de la faune aquatique ;
- les formations végétales qui se développent sur les berges procurent habitats, refuges et ressources trophiques pour la faune terrestre et amphibie ;
- les cours d'eau constituent des structures majeures de l'infrastructure écologique (voir V.4) et les ouvrages de génie végétal n'en perturbent pas la continuité (trame verte), contrairement aux ouvrages construits en dur ;
- par effet de concurrence dans l'accès aux ressources (lumière, eau, éléments nutritifs...), les végétaux mis en place contribuent à limiter le développement

Compétence

Capacité physique du cours d'eau à transporter des matériaux solides, notamment des alluvions.

Chaîne trophique

Séquence linéaire d'organismes à travers lesquels passent les nutriments et l'énergie lorsqu'un organisme en consomme un autre.

Matières en suspension (MES)

Matières solides insolubles visibles à l'œil nu, en suspension dans l'eau et la rendant turbide. En excès, les MES participent au colmatage du fond du lit et détériorent sa structure, ce qui nuit à la faune aquatique.

des espèces végétales invasives, considérées comme une menace pour la biodiversité;

- les cordons boisés riverains soulignent la présence de l'eau, structurent le paysage et le rendent plus attractif;
- la végétation contribue à améliorer la qualité des zones riveraines, en tant qu'espaces de détente et de loisirs.

VII.2.2 Principales techniques et bases de dimensionnement

Le génie biologique propose un large choix de techniques qui sont généralement combinées les unes aux autres pour protéger efficacement une berge, de sa base jusqu'à son sommet. En fonction du contexte, chaque projet développé intègre certaines d'entre elles qui sont adaptées aux contraintes locales (espace à disposition, pente, contraintes tractrices...) [2]. On distingue trois grandes catégories de techniques.

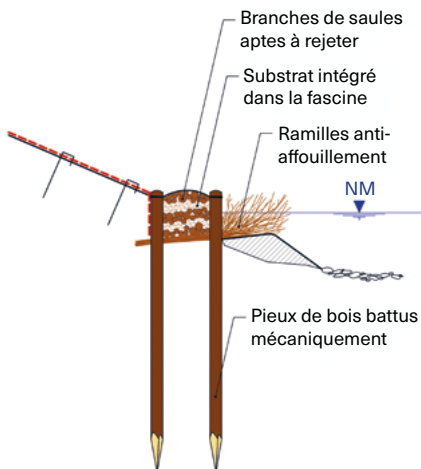
Typologie des techniques et aménagements

Les techniques végétales «pures» Fig. VII.2.2 se caractérisent par une économie de structures et une utilisation modérée de matériaux autres que le végétal vivant, se limitant généralement à du géotextile biodégradable, voire des pieux en bois. Les ouvrages qui sont conçus avec ces techniques permettent, malgré l'aménagement, de conserver des berges qui présentent un haut degré de *naturalité*. Rapidement, après quelques années, les indices d'une intervention d'origine anthropique disparaissent, pour peu que la conception du projet et la mise en œuvre des techniques aient été bien maîtrisées. De ce fait, ce sont elles qui s'intégreront le mieux dans l'esprit d'un projet de renaturation et qui doivent être privilégiées en priorité.

Naturalité
Caractère naturel ou spontané d'un lieu ou d'une chose, s'opposant à l'artificialité.

Fig. VII.2.2 À gauche: profil type d'une fascine de saule, technique de protection du pied de berge (source: HEPIA). À droite: fourré de saules issu du développement d'une fascine, des tiges denses et souples qui freinent efficacement le courant.

Photo: P.-A. Frossard

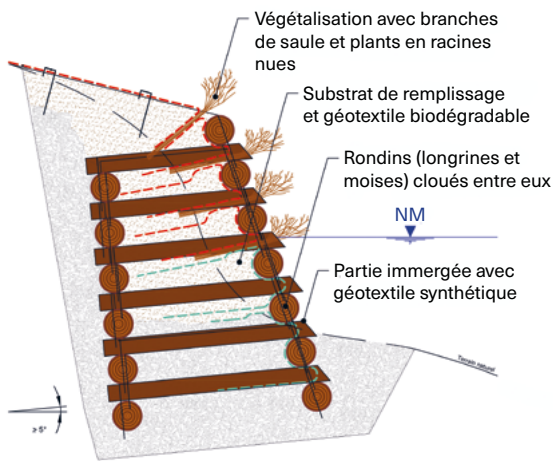


Les techniques de génie forestier Fig. VII.2.3 qui intègrent le végétal vivant font également partie du génie biologique. Elles ont pour principe de construire une structure en rondins de bois (mort) qui assure immédiatement une certaine stabilité à la berge et dans laquelle on intègre un substrat et de la végétation (vivante). Le principe veut que, sur le long terme, la structure bois perde son efficacité par décomposition lente et qu'en contrepartie, les végétaux vivants qui ont été insérés dans la structure se développent (notamment les systèmes racinaires) et prennent progressivement le relais pour assurer la stabilité de la berge. Si ce principe se vérifie, il faut toutefois préciser qu'en général, la structure bois est en contact permanent avec l'eau et/ou enfouie en grande partie dans le substrat et que dans ces conditions, le bois se décompose très lentement s'il présente les qualités requises. La végétation intégrée dans l'ouvrage aide également à conserver le bois en bon état, en apportant de l'ombrage et en maintenant des conditions microclimatiques plus stables.

En raison d'un degré de naturalité moindre, mais également d'un coût pouvant être relativement élevé, il faut généralement réserver les techniques de génie forestier aux situations contraignantes, comme un manque d'espace latéral, nécessitant d'adopter une pente de berge abrupte, ou encore des contraintes tractrices élevées. Une fonction de soutènement d'une infrastructure quelconque peut également justifier l'utilisation de ces techniques. Dans les projets de renaturation, elles sont donc souvent utilisées très ponctuellement.

Fig. VII.2.3 À gauche : profil type d'un caisson en rondins végétalisé (source : HEPIA). À droite : position d'un caisson en extrados de méandre avec peu d'espace à disposition et un cheminement piéton en sommet de berge, une situation qui justifie l'utilisation de cette technique.

Photo : P.-A. Frossard



Les techniques mixtes Fig. VII.2.4 ont pour particularité d'associer des techniques relevant du génie civil ou de la géotechnique avec des techniques de génie biologique. Les enrochements de pied de berge surmontés de lits de plants et plançons en constituent un exemple courant. Toutefois, il est admis que ces assemblages n'appartiennent au domaine du génie biologique que si le végétal utilisé endosse véritablement une fonction technique et/ou biologique. La réalisation d'ouvrages mixtes se justifie également par des contraintes physiques particulières ; pour n'en citer que quelques-unes, il peut s'agir de la compatibilité du régime hydrologique et du niveau d'eau avec la croissance du végétal, de la profondeur du lit en pied de berge, ou encore des contraintes tractrices. Dans un projet de renaturation, la mise en œuvre d'ouvrages mixtes est généralement réservée aux secteurs présentant des enjeux de protection importants.

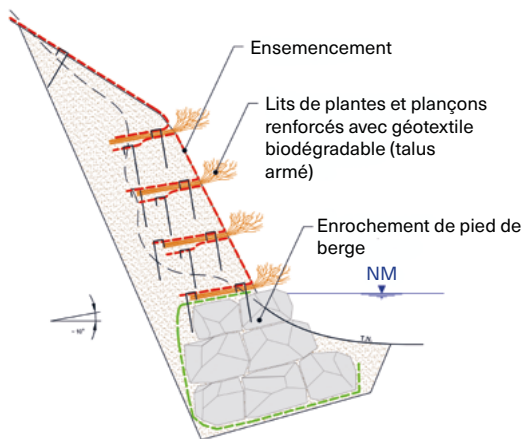


Fig. VII.2.4 À gauche : profil type de lits de plants et plançons posés sur un enrochement de pied de berge (source : HEPIA). À droite : exemple d'application à un cours d'eau de montagne, deux ans après la réalisation. Les différentes teintes automnales trahissent l'utilisation de nombreuses espèces ligneuses.
Photo : P.-A. Frossard

Fig. VII.2.5 À gauche : utilisation d'épis déflecteurs dans l'extrados de méandre d'un cours d'eau montagnard qui permet l'utilisation du génie biologique en berge. À droite : évolution de l'aménagement avec augmentation de l'alluvionnement entre les épis et développement spontané de la végétation sur ces dépôts.
Photos : P.-A. Frossard

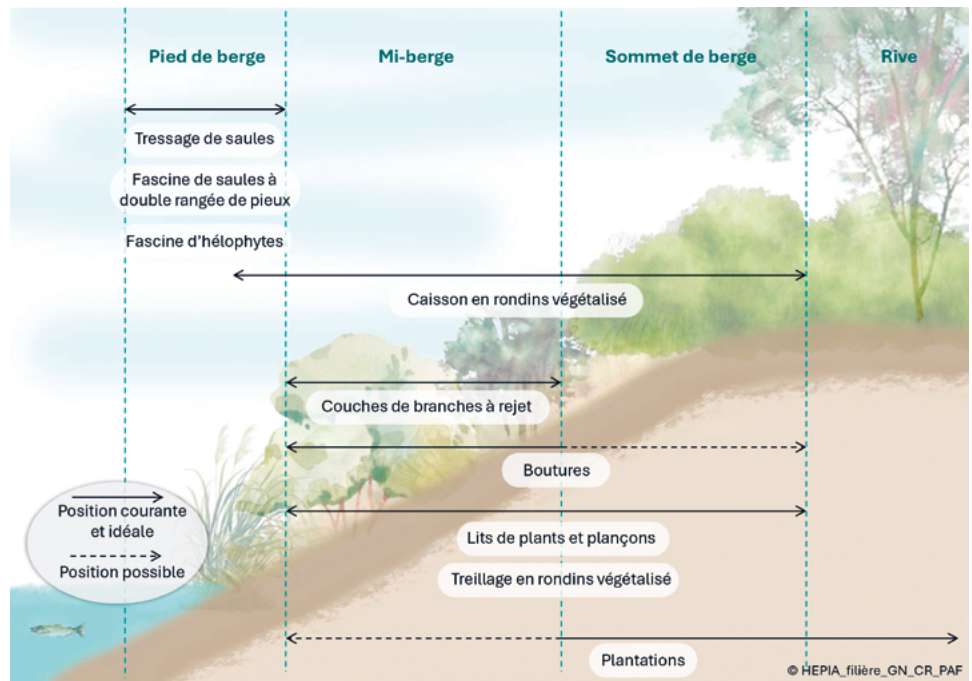
Les techniques combinées ou complémentaires Fig. VII.2.5 font référence à des ouvrages transversaux construits dans le lit du cours d'eau, de type épi, seuil ou rampe, en combinaison avec l'application du génie végétal en berge. Ces ouvrages transversaux produisent un ou plusieurs effets sur le courant (ralentissement, effet déflecteur, abaissement des contraintes tractrices, stabilisation du profil longitudinal et limitation des risques d'incision du lit...), qui permettent ensuite l'utilisation de techniques de génie végétal en berge. Ces ouvrages doivent être conçus avec des caractéristiques morphologiques qui garantissent la continuité écologique pour les organismes aquatiques.



Au-delà de leur capacité à résister à des contraintes plus ou moins élevées, ces techniques diverses se distinguent également par leur adaptation à des secteurs bien spécifiques de la berge Fig. VII.2.6. Certaines d'entre elles se révèlent ainsi particulièrement adaptées au pied de berge ou à l'interface terre-eau (située généralement au niveau moyen des eaux) ; c'est le cas par exemple de différentes formes de **fascines** ou encore du **tressage** de saules.

D'autres techniques conviennent davantage à des positionnements plus élevés dans la berge, mais toujours en zone inondable. Citons par exemple les **couches de branches à rejets** ou encore les **boutures**, qui seront généralement accompagnées à leur base par une technique de protection du pied de berge. Enfin, certaines techniques sont très souples d'utilisation et peuvent s'adapter à de nombreuses situations, y compris à des zones élevées du sommet de berge, comme les **lits de plants et plançons**, très fréquemment utilisés dans les projets de restauration de cours d'eau.

Fig. VII.2.6 Positionnement théorique idéal en berge pour les principales techniques de génie biologique.
Schéma : C. Ros, HEPIA Genève



Les bases de dimensionnement courantes

Évaluer la résistance mécanique du vivant et mesurer les performances des ouvrages est complexe, du fait de l'extrême diversité des situations dans lesquelles les techniques sont mises en œuvre. Le développement du végétal, qui dépend à la fois de son substrat et des paramètres extérieurs influençant sa croissance (conditions météorologiques, etc.), est difficilement prévisible et extrêmement variable. Cette difficulté à dimensionner le génie biologique constitue d'ailleurs certainement un frein à son développement dans le monde de l'ingénierie [7].

Le calcul des valeurs de contraintes tractrices constitue toutefois la principale donnée de base qui permet d'aiguiller le concepteur vers une technique adéquate. Certes, la littérature mentionne des valeurs de résistance aux contraintes tractrices [1, 5, 7], mais il s'agit d'être prudent et de les considérer avant tout comme des ordres de grandeur et non des valeurs absolues. Le plus souvent, ces données reflètent la valeur qu'un ouvrage a pu supporter lors d'un évènement de crue particulier, mais ne représentent pas vraiment une valeur limite. À l'inverse, si un ouvrage n'a pas résisté à un épisode de crue, la raison de sa défaillance n'est pas forcément uniquement en lien avec les contraintes tractrices [7]. Cela peut être dû à un mauvais choix de végétaux, à une croissance initiale insuffisante ou encore à une mise en œuvre approximative, pour ne citer que quelques raisons possibles. Il faut également signaler que la résistance d'un ouvrage augmente avec le développement du végétal et que l'âge de l'aménagement est une variable fondamentale à préciser quand on considère ces valeurs de résistance.

Au-delà des calculs, on peut mentionner un certain nombre de principes et de précautions qu'il convient de respecter pour concevoir des aménagements performants et durables [8]. La règle la plus importante est certainement de prévoir une pente de berge aussi douce que possible. Cela permet de réduire les contraintes physiques sur la berge, d'élargir le choix des techniques envisageables mais surtout de mettre en œuvre des solutions naturelles relevant purement et exclusivement du génie biologique. De cette manière, l'aménagement sera bien intégré à son environnement, la berge conservera un degré de naturalité élevé et les coûts d'aménagement seront limités.

Le calage des ouvrages de pied de berge par rapport à la ligne des eaux moyenne est fondamental. Si l'ouvrage est placé trop bas, les végétaux seront trop fréquemment sous l'eau, donc leur développement sera contrarié et l'ouvrage moins efficace. À l'inverse, si l'ouvrage est placé trop haut, la végétation peut également présenter un développement partiel et les risques d'*affouillement* du pied de berge seront accrus. En complément au calage des lignes d'eau par calcul ou modélisation, l'observation du développement et de la répartition de la végétation sur une berge fournit également des informations précieuses [9].

Le risque d'affouillement peut être écarté en intégrant dans l'ouvrage une structure susceptible de générer de l'*alluvionnement* (par ex. les ramilles anti-affouillement placées sous l'ouvrage [Fig. VII.2.2](#)). Une autre solution consiste à effectuer un contrôle plus généralisé du profil longitudinal du lit par l'intermédiaire d'ouvrages transversaux (seuils noyés, épis...) qui, dans certains cas, permettront également de limiter le risque d'*incision* généralisée du lit. Mais avant tout, il faut éviter les points durs rigides en pied de berge, susceptibles d'induire des turbulences à l'origine de l'affouillement.

La juxtaposition de différentes techniques, que ce soit sur l'axe du profil transversal ou longitudinal, crée des zones d'interface qui constituent des points de faiblesse potentiels. Il est donc primordial de soigner particulièrement ces zones de transition et de les renforcer.

Les extrémités amont et aval des aménagements représentent également des points de faiblesse potentiels à partir desquels peut s'initier un début de processus d'érosion. On peut l'éviter en ancrant correctement les extrémités des ouvrages dans la berge, en les renforçant par exemple avec des boutures, ou encore en les protégeant avec un épi déflecteur.

Enfin, le contact direct du végétal mis en œuvre avec un substrat approprié est essentiel pour assurer une croissance vigoureuse, principal gage de réussite d'un ouvrage en génie biologique.

Affouillement

Action érosive intense et localisée du courant, creusant le fond et les berges d'un cours d'eau. Souvent située en courbe externe d'un méandre.

Alluvionnement

Processus géomorphologique d'accumulation de dépôts de matériaux solides par endroits sur un cours d'eau, une plaine d'inondation, un lac ou un estuaire, là où l'écoulement est ralenti ou absent.

Incision (du lit)

Abaissment du fond du lit d'un cours d'eau par érosion.

VII.2.3 Choix de la végétation

Aménager à l'aide de techniques de génie végétal signifie « introduire » des végétaux dans un milieu récepteur. Il est clair que l'efficacité de l'ouvrage dépendra d'une croissance saine et vigoureuse des végétaux choisis, autrement dit de leur adaptation aux conditions locales de croissance et donc de leur comportement ^[10]. D'où l'importance d'opérer un choix judicieux. Comme déjà évoqué, la référence aux modèles naturels constitue une bonne base pour une sélection pertinente d'espèces. Les modèles naturels intègrent déjà en principe un certain nombre de critères fondamentaux comme la distribution géographique et altitudinale, ainsi que l'adaptation aux conditions climatiques ou à la qualité du substrat récepteur. Mais le choix peut encore s'affiner selon d'autres critères liés par exemple à la physiologie ou à la morphologie des plantes, comme ^[41]:

- **une stratégie écologique pionnière** – ce caractère s'avère souvent très utile lorsque les substrats sont grossiers et pauvres en éléments nutritifs, conditions auxquelles les plantes pionnières sont adaptées;
- **la capacité de reproduction végétative** – une grande partie des techniques de génie végétal reposent sur cette faculté naturelle de certains végétaux de former des clones à partir d'un fragment de tige aérienne, mise en contact avec le substrat;
- **la capacité à former des racines adventives** – cette faculté à former des racines secondaires à partir de tiges aériennes enfouies dans le substrat est utile pour amplifier la production racinaire donc la capacité d'ancrage au sol, mais permet également aux plantes de mieux supporter un ensevelissement partiel, à la suite d'un phénomène d'alluvionnement important (voir la section IV.2.2);
- **la capacité de régénération, à la suite de perturbations** – les contraintes physiques (forces d'arrachement, transport solide de matériaux grossiers, ensevelissement partiel par les alluvions...) liées aux crues peuvent entraîner des dégâts sur les végétaux (brisure, écorçage, défoliation...). Les espèces végétales sont plus ou moins sensibles à ces atteintes et celles les plus à même de se régénérer sont à privilégier dans des situations exposées comme les pieds de berge;
- **la vitesse d'installation et de croissance** – les espèces à développement initial dynamique sont particulièrement utiles, car elles permettent aux ouvrages qu'elles constituent de produire plus rapidement toute leur efficacité;
- **l'ancrage du système souterrain** – les différentes espèces végétales présentent des développements racinaires plus ou moins importants et performants, aussi bien en termes de volume que de croissance en profondeur [Fig. VII.2.7](#);
- **la physionomie et la souplesse des tiges aériennes** – dans les parties basses des berges, fréquemment sollicitées par les crues, les essences développant un port en cépées denses, constituées de nombreuses tiges de faible diamètre, sont les plus efficaces pour freiner efficacement le courant sans créer de turbulences [Fig. VII.2.7](#);
- **la dimension et le port** – les essences de grande taille qui, à terme, développent un port arborescent, ne sont pas souhaitables dans certaines situations, par exemple sur des berges très pentues (effets de bras de levier).

Reproduction végétative
Mode de multiplication permettant aux organismes végétaux de se multiplier sans reproduction sexuée.

Fig. VII.2.7 À gauche : bon nombre d'essences buissonnantes/arbustives développent des volumes racinaires importants, efficaces pour stabiliser la berge, même partiellement mis à nu comme ici.

À droite : des développements denses de tiges souples en cépée constituent le meilleur moyen de freiner efficacement le courant en pied de berge.

Photos : P.-A. Frossard



VII.2.4 Évolution des pratiques

Dans les deux dernières décades du XX^e siècle, le génie biologique a constitué une première solution pour atténuer les impacts négatifs des ouvrages traditionnels en dur de protection contre les crues (voir sous-chapitre VII.1). À l'heure où la restauration hydromorphologique et la préservation de l'espace de mobilité sont devenues fondamentales pour l'ensemble des acteurs de l'eau, y compris pour des motifs sécuritaires, il est légitime de se repositionner par rapport à l'utilisation du génie biologique. Malgré un changement de paradigme assez radical dans la stratégie de protection contre les crues, les projets de renaturation sont souvent confrontés à des contextes où la pression sur le foncier est forte. Cette situation ne permet pas toujours de développer des projets très ambitieux en termes d'espace accordé au cours d'eau. Et même lorsque c'est globalement le cas, rares sont les situations où, localement, il n'y a pas d'enjeux de protection qui nécessitent la réalisation d'un ouvrage dédié. Dans tous ces cas, le génie biologique reste un outil pertinent, particulièrement en phase avec les objectifs généraux de la revitalisation.

Les différents enjeux de protection contre les crues et de conservation des milieux alluviaux de qualité doivent être pondérés, confrontés et hiérarchisés en fonction de la situation. On gagne ainsi en finesse dans l'utilisation du génie biologique en réservant les interventions uniquement là où elles sont indispensables en matière de protection contre les crues ou nécessaires pour rétablir certaines fonctionnalités écologiques.

Dans le domaine de la renaturation, le génie biologique peut également être utilisé purement à des fins de végétalisation ou de restauration de milieux alluviaux, sans qu'il y ait d'enjeux en termes de protection des biens et des personnes. En effet, même si la recolonisation spontanée induite par la dynamique alluviale retrouvée est généralement à favoriser, il est parfois nécessaire, dans des conditions particulièrement contraignantes, de donner un influx au processus de recolonisation. Et dans un contexte physiquement contraignant (qualité de substrat, contraintes de cisaillement, charriage, périodes d'immersion fréquentes...), les techniques conventionnelles de plantation sont souvent insuffisantes.

À noter qu'une végétalisation active par l'intermédiaire du génie biologique peut également être justifiée par d'autres aspects : par exemple, pour limiter l'installation massive de néophytes invasives (par effet de concurrence), pour apporter rapidement de l'ombrage sur un cours d'eau, ou encore pour favoriser l'acceptation du nouveau paysage alluvial par les riverains.

Fig. VII.2.8 Exemple de cours d'eau d'apparence naturelle, entièrement aménagé avec les successions de techniques suivantes : ensemencement de prairie et fascine d'hélophytes à gauche, fascine de saules et plantation de ligneux à droite.

Photo : P.-A. Frossard



Bibliographie du sous-chapitre VII.2

- [1] Lachat, B., 1994, *Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales*, en collaboration avec P. Adam, P.-A. Frossard, R. Marcaud, ministère de l'Environnement.
- [2] Adam, P., Debiais, N., Gerber, F., Lachat, B., 2008, *Le génie végétal, un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques*, ministère de l'Écologie et du Développement durable.
- [3] Frossard, P.-A., Evette, A., 2009, « Le génie végétal pour la lutte contre l'érosion en rivière: une tradition millénaire en constante évolution », *Sciences Eaux & Territoires*, numéro spécial Ingénierie-EAT-29, p. 99-109.
- [4] Bonin, L., Evette, A., Frossard, P.-A., Prunier, P., Roman, D., Valé, N., 2013, *Génie végétal en rivière de montagne, Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales: végétalisation de berges et ouvrages bois*, Grenoble.
- [5] Evette, A., Frossard, P.-A., Valé, N., Recking, A., 2017, « Oser le génie végétal en rivière de montagne. Retour d'expérience sur les ouvrages Génie Alp », *Sciences, Eaux & Territoires*, numéro spécial Ingénierie-EAT-32.
- [6] UICN, 2016, *Résolution 69, Définition des solutions fondées sur la nature* (WCC-2016-RES-069), Congrès mondial de la nature, Honolulu, Hawaii, 6 au 10 septembre 2016.
- [7] Leblois, S., Evette, A., Favier, G., Recking, A., 2016, « Amélioration des méthodes de dimensionnement des ouvrages de génie végétal en berges de cours d'eau par une approche empirique », *Sciences Eaux & Territoires*, 27, <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2026.HS.05>.
- [8] Leblois, S., Evette, A., Jaymond, D., Piton, G., Recking, A., 2022, « Processus et causes de défaillance du génie végétal pour la stabilisation des berges de rivière: retour d'expérience sur un large jeu de données issues de la BD GeniVeg », *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 28(2), 2.
- [9] Didier, M., Evette, A., Schmitt, E., Leblois, S., Jaymond, D., Evette, J.-B., Mira, E., Raymond, P., Frossard, P.-A., Vivier, A., 2023, *Les fascines de ligneux en génie végétal, guide technique*, Office français de la biodiversité, en collaboration avec l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement.
- [10] Didier, M., Evette, A., Pires, M., Rousset, J., Prunier, P., Frossard, P.-A., Martin, L., Vivier, A., 2024, *Le bouturage pour le génie végétal en cours d'eau, guide technique*, Office français de la biodiversité, en collaboration avec l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement.

Pour accomplir l'ensemble de ses fonctions vitales, la faune piscicole a besoin de se déplacer librement dans un cours d'eau. C'est notamment le cas pour la reproduction et l'accès aux zones de frai.

L'endiguement des cours d'eau et leur exploitation à des fins énergétiques ont souvent nécessité la construction de seuils et de barrages qui fragmentent l'habitat aquatique et perturbent la connectivité longitudinale. La fragmentation des cours d'eau est reconnue comme une des principales causes de perte de biodiversité dans les écosystèmes aquatiques ^[1].

Différents aménagements sont possibles pour restaurer cette connectivité et constituent une mesure fréquente de renaturation.

VII.3.1 Obstacles à la migration des poissons

Répondant à ses instincts, la faune piscicole est amenée à accomplir des déplacements variables, en distance comme en fréquence, le long d'un cours d'eau et de ses affluents. Le plus spectaculaire est celui entrepris à l'échelle saisonnière par des espèces comme les truites, par exemple, qui remontent les cours d'eau principaux pour rejoindre des affluents où les eaux sont fraîches et bien oxygénées afin d'y installer leur frayère. Une telle migration est appelée *montaison*, par opposition à la *dévalaison* qui indique le chemin du retour.

Montaison

Comme plusieurs kilomètres sont parcourus et que la capacité de saut des poissons présents dans nos rivières ne dépasse pas quelques (dizaines de) centimètres, tous les obstacles artificiels sont concernés. Il n'est pas seulement question des barrages implantés sur les grands cours d'eau, mais aussi des prises d'eau historiques sur les affluents, et des seuils nécessaires à la stabilité des lits endigués [Fig. VII.3.1](#).

Concernant les affluents recherchés, ils sont souvent inaccessibles à cause d'une embouchure surélevée [Fig. VII.3.2](#). Plus en amont, les ponceaux et voûtages à radier bétonné sont infranchissables, car la lame d'eau est insuffisante et l'obscurité est dissuasive.

Outre les obstacles construits, la montaison est aussi entravée par des conditions hydrauliques pénalisantes, telles que des vitesses de courant trop fortes, des hauteurs d'eau trop faibles et des lits appauvris en alluvions. Ces inconvénients apparaissent à

Fig. VII.3.1 Exemples d'obstacles migratoires sur les grands cours d'eau : barrage (en haut), seuil pour prise d'eau (au centre) et hauteur d'eau insuffisante dans un lit chenalisé (en bas).

Photos : J.-M. Ribí



Fig. VII.3.2 Exemples d'obstacles migratoires sur les affluents: seuil (à gauche), prise d'eau (au centre) et ponceau surélevé (à droite).
Photos: J.-M. Ribí



divers degrés dans les lits chenalisés et sur les cours d'eau exploités pour la production d'électricité.

Enfin, la montaison est aussi perturbée au passage des plans d'eau. En effet, le poisson de rivière remonte le courant en suivant des flux d'attrait bien structurés dans des lits à morphologie diversifiée. Or ceux-ci disparaissent en eau calme: le poisson peut être désorienté, prend du retard sur sa migration et s'expose aux prédateurs.

Dévalaison

Une fois la période de reproduction passée, les adultes redescendent la rivière, comme les individus de l'année, quand leur développement est au stade juvénile. Ils suivent les courants, tout en recherchant des conditions d'habitat favorables dans le lit de la rivière (voir sous-chapitre VIII.3). À défaut, les impacts des éclusées et de la chenalisation restent dommageables (voir sous-chapitre IX.1). Les mesures de renaturation et d'assainissement des cours d'eau sont aussi salutaires envers ces effets.

Les grands problèmes spécifiques à la dévalaison concernent le franchissement des chutes et des prises d'eau en rivière [Fig. VII.3.3](#).

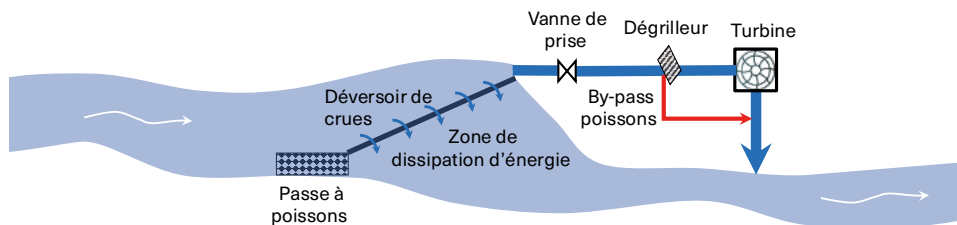
Sur les chutes, la veine déversante se forme à partir d'un seuil ou suit un *coursier*. Au pied se trouve en général un bassin ou une fosse de dissipation d'énergie. Si le poisson est capable de suivre la veine déversante, il subit un choc au contact du plan d'eau du bassin de dissipation. Les conséquences sont dépendantes de la vitesse incidente du poisson, elle-même dépendante de sa taille et de la hauteur de chute. On parle d'une vitesse limite de 16 m/s qui est atteinte avec une chute de 30 à 40 m pour les petits individus (15-18 cm) et de 13 m quand ils mesurent plus de 60 cm ^[2]. La turbulence, les fortes variations de vitesse et de pression, et les chocs qui se produisent dans le bassin de dissipation sont alors sources de mortalité.

Sur un aménagement hydroélectrique [Fig. VII.3.3](#), la prise amène l'eau à la turbine, à la sortie de laquelle est installé un diffuseur, cône divergent qui sert de transition vers le canal de fuite, avec un minimum d'énergie perdue. La grille placée à l'embouchure de la prise protège la turbine des éléments, principalement ligneux, transportés par la rivière. Si rien ne s'y oppose, le poisson la traverse et pénètre dans la turbine puis dans le diffuseur. Il est soumis à une succession de dangers mortels inhérents à des

Coursier

Canal à forte pente qui évacue l'eau débordante d'un barrage en cas de crue.

Fig. VII.3.3 Vue schématique des aménagements en rivière pour une dérivation hydroélectrique.



variations de vitesse et de pression ainsi qu'à des chocs. Dans la turbine, il peut par exemple rencontrer des dépressions susceptibles de déchirer sa vessie natatoire, ainsi que des points de cisaillement. À la sortie du diffuseur, il est soumis à des écoulements agités, tourbillonnants et saturés en air, qui le désoriente et l'expose aux prédateurs. Pour apprécier le taux de mortalité lié à une turbine, des relations ont été établies par régression entre d'une part l'espèce et la taille du poisson, et d'autre part, les dimensions des passages dans la roue ou l'hélice. Cette analyse a permis de modifier leur façonnage, tout en préservant la performance de la machine. Cela dit, la mesure préalable est caractérisée par le resserrement des barreaux de la grille de prise (dégrilleur). La plupart des poissons ne pouvant de ce fait plus la franchir, ils sont exposés à des courants d'attrait qui, sans précautions prises, sont aussi dommageables (épuisement, plaquage contre la grille, prédateurs). C'est pourquoi des dispositifs ont été développés pour les amener vers un canal de contournement de la turbine (voir section VII.3.3).

VII.3.2 Comportement des poissons

Espèces cibles

La restauration de la migration piscicole vise toutes les espèces autochtones présentes et potentielles du tronçon considéré, impliquant que les dispositifs d'assainissement doivent être adaptés à l'ensemble de ces espèces. En pratique, lors de la planification des mesures d'assainissement et du dimensionnement des ouvrages, une ou plusieurs espèces cibles sont sélectionnées afin de représenter au mieux les groupes suivants [3, 4] :

- les espèces présentes et potentielles représentatives de la zone de peuplement piscicole, les espèces spécifiques au type du cours d'eau et les espèces annexes, propres à des types de biotope ou de biocénose définis et qui présentent des exigences en matière d'habitat et de dispersion ;
- les espèces qui présentent les plus grands besoins en termes de dimensionnement du dispositif de franchissement (volume des bassins, largeur des fentes...), du fait de leur taille par exemple (saumon, truite de lac, silure...), ou des besoins spécifiques en termes d'hydraulique (par ex. espèces à faible capacité de nage : chabot, spiralin) ;
- les espèces au comportement migratoire particulier (par ex. anguille, lamproie) ;
- les espèces protégées (à l'échelon national et/ou cantonal), et/ou menacées au sens de l'Ordonnance relative à la loi fédérale sur la pêche, et/ou des

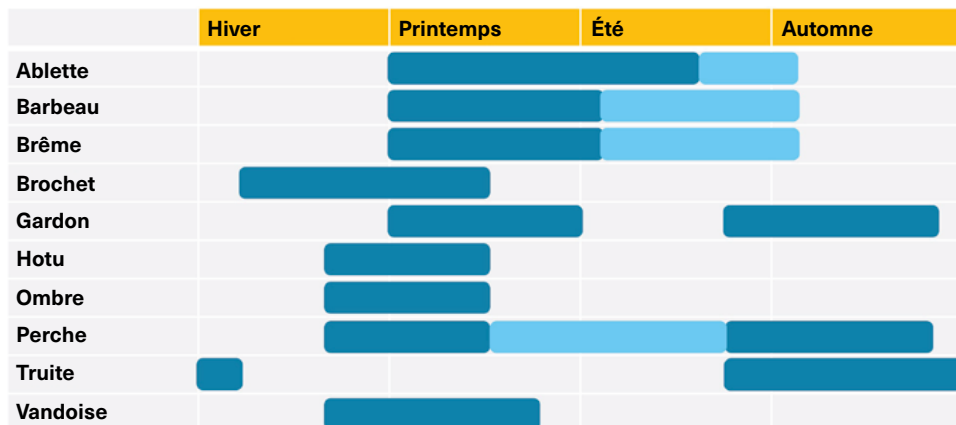
espèces-phares ou emblématiques qui servent la cause de la protection de la nature et jouent un rôle dans la sensibilisation du public (par ex. apron du Rhône, ombre commun) ;

- les espèces mobiles particulièrement sensibles lors du franchissement des ouvrages, notamment à la dévalaison (mortalité aux turbines : anguille, ombre, truite, barbeau, nase...).

Périodes de migration

Dans l'ensemble, les déplacements de la faune piscicole peuvent s'observer à n'importe quel moment de l'année, de jour comme de nuit. Néanmoins, il existe des patrons généraux de déplacement propres à chaque espèce et à chaque stade ontogénique ^[5, 6]. Cette périodicité au cours de l'année correspond majoritairement aux migrations de reproduction des adultes, généralement au printemps pour de nombreux cyprinidés et leuciscidés, puis aux migrations vers un habitat d'alimentation estival ou vers un habitat de refuge pour passer l'hiver [Fig. VII.3.4](#). Pour les espèces à reproduction hivernale, comme les truites ou la lote de rivière, la migration peut démarrer dès l'été.

Fig. VII.3.4 Périodes de migration principale et secondaire de quelques espèces potamodromes (d'après ^[7]).



Lors de la conception d'un ouvrage de franchissement, il est important de bien avoir en tête les espèces cibles et leurs périodes préférentielles de migration, de manière à assurer une fonctionnalité et une efficacité maximales de l'ouvrage en fonction de l'hydrologie du cours d'eau.

VII.3.3 Conditions favorables au franchissement

Le succès de franchissement d'un obstacle dépend d'une part de la motivation à migrer de l'individu et de ses capacités de nage et/ou de saut, et d'autre part de la configuration de l'ouvrage et de ses caractéristiques techniques qui déterminent les conditions d'écoulement. Néanmoins, les comportements des poissons sont différents à la montaison et à la dévalaison, et ceux-ci vont conditionner les choix techniques lors de la conception d'un ouvrage de franchissement. À la montaison, le poisson s'oriente

naturellement face au courant (rhéotaxie positive) et nage activement, généralement à proximité du fond de la colonne d'eau, en cherchant la veine de courant principale. À la dévalaison, le poisson va se mouvoir de manière semi-active ou passive, se laissant «entraîner» dans la veine de courant principale et plutôt dans la partie supérieure de la colonne d'eau. En termes de conception d'ouvrages de franchissement, cela implique deux raisonnements distincts.

- Pour la montaison, il va falloir composer avec la rhéotaxie positive du poisson et l'attirer dans un dispositif dédié en créant de fortes vitesses de courant, qui vont être «en concurrence» avec le flux d'eau dans la rivière. Une fois le poisson dans le dispositif, ce dernier doit, par son type et son dimensionnement, lui permettre de transiter vers l'amont et d'en sortir. Ainsi, le franchissement d'un obstacle à la montaison peut se décomposer en une étape d'attractivité (repérage du dispositif de franchissement), d'accessibilité (entrée dans le dispositif de franchissement) et de franchissabilité (transit et sortie du dispositif par l'amont) ^[8]. C'est le succès combiné de ces trois étapes qui détermine l'efficacité globale du dispositif.
- Pour la dévalaison, il convient d'empêcher que le poisson ne pénètre dans le canal d'amenée aux turbines (puisque c'est le cheminement du flux d'eau principal) et le diriger vers une voie de passage sécurisée. Le processus de dévalaison est ainsi décomposé en trois phases, consistant à protéger (des turbines), guider (vers une voie de passage sécurisée), et transférer (assurer le passage) le poisson vers l'aval.

Mode de franchissement et capacité de nage

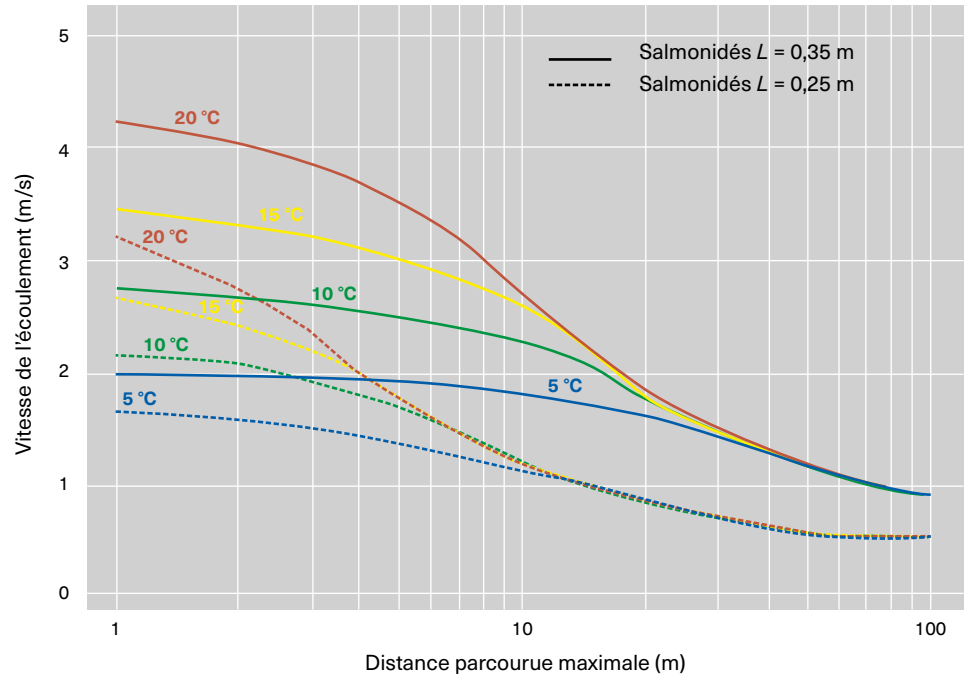
Le franchissement d'un obstacle en montaison peut, dans certains cas, s'effectuer soit par la nage, soit par le saut. La grande majorité des espèces utilisent la nage ; seules quelques-unes, notamment les salmonidés (truites, saumon, ombre) sont capables de sauter, si les conditions d'appel sont bonnes. Exception notable, l'anguille est capable, en plus de la nage, de ramper hors de l'eau sur un substrat humide afin de franchir un obstacle. La vitesse d'écoulement dans l'ouvrage ne doit pas être trop importante par rapport aux capacités de nage des espèces susceptibles de l'emprunter, sans quoi son efficacité sera limitée. Les capacités de nage sont exprimées par différentes «vitesses» de nage (mesurées en longueur du poisson – en m – par seconde, L/s) et par la durée pendant laquelle l'individu est capable de maintenir cette vitesse (on parle alors d'endurance). Elles sont propres à chaque espèce et reflètent des capacités physiologiques et biomécaniques intrinsèques. De la plus lente à la plus rapide, on distingue (pour des poissons adultes) ^[9] :

- la vitesse de croisière, pouvant être maintenue pendant plus de 200 min sans fatigue, comprise généralement entre 2 et 3 L/s, sauf pour les salmonidés (3 à 4 L/s) ;
- la vitesse soutenue, qui génère de la fatigue, pouvant être maintenue de 20 s à 200 min ;
- la vitesse de sprint, possible durant moins de 20 s, variant de 8 à 10 L/s. Pour une truite, par exemple, cela représente entre 3 et 4 m/s.

Les capacités de nage dépendent notamment de la morphologie de l'espèce, de son comportement migratoire, du stade ontogénique, de la taille des individus, et de facteurs environnementaux comme la température. Cette dernière a un effet très

important, la vitesse maximale de nage pouvant varier du simple au double pour un même individu selon sa valeur. L'endurance, elle, augmente nettement avec la taille du poisson. Il faut également retenir que pour une taille donnée, une augmentation de température se traduit par une diminution sensible de l'endurance ^[10]. La connaissance des relations entre les capacités de nage, la taille des individus et la température permet d'évaluer des distances maximales pouvant être atteintes dans un écoulement de vitesse donnée [Fig. VII.3.5](#) et sert de base au dimensionnement des ouvrages de franchissement.

Fig. VII.3.5 Distance parcourue par des salmonidés de deux tailles différentes en fonction de la vitesse d'écoulement et de la température (extrait de ^[10]).



Positionnement de l'entrée du dispositif

L'emplacement de l'entrée du dispositif, à la montaison comme à la dévalaison, est un point capital. L'entrée doit se situer le plus possible «sur la trajectoire naturelle du poisson» durant sa migration. À la montaison, il faudra privilégier la berge située du côté de la veine principale du courant (même si celle-ci résulte d'une restitution). Les abords des berges concaves, en cas de sinuosité, sont souvent les plus utilisés pour remonter le cours d'eau, mais ce constat est à vérifier car il n'est pas valable pour toutes les espèces. L'entrée du dispositif de franchissement doit se situer le plus proche possible de l'obstacle, tant que le courant n'est pas trop important et permet au poisson de rechercher un couloir de migration.

Pour la dévalaison, les poissons vont avoir tendance à suivre l'écoulement principal, qui peut les conduire vers les turbines. Différents dispositifs, qu'ils soient mécaniques, comportementaux ou sensoriels, peuvent être installés dans le canal d'amenée pour empêcher les poissons d'être entraînés vers les turbines. Souvent, il s'agit de grilles fines, verticales ou horizontales. L'efficacité de la protection dépend principalement de l'espacement des barres de la grille, ainsi que de la vitesse moyenne d'incidence (vitesse

à laquelle le flux d'eau arrive sur les barres), qu'on limite généralement à 0,5 m/s en pratique. Ces systèmes peuvent également avoir une fonction de guidage et orienter le poisson vers un dispositif de transfert, tels une gouttière collectrice ou un by-pass (canal latéral). Les grilles horizontales, par exemple, guident le poisson vers l'aval de la grille où, idéalement, se situe l'entrée d'un by-pass latéral. Les poissons peuvent nager à la hauteur d'eau qui leur convient, au fond ou en surface, et emprunter le by-pass. Pour les grilles verticales, l'effet de guidage est moindre. Si la grille est droite, le poisson va être bloqué et rechercher au hasard l'entrée du dispositif de transfert. Celui-ci doit se situer idéalement à hauteur de la grille, et non en retrait de celle-ci [Fig. VII.3.6](#). Sur une grille verticale inclinée, le guidage incite le poisson à remonter vers la surface, à proximité de laquelle se trouve l'exutoire de dévalaison. Pour les poissons benthiques et les espèces ne migrant pas à la surface, ce comportement n'est pas « naturel ».

Fig. VII.3.6 Positionnement de l'entrée du dispositif de dévalaison sur deux ouvrages hydroélectriques sur la Versoix. En haut : l'entrée est presque à hauteur du plan de grille (flèche verte), le poisson n'a pas à « reculer » pour trouver l'exutoire de dévalaison. La dévalaison est efficace. En bas : l'entrée est trop en retrait de la grille de protection des turbines (flèche rouge), celle-ci ne guide pas le poisson. L'individu va « buter » contre la grille, et devra repartir en arrière pour trouver l'entrée du dispositif. La dévalaison n'est pas efficace.

Photos : HEPIA, extraites de ^[11]



Débit d'attrait

L'attrait exercé par un ouvrage de franchissement à la montaison dépend des caractéristiques du champ de vitesses créé à son entrée. Celui-ci doit être le plus uniforme possible, non tourbillonnant, perceptible sur toute la hauteur d'eau, et suffisamment puissant pour être perçu à une certaine distance de l'admission dans le dispositif, compte tenu des courants concurrentiels. On estime que l'attrait est d'autant plus important que le débit de dotation de cet ouvrage représente une proportion

importante du débit total du cours d'eau. En particulier, pour les petits et moyens cours d'eau, un débit de dotation fonctionnel se situe aux alentours de 5 % du débit moyen annuel [12]. Dans un grand cours d'eau, cette proportion est moins prépondérante, mais une valeur de 1 à 5 % du débit total semble toutefois être un minimum [13]. Les vitesses à l'entrée du dispositif sont généralement comprises entre 0,8 et 1,5 m/s [14].

Pour la dévalaison, on ne parle pas de débit d'attrait. Les poissons suivent le courant principal, qui conduit aux turbines. Or on ne peut pas «concurrencer» ce courant principal par un quelconque débit afin de les guider à l'écart des turbines. La stratégie est alors de les bloquer avant les turbines et de les guider vers une voie alternative et sécurisée.

VII.3.4 Ouvrages types de franchissement

Afin de rendre franchissables par le poisson les obstacles artificiels qui s'opposent à ses déplacements ascendants comme descendants, il est possible de recourir à des ouvrages migratoires. Quelques exemples seront présentés ci-après. Mais avant cela, il convient de relever l'effort sélectif que demande leur franchissement. C'est pourquoi l'effacement de l'obstacle est à examiner en priorité. Sur les affluents, des prises historiques sont aujourd'hui désaffectées, et les seuils [Fig. VII.3.7](#) qui se trouvent aux confluences ne se justifient plus.

Fig. VII.3.7 Vue d'un seuil historique à effacer sur un affluent.

Photo: J.-M. Ribl



Principes de conception

Partant de la compréhension des comportements et aptitudes du poisson, l'ouvrage migratoire met en scène des conditions d'écoulement attractives. Il faut d'abord que le poisson perçoive sa présence, qu'il y pénètre, le traverse et en ressorte indemne. En

même temps, il s'expose aux prédateurs. Les exigences varient selon les espèces et leur stade de croissance.

Parmi les conditions favorables au franchissement, les points suivants sont déterminants pour l'implantation d'un ouvrage migratoire.

- Le poisson se déplace prioritairement en longeant les berges. Elles sont donc prédisposées à l'implantation d'ouvrage ad hoc.
- Dans ses deux sens de déplacement, le poisson cherche et suit des courants : les courants d'attrait pour monter [Fig. VII.3.8](#) et le courant principal en dévalaison.
- Dans les zones mortes ou les grands tourbillons, le poisson est désorienté.
- Le poisson cherche toujours à avancer dans la direction de son déplacement. Il peine à revenir en arrière pour trouver une autre issue, en retrait [Fig. VII.3.6](#).

Les principes de dimensionnement se trouvent dans les livres de référence [10, 15, 16, 17] et les publications [3, 18]. Il existe aussi des logiciels d'aide au projet [7, 8]. Cela dit, l'observation et l'expérience du concepteur sont des prérequis.

Ouvrages pour la montaison

Rampe

Ouvrage qui couvre la largeur du cours d'eau.

Passe

Ouvrage relativement étroit, le plus souvent collé à la berge, qui ne prend qu'une partie de la largeur du cours d'eau.

Les ouvrages de montaison peuvent être disposés sous forme d'une *rampe* intégrale en enrochement, d'une *passe* en enrochement ou en béton, ou d'un ruisseau de contournement. La sélection est dépendante des conditions de projet (configuration de l'obstacle, dénivellation, espèces cibles, entre autres).

Dans tous les cas, les critères de franchissabilité dépendant de la capacité de nage du poisson sont globalement la pente longitudinale de la rampe ou de la passe, et

Fig. VII.3.8 Types d'ouvrages migratoires de montaison (de gauche à droite, et de bas en haut) : rampe intégrale, disposition des blocs, passe en enrochements, passe à fentes verticales, et son courant d'attrait.

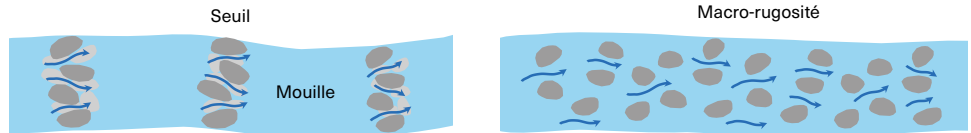
Photo : J.-M. Ribí



localement la vitesse maximale du courant, la hauteur d'eau minimale et la dissipation d'énergie de chute. Les ordres de grandeur sont respectivement de 3 à 5 % pour la pente, 2 m/s pour la vitesse, 20 cm pour la hauteur d'eau, et 150 à 200 W/m³ pour la dissipation [5, 18]. Ces valeurs sont à préciser au cas par cas. Concernant l'étendue des débits de fonctionnement, il est dit que l'ouvrage doit être franchissable 300 j/an [5], soit du jour 30 au jour 330 de la courbe des débits classés.

Quel que soit le type d'ouvrage, la conception s'inspire des modèles de morphologie des cours d'eau naturels **Fig. VII.3.9**.

Fig. VII.3.9 Exemples de morphologie de cours d'eau naturels : seuil-mouille et macro-rugosité.



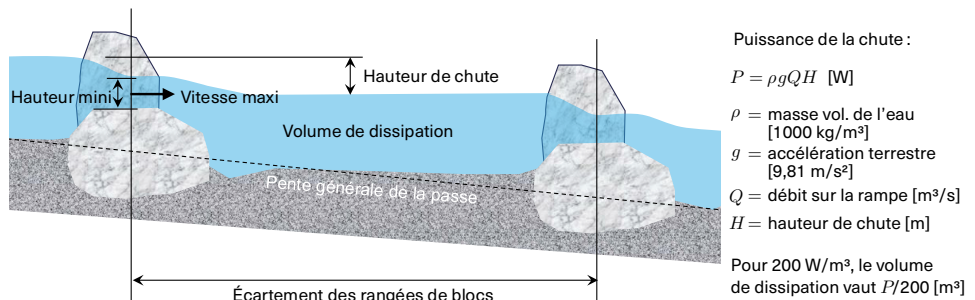
Rampes en enrochements

Les rampes intégrales [19] sont structurées avec des blocs d'enrochement insérés dans le substrat. Les blocs sont disposés en rangées transversales ou en triangle **Fig. VII.3.8**. Dans ce dernier cas, l'espace libre entre les blocs est de l'ordre de leur diamètre, lui-même déterminé pour constituer une macro-rugosité résistante aux crues [15]. Pour des questions de franchissabilité et de coût, ces ouvrages sont généralement utilisés pour des hauteurs de chute limitées. Comme la migration doit être possible pour une gamme de débits étendue, le profil transversal de la rampe sera concave, de sorte que l'écoulement soit confiné sur une largeur minimale. À cet égard, les passes attenantes à un déversoir présentent l'avantage de ne pas devoir absorber tous les débits de la rivière.

Passes en enrochements

La disposition des blocs en rangées est principalement appliquée pour les passes latérales. Elle suit le modèle morphologique seuil-mouille. Les blocs sont juxtaposés en créneaux laissant entre eux des échancrures. L'écartement des rangs dépend du volume nécessaire pour la dissipation d'énergie de la chute amont, et de la pente générale de la passe. Le nombre de rangs est le rapport entre la dénivellation totale de la passe et la chute qui se produit au droit de chaque rang. L'exemple de la passe

Fig. VII.3.10 Vue et schéma structurel d'une passe avec enrochements disposés en rangées.



de la Matte sur l'Aar à Berne figure dans ^[18] et le calcul détaillé d'une telle passe est présenté dans ^[15]. Les valeurs mentionnées précédemment sont applicables, moyennant ajustement au cas traité.

Passes en béton

Le design des passes en béton résulte d'essais sur des prototypes et de simulations hydrodynamiques. Des dimensions standards sont proposées. On distingue les passes à ralentisseurs réservées aux grands migrateurs, et celles à bassins successifs, qui sont structurées avec des parois transversales ajourées. Les différences sont dans la forme et la disposition des ouvertures. Il est question d'échancrures rectangulaires uni ou bilatérales, en surface ou plus profondes, ainsi que de fentes verticales [Fig. VII.3.8](#) sur toute la hauteur de la paroi, moins sensibles aux variations de débit dans la passe. Pour les espèces rampantes, des orifices rectangulaires sont ajoutés dans les angles au fond. L'éventail des configurations exprime bien la diversité des cas de figure relatifs aux espèces en présence. Pour s'adapter de manière fine, il est judicieux de prévoir des éléments ajustables.

Autres ouvrages

Quand les hauteurs à franchir sont importantes, des ascenseurs, des écluses et même des transbordements par véhicule sont pratiqués.

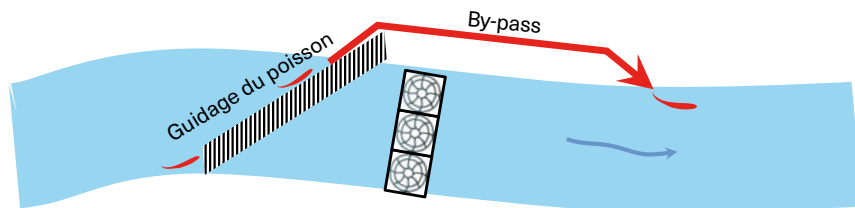
Confluences et ponceaux

Pour les migrateurs qui se dirigent vers des affluents, il faut se préoccuper de leur accessibilité. Concernant les seuils [Fig. VII.3.7](#), ils sont remplacés par des embouchures élargies et affleurantes, à la confluence ^[20]. Plus en amont, il y a aussi les ponceaux ^[21]. Le poisson ne pourra les remonter que si son cheminement est assuré par des vitesses et des hauteurs d'eau satisfaisantes (ordres de grandeur mentionnés plus haut). C'est pourquoi le lit à l'intérieur du ponceau sera structuré avec des traverses échancrées ou des blocs distribués en triangle (comme les passes en enrochements). Pour favoriser l'accès du poisson dans l'ouvrage, il est important qu'à la sortie, le radier soit noyé. Enfin, il faut tenir compte du fait qu'un trop long parcours dans la pénombre est dissuasif pour certaines espèces.

Ouvrages de dévalaison

En dévalaison, le poisson est confronté à des risques de blessures, souvent mortelles. Sur les seuils, le danger peut venir des conditions de réception au pied de la chute. Sur les prises d'eau, la pratique suivie consiste à amener le poisson vers un canal de contournement (by-pass) de l'obstacle, au moyen d'un dispositif de guidage [Fig. VII.3.11](#). Il s'agit a priori de grilles installées en biais à travers la rivière, ou inclinées autour d'un

Fig. VII.3.11 Dispositif de contournement des turbines pour les poissons en dévalaison.



axe horizontal. Des écrans à persiennes (louveres) ont été développés en considérant le comportement du poisson. D'autres essais de guidages comportementaux mettent en œuvre des signaux sonores, électriques ou lumineux, associés à des rideaux de bulles. C'est un domaine à suivre car il est en pleine évolution.

Bibliographie du sous-chapitre VII.3

- [1] Dudgeon, D., 2019, «Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene», *Current Biology*, 29(19), R960-R967, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>.
- [2] Larinier, M., Travade, F., 1999, «La dévalaison des migrateurs, problèmes et dispositifs», *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, n° 353-354, p. 181-210, <https://doi.org/10.1051/kmae:1999012>.
- [3] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2022, *Rétablissement de la migration du poisson, Exemples de bonnes pratiques pour les centrales hydroélectriques en Suisse*, Connaissance de l'environnement n° 2205, Berne.
- [4] Dönni, W., Spalinger, L., Knutti, A., 2017, *Protection des poissons migrateurs en Suisse, Espèces cibles, bassins versants prioritaires et actions à mener*, étude réalisée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement.
- [5] Benitez, J. P., Dierckx, A., Rimbaud, G., Nzau Matondo, B., Renardy, S., Rollin, X., Ovidio, M., *et al.*, 2022, «Assessment of fish abundance, biodiversity and movement periodicity changes in a Large River over a 20-year period», *Environments*, 9(2), 22, <https://doi.org/10.3390/environments9020022>.
- [6] Benitez, J. P., Matondo, B. N., Dierckx, A., Ovidio, M., 2015, «An overview of potamodromous fish upstream movements in medium-sized rivers, by means of fish passes monitoring», *Aquatic Ecology*, 49(4), p. 481-497, <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9541-4>.
- [7] Croze, O., Larinier, M., 2000, *Libre circulation des poissons migrateurs et seuils en rivière dans le bassin RMC, guide technique*, Agence de l'Eau RMC, Conseil Supérieur de la Pêche, 53.
- [8] Grimardias, D., Chasserieu, C., Beaufils, M., Cattaneo, F., 2022, «Ecological connectivity of the upper Rhône River: Upstream fish passage at two successive large hydroelectric dams for partially migratory species», *Ecological Engineering*, 178, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106545>.
- [9] Beamish, F. W., 1978, «Swimming capacity», in *Fish physiology*, vol. 7, Academic Press, p. 101-187, [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60164-8](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60164-8).
- [10] Larinier, M., Porcher, J.-P., Travade, F., Gosset, C., 1994, *Passes à poissons : expertise, conception des ouvrages de franchissement*, Conseil Supérieur de la Pêche (CSP).
- [11] Grimardias, D., Cattaneo, F., 2016, *Assainissement de la libre migration piscicole, Évaluation de l'efficacité de franchissement des ouvrages hydroélectriques sur la Versoix (canton de Genève)*, rapport HEPIA pour l'OFEV.
- [12] Wolter, C., Schomaker, C., 2019, «Fish passes design discharge requirements for successful operation», *River Research and Applications*, 35(10), p. 1697-1701, <https://doi.org/10.1002/rra.3399>.
- [13] Larinier, M., 2002, «Location of fishways», *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 364, p. 39-53, <https://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/2002/04/kmae2002364s39.pdf>.
- [14] Hefti, D., 2012, *Migration du poisson vers l'amont et vers l'aval à la hauteur des ouvrages hydroélectriques*, check-list Best Practice, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [15] DWA, 2016, *Merkblatt DWA-M 509, Fischaufstieganlagen und fischpassierbare Bauwerke*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (DVWK).
- [16] Ebel, G., 2018, *Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen und Bypasssysteme*, Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie.
- [17] FAO/DVWK, 2002, *Fish passes – Design, dimensions and monitoring*.
- [18] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2022, *Rétablissement de la migration du poisson, Exemples de bonnes pratiques pour les centrales hydroélectriques en Suisse*, Connaissance de l'environnement n° 2205, Berne.
- [19] Weibel, D., Peter, A., Schleiss, A., 2012, *Franchissabilité des rampes en enrochements*, Fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau.
- [20] Leite Ribeiro, M., Blancaert, K., Boillat, J.-L., Schleiss, A., 2012, *Élargissement local des embouchures*, Fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau.
- [21] Gignoux, M., de Billy, V., 2013, *Petits ouvrages hydrauliques et continuités écologiques, Cas de la faune piscicole*, Note d'information, Économie Environnement Conception, Série (EEC), 96.

Les objectifs des projets de revitalisation sont multiples et les investissements consentis nécessitent un contrôle des résultats par comparaison entre la situation initiale et la situation post-réalisation. Les bénéfices pour l'environnement en général et l'écologie en particulier, que ce soit pour la société, pour l'économie ainsi que du point de vue de la mise en œuvre, doivent être évalués grâce à des groupes d'indicateurs, relevés de manière qualitative et/ou quantitative et reproductible.

Documentation de l'OFEV

Avec la convention-programme pour la période 2020-24, puis à présent 2025-2028, un cadre uniforme a été mis en place au niveau suisse pour le contrôle des effets de revitalisation des cours d'eau. Il se compose de deux niveaux : le contrôle STANDARD et le contrôle APPROFONDI. Ultérieurement, les résultats du contrôle des effets seront traduits en recommandations concrètes, dans le but de rendre les revitalisations futures encore plus efficaces. Ces retours d'expériences ont pour but de contribuer de manière significative à la conservation et à la promotion de la biodiversité indigène (tiré de ^[1]).

L'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a donc publié une documentation pratique constituée d'un recueil de fiches informatives et de fiches techniques. Les premières présentent le déroulement général du contrôle des effets, le financement et l'élaboration du concept. Les fiches techniques décrivent la procédure concrète des relevés de terrain et l'évaluation des résultats pour 10 jeux d'indicateurs. Les formulaires et annexes des jeux d'indicateurs sont disponibles et peuvent être téléchargés sur la page internet dédiée à ce contrôle des effets ^[1]. Certains documents seront mis à jour au fil du temps. Il faut donc toujours utiliser la version la plus récente pour les relevés de terrain et les saisies de données.

Autres suivis

Certains milieux et projets très spécifiques peuvent faire l'objet d'investigations complémentaires (objectif spécifique indiqué par l'OFEV), voire se baser sur des méthodes et techniques récentes, comme l'ADNe (ADN environnemental). Encore souvent au stade de test, cette nouvelle approche (en plein essor) est susceptible de connaître une évolution très rapide dans les années qui viennent. Il est donc impératif de se tenir informé de ses avancées pour pouvoir les appliquer.

VII.4.1 Établissement d'un programme de suivi

Les documents de la Confédération indiquent deux niveaux de contrôle possibles ^[1]:

- le contrôle des effets STANDARD, qui permet de vérifier l'atteinte des objectifs fréquents des revitalisations, en comparant les relevés avant et après une revitalisation (9 objectifs vérifiés sur la base de 22 indicateurs prédéfinis, regroupés dans 10 jeux d'indicateurs, avec la possibilité d'ajouter un jeu spécifique en concertation avec l'OFEV) [Fig. VII.4.1](#) ; les jeux d'indicateurs imposés dépendent de la taille du projet (petit, moyen, grand, individuel – pour la définition de ces projets, se référer au manuel sur les conventions-programmes dans le domaine de l'environnement) [Fig. VII.4.2](#) ;
- le contrôle des effets APPROFONDI, qui permet de répondre à des questions précises de la pratique; il porte sur deux axes que l'OFEV et l'Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau (Eawag) ont identifiés de 2016 à

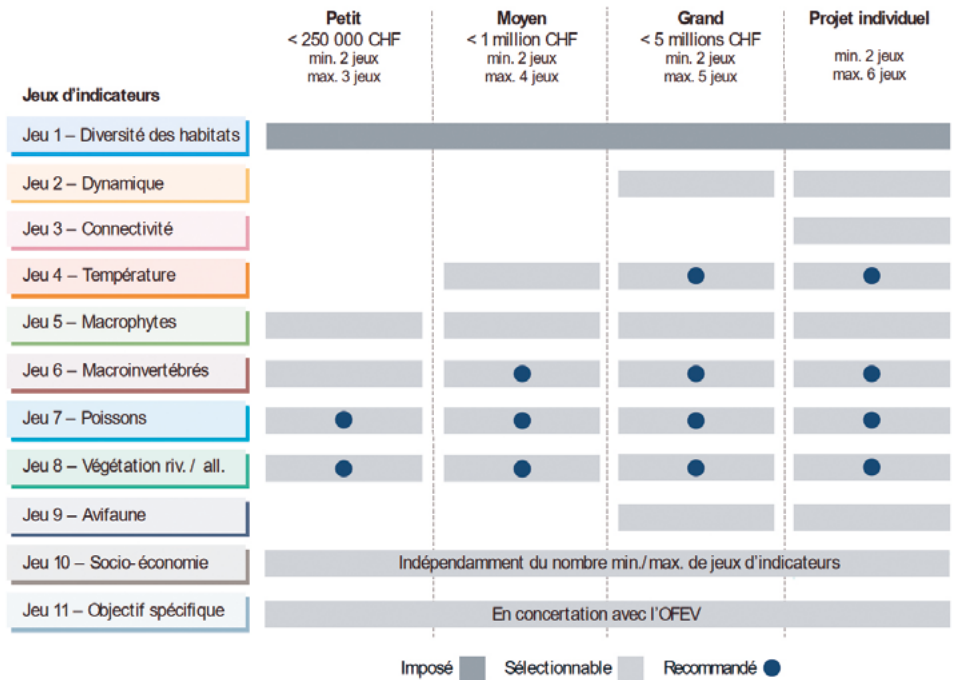
Fig. VII.4.1 Liste des objectifs fréquents des revitalisations à vérifier lors d'un contrôle des effets STANDARD, avec indicateurs et jeux d'indicateurs s'y rapportant.

* typique = typique au cours d'eau concerné.

Tiré de la fiche 2 de l'OFEV,
© Christine Weber, Eawag

Objectifs	Jeux d'indicateurs	Indicateurs
Morphologie - Fond du lit : structure et diversité typiques* - Berges et rives : structure et diversité typiques* - Dynamique sédimentaire typique*	1 Diversité	1.1 Structure du fond du lit 1.2 Structure des rives 1.3 Profondeur d'eau 1.4 Vitesse d'écoulement 1.5 Offre en abris 1.6 Substrat
Hydrologie et hydraulique - Diversité hydraulique typique* - Connectivité latérale typique*	2 Dynamique	2.1 Dynamique de la structure du fond du lit 2.2 Dynamique de la structure des rives 2.3 Modification du niveau du fond du lit
	3 Connectivité	3.1 Dynamique d'inondation 3.2 Ligne de rive
Température Profil de température typique*	4 Température	4.1 Température
Communauté macrophyte Diversité et abondance typiques*	5 Macrophytes	5.1 Composition des macrophytes
Communauté macrozoobenthique Diversité et abondance typiques*	6 Macroinvertébrés	6.1 Composition du macrozoobenthos
Communauté piscicole Diversité et abondance typiques*	7 Poissons	7.1 Composition de la faune piscicole 7.2 Structure d'âges de la faune piscicole 7.3 Guildes écologiques de la faune piscicole
Végétation riveraine / alluviale Diversité et abondance typiques*	8 Végétation riv. / all.	8.1 Espèces végétales spécifiques 8.2 Composition des associations végétales 8.3 Évolution des communautés alluviales
Faune riveraine Diversité et abondance typiques*	9 Avifaune	9.1 Composition de l'avifaune
Société et économie Acceptation	10 Socio-économie	10.1 Acceptation du projet par les groupes d'intérêts
Objectif spécifique supplémentaire (p. ex. libellules, écrevisses, frayères, arthropodes)	11 Objectif spécifique	11.1 En concertation avec l'OFEV

Fig. VII.4.2 Jeux d'indicateurs imposés, sélectionnables et recommandés, par taille de projet (petit, moyen, grand, projet individuel).
Tiré de la fiche 2 de l'OFEV,
© Christine Weber, Eawag



2018, basés sur un échantillon suffisamment grand de projets de revitalisation appropriés et déjà réalisés dans des petits cours d'eau ; les deux axes de recherche sont « Mieux comprendre l'effet de la revitalisation dans de petits cours d'eau » et « Façonner le futur contrôle STANDARD ».

Relevons que les indicateurs cités par l'OFEV proviennent de plusieurs sources (Woolsey *et al.*, 2005 ^[2], système modulaire gradué ^[3], etc.).

Le programme de suivi doit donc fixer des objectifs (qui se raccrochent bien évidemment à ceux du projet de revitalisation), proposer les jeux d'indicateurs, déterminer la ou les stations sur lesquelles ils seront étudiés, et établir un calendrier des relevés avant et après revitalisation. En général, les observations avant revitalisation sont effectuées une année avant les travaux (T0) et celles après revitalisation au bout de quatre ans (T+4) et douze ans (T+12) selon les recommandations de ^[1]. Le calendrier peut être adapté au projet et le premier relevé après travaux peut se situer entre T+4 et T+6, et le second entre T+10 et T+14.

D'un point de vue méthodologique, les relevés doivent être effectués en conditions hydrologiques favorables (débit faible, par ex. fin d'été et à l'automne), avec des eaux claires (bonne visibilité) et jamais après une forte crue. Les relevés avant et après revitalisation sont réalisés dans des conditions hydrologiques similaires. Les relevés doivent aussi être effectués avant tout entretien du lit et des berges (par ex. fauche de la végétation).

Soulignons que le prélèvement d'échantillons sur des sections de contrôle (cours canalisés) ou sur des sections de référence (proches de l'état naturel) n'est pas prévu dans le cadre d'un contrôle des effets STANDARD.

VII.4.2 Indicateurs abiotiques et biotiques (application de la méthode proposée par l'OFEV)

Selon l'ampleur financière du projet, les indicateurs du suivi sont imposés, sélectionnables ou recommandés.

Le jeu d'indicateurs de base imposé pour tous les projets est celui de la diversité des habitats (jeu 1 sous «Fiches techniques»). Il comporte six indicateurs : la structure du fond du lit (neuf types de structures et surfaces concernées), la structure des rives (longueur, natures et pentes des berges), la profondeur d'eau (variabilité sur la base d'au minimum 10 profils en travers), la vitesse d'écoulement (idem, au minimum 10 profils en travers), l'offre en abris (13 types à mesurer en m²) et le substrat (pourcentage de recouvrement du substrat selon sa nature et son degré de mobilisation). Il est adapté aux eaux peu profondes mais peut aussi être relevé dans des milieux plus profonds en procédant à quelques adaptations (par ex. mesures depuis un bateau).

Les autres jeux d'indicateurs sélectionnables pour les petits projets (2 à 3 jeux) sont les macrophytes (jeu 5), les macroinvertébrés (jeu 6), les poissons (jeu 7), la végétation riveraine ou alluviale (jeu 8), auxquels on ajoutera la température (jeu 4) pour un projet moyen (2 à 4 jeux), la dynamique (jeu 2) et l'avifaune (jeu 9) pour les plus grands projets (2 à 5 jeux), et la connectivité (jeu 3) pour les projets individuels (2 à 6 jeux). Parmi ces jeux sélectionnables, certains sont recommandés.

Sans vouloir détailler tous les jeux d'indicateurs (pour en connaître la teneur, se référer aux fiches de l'OFEV ^[1]), quelques remarques peuvent toutefois être formulées pour certains jeux :

- les macrophytes (jeu 5) ne sont pas présents dans tous les cours d'eau ; ils ne seront donc retenus que si les conditions du milieu permettent leur développement ;
- le macrozoobenthos (jeu 6) se base sur le module du système modulaire gradué suisse (SMG) IBCH ^[4], mais a été adapté pour le contrôle des effets STANDARD ; les 8 échantillons prélevés dans les 8 couples substrat-vitesse (dont le recouvrement doit être indiqué en %) sont triés, déterminés et analysés séparément ; les EPT (éphémères, plécoptères, trichoptères) sont déterminés à l'espèce et l'abondance est indiquée pour tous les taxas ;
- les poissons (jeu 7) nécessitent des opérations de pêche dont la marche à suivre doit être harmonisée avec la révision 2024 du module «Poissons – niveau R» du SMG ^[5].

Les fiches de l'OFEV proposent un jeu 10 «Socio-économique» qui vise à évaluer l'acceptation du projet par les groupes d'intérêts tels que les pêcheurs ou encore les associations environnementales. Dans le cadre du contrôle des effets, l'acceptation est un paramètre important dans la perspective d'une gestion durable du cours d'eau : meilleure est l'acceptation, plus il sera facile de mener d'autres projets de revitalisation dans la même région. L'indicateur se concentre toutefois sur les groupes d'intérêts associés au processus de planification. Il n'est donc pas représentatif de l'acceptation de l'ensemble de la population, mais en fournit tout de même un aperçu.

VII.4.3 Aspects paysagers et récréatifs

Outre les aspects biologiques et de biodiversité, les revitalisations ont aussi pour but de restaurer un paysage plus naturel, ou en tout cas d'améliorer le paysage. En transformant

les cours rectilignes et canalisés en rivières plus sinueuses, la revitalisation des cours d'eau valorise le paysage et le rend plus vivant. C'est d'autant plus vrai pour les zones alluviales qui ont fortement régressé. Certains cours d'eau ont même totalement disparu, ayant été mis sous terre, et ne contribuent plus à la structuration du paysage. Les cours d'eau remis à ciel ouvert constituent un enrichissement paysager de premier ordre.

La publication sur le suivi des revitalisations dans le cadre du projet « Rhône-Thur » ^[4] aborde l'aspect récréatif. Il en ressort que les cours d'eau « naturels » sont des milieux très appréciés pour la pratique de loisirs et sont propices à de nombreuses activités (baignade, promenade, pique-nique, vélo, pêche, observation, repos, etc.). Ces espaces ont une valeur particulière : le décompte des visiteurs de la Thur a montré que les secteurs revitalisés étaient nettement plus fréquentés que les autres (Capelli, 2005, cité dans ^[2]). De manière générale, les tronçons élargis sont très appréciés sur le plan récréatif. Durant les 200 dernières années, les aménagements (corrections) réalisés sur l'ensemble des cours d'eau suisses ont supprimé un nombre important de ces espaces de détente. Les mesures de revitalisation peuvent restituer en partie ces fonctions récréatives.

VII.4.4 État des lieux avant/après réalisation – La Thielle

Revitalisation de la Thielle

Différents relevés de jeux d'indicateurs sont présentés ci-après, tirés du contrôle d'efficacité de la revitalisation de la Thielle sur un tronçon long de 3 km en amont de la ville d'Yverdon-les-Bains [Fig. VII.4.3](#). Les résultats sont extraits du rapport rédigé par le bureau biol conseils en 2023 ^[6]. Cet aménagement a été dirigé par l'entreprise de correction fluviale de la Thielle (ECF-Thielle). Les travaux ont été achevés en avril 2021. Le projet avait pour objectif de revitaliser ce tronçon fortement endigué et de le protéger contre les crues.

Fig. VII.4.3 Tronçon de la Thielle renaturé.

Photo : biol conseils



Plusieurs jeux d'indicateurs ont été relevés en 2022 entre les mois de juin et de septembre. Si certains relevés avant travaux avaient pu être effectués en 2017, d'autres ont été réalisés sur un tronçon de référence en amont du secteur élargi.

Jeu indicateur 8: végétation riveraine

Un relevé et une cartographie des typologies de milieux naturels selon Delarze *et al.*, 2016 (TypoCH) ^[7] ont été effectués sur 2 secteurs des rives, de la ligne d'eau jusqu'au sommet de digue, sur les tronçons de référence et revitalisés, c'est-à-dire 4 secteurs de relevé au total. Chaque tronçon présentait une longueur de 200 m. Les résultats obtenus pour l'état de référence et l'état revitalisé ont été comparés quantitativement (diversité des milieux) et qualitativement (valeur des milieux).

La cartographie [Fig. VII.4.4](#) des 2 tronçons et la liste des milieux naturels [Tab. VII.4.1](#) mettent en évidence les éléments suivants :

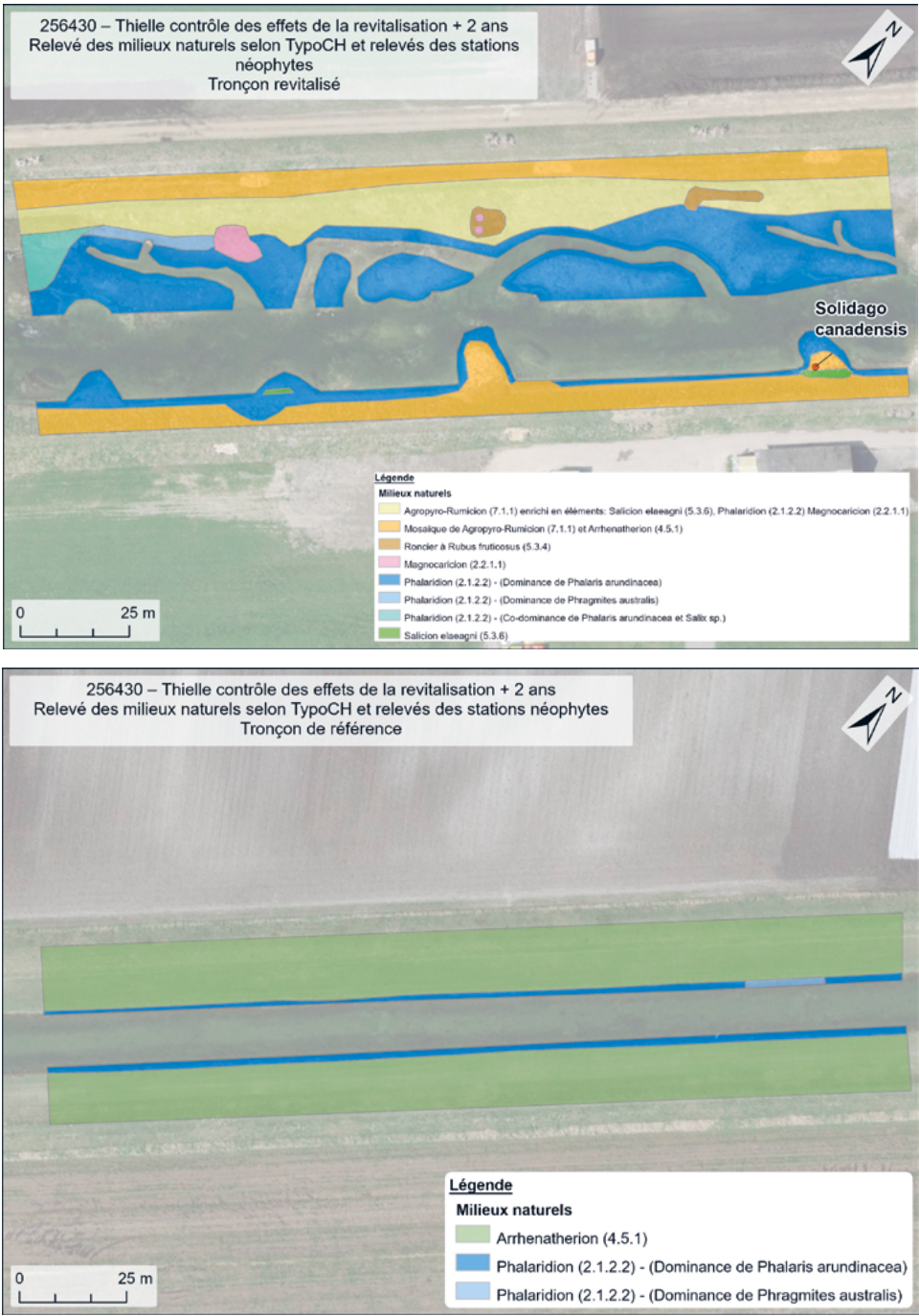
- la diversité des milieux est nettement plus élevée sur le tronçon revitalisé : 8 milieux naturels contre 3 sur le tronçon de référence ;
- la valeur des milieux est plus grande sur le tronçon revitalisé : apparition d'*Agropyro-Rumicion*, de *Salicion eleagni* (EN sur liste rouge des milieux naturels ^[7]), de *Magnocaricion* et de *Phalaridion* (statut VU sur la liste rouge).

Tab. VII.4.1 Liste des milieux naturels relevés sur le tronçon revitalisé et sur le tronçon de référence.

Source : biol conseils

Milieux naturels	LR	Priorité CH	Milieux naturels dignes de protection - OPN	Présence sur le tronçon revitalisé	Présence sur le tronçon de référence
Agropyro-Rumicion (7.1.1)	EN	2	Oui	x	
Arrhenatherion (4.5.1)	LC	0	Non	x	x
Magnocaricion (2.2.1.1)	VU	4	Oui	x	
Phalaridion (2.1.2.2) - (co-dominance de <i>Phalaris arundinacea</i> et <i>Salix sp.</i>)	VU	4	Oui	x	
Phalaridion (2.1.2.2) - (dominance de <i>Phalaris arundinacea</i>)	VU	4	Oui	x	x
Phalaridion (2.1.2.2) - (dominance de <i>Phragmites australis</i>)	VU	4	Oui	x	x
Roncier à <i>Rubus fruticosus</i> (5.3.4)	LC	0	Non	x	
Salicion elaeagni (5.3.6)	EN	2	Oui	x	
Statut selon Liste Rouge (2019) :	Priorité nationale :				
EN : en danger	0 : aucune				
VU : vulnérable	2 : haute				
LC : non menacé	4 : faible				

Fig. VII.4.4 Cartographie des milieux naturels sur le tronçon revitalisé (en haut) et sur le tronçon de référence (en bas).
Source : biol conseils

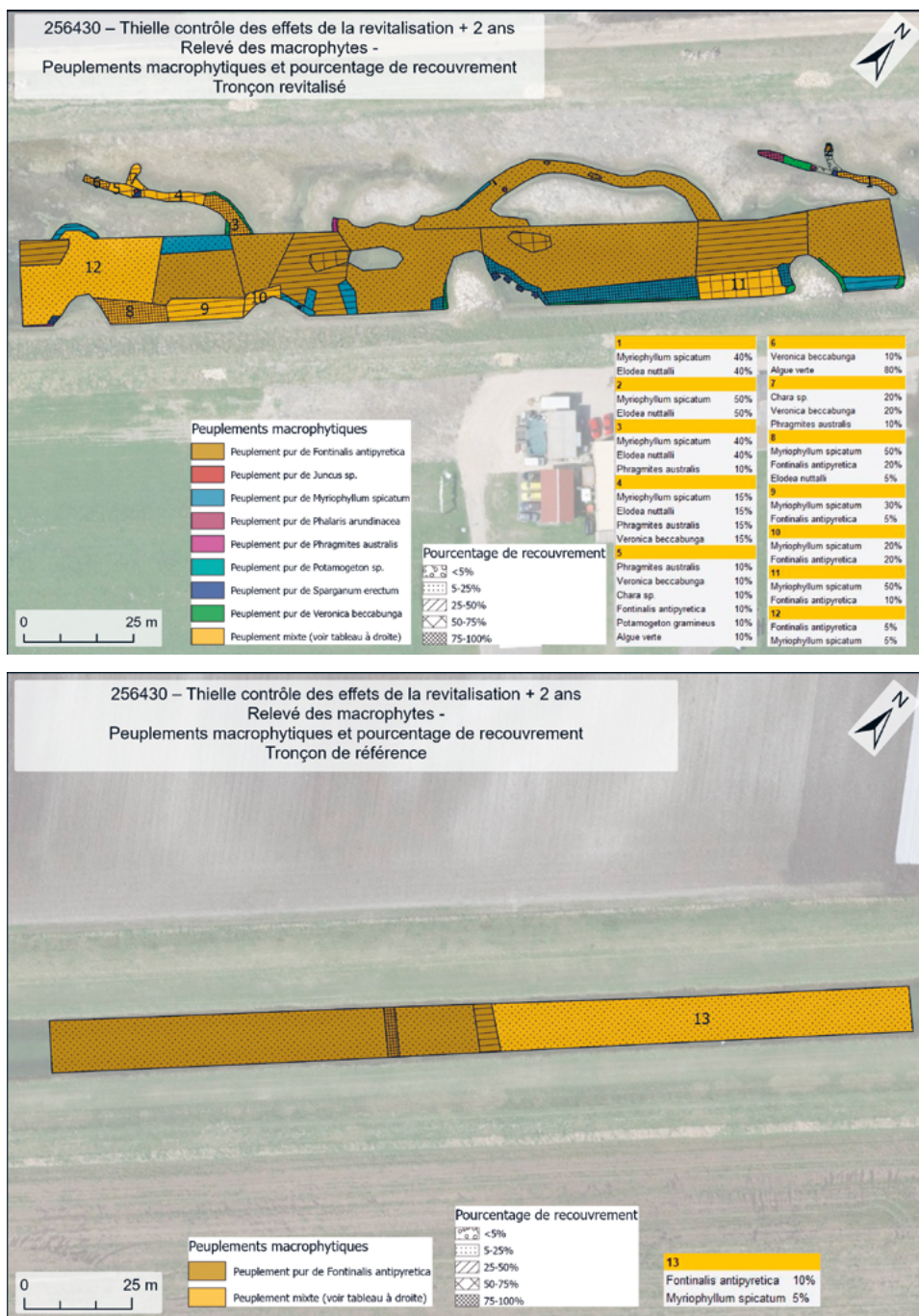


Jeu indicateur 5 : macrophytes

Une cartographie des macrophytes a été établie pour le tronçon revitalisé et le tronçon de référence, en indiquant les espèces présentes et les surfaces de recouvrement du lit correspondantes [Fig. VII.4.5](#). Les espèces inventoriées ont été listées dans le

Fig. VII.4.5 Cartographie des macrophytes sur le tronçon revitalisé (en haut) et sur le tronçon de référence (en bas).

Source : biol conseils



Tab. VII.4.2 Liste des espèces de macrophytes inventoriées sur le tronçon revitalisé et le tronçon de référence, et comparaison avec les relevés de 2017.

Source : biol conseils

Espèces	LR	Priorité CH	Présence sur le tronçon revitalisé	Présence sur le tronçon de référence	Présence en 2017 sur le tronçon revitalisé
<i>Chara sp.</i>	-	-	x		
<i>Elodea nuttalli</i>	Néophyte "Liste Noire"		x		
<i>Fontinalis antipyretica</i>	LC	0	x	x	
<i>Juncus sp.</i>	-	-	x		
<i>Myriophyllum spicatum L.</i>	NT	0	x	x	
<i>Phalaris arundinacea L.</i>	LC	0	x		
<i>Phragmites australis (Cav.) Steud.</i>	LC	0	x		
<i>Potamogeton gramineus</i>	VU	4	x		
<i>Potamogeton pectinatus</i>	LC	0	x		
<i>Potamogeton sp.</i>	-	-	x		
<i>Sparganium erectum</i>	NT	0	x		
<i>Veronica beccabunga L.</i>	LC	0	x		x
<i>Nasturtium officinale</i>	LC	0			x
<i>Typha latifolia</i>	LC	0			x

Statut selon Listes Rouges (2016, 2010, 2004) : Priorité nationale :

VU : vulnérable

0 : aucune

NT : potentiellement menacé

4 : faible

LC : non menacé

tableau VII.4.2, qui inclut également les espèces inventoriées en 2017 (avant revitalisation) sur les emprises du relevé de 2022 (tronçon revitalisé). Les éléments suivants peuvent être mis en évidence :

- le recouvrement du lit par les macrophytes est plus hétérogène sur le tronçon revitalisé que sur le tronçon de référence, en lien avec la diversité des substrats, des vitesses d'écoulement et de la profondeur d'eau ;
- la diversité des espèces est importante sur le tronçon revitalisé (12 espèces), comparativement au tronçon de référence (2 espèces) ;
- sur le tronçon revitalisé, 1 espèce vulnérable et 2 espèces potentiellement menacées sont présentes, contre 1 espèce potentiellement menacée sur le tronçon de référence ;
- 11 espèces sont apparues sur le tronçon revitalisé depuis 2017 et 2 espèces ont disparu (*Nasturtium officinale* et *Typha latifolia*).

Jeu indicateur 11 : objectif spécifique complémentaire – Odonates

Les espèces d'odonates ont été inventoriées lors des deux passages en juin et juillet 2022 [Tab. VII.4.3](#). Les constats sont les suivants :

- au total, 5 espèces auxquelles s'ajoutent une espèce non identifiée ont été observées sur le tronçon revitalisé, contre 4 sur le tronçon de référence ;
- aucune espèce n'est menacée selon le statut de la liste rouge ;
- *Calopteryx virgo*, *Orthetrum brunneum* et *Sympetrum foscolombii* ne sont présents que sur le tronçon revitalisé ;
- *Platycnemis pennipes* n'est présent que sur le tronçon de référence.

Tab. VII.4.3 Liste des espèces d'odonates inventoriées lors des deux passages et présence par tronçon et par rive.

Source : biol conseils

Espèces	Statut LR	Priorité CH	Tronçon revitalisé - RG	Tronçon revitalisé - RD	Tronçon de référence - RG	Tronçon de référence - RD
1er passage 13.06.2022						
<i>Aeshna cyanea</i>	LC	-			x	
<i>Calopteryx splendens splendens</i>	LC	-	x	x	x	x
<i>Calopteryx virgo virgo</i>	LC	-	x			
<i>Ischnura elegans</i>	LC	-	x			
<i>Platycnemis pennipes</i>	LC	-			x	
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	-	-		x		
Unknown	LC	-	x			
2ème passage 28.07.2022						
<i>Calopteryx splendens splendens</i>	LC	-	x	x	x	x
<i>Ischnura elegans</i>	LC	-	x		x	
<i>Orthetrum brunneum*</i>	LC	-	x			
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	-	-		x		

Statut selon Liste Rouge (2021):

LC : non menacé

* Identification non confirmée

Jeu indicateur 11 : objectif spécifique complémentaire – Lépidoptères

Les espèces de lépidoptères ont été inventoriées sur le tronçon revitalisé et le tronçon de référence [Tab. VII.4.4](#). La diversité, l'abondance et l'indice de Shannon, qui permet d'exprimer la diversité spécifique d'un peuplement, sont également indiqués pour les 2 tronçons étudiés [Tab. VII.4.5](#). Les constats sont les suivants :

- l'abondance moyenne est plus élevée sur le tronçon revitalisé que sur le tronçon de référence [Fig. VII.4.6](#) ;
- la diversité moyenne est plus importante sur le tronçon revitalisé [Fig. VII.4.6](#) ;
- l'indice de Shannon moyen est également légèrement plus élevé sur le tronçon revitalisé (1,0) que sur le tronçon de référence (0,8), ce qui confirme que la diversité est plus importante sur le tronçon revitalisé ; à noter toutefois que les valeurs de l'indice de Shannon restent basses sur les deux tronçons.

Tab. VII.4.4 Liste des espèces de lépidoptères et présence par tronçon et par rive.

Source : biol conseils

Espèces	Statut LR	Priorité CH	Tronçon revitalisé - RG	Tronçon revitalisé - RD	Tronçon de référence - RG	Tronçon de référence - RD
<i>Aglais urticae</i>	LC	-				x
Azuré	-	-	x	x		
<i>Coenonympha pamphilus</i>	LC	-	x	x	x	x
<i>Maniola jurtina</i>	LC	-	x	x		
<i>Ochlodes sylvanus</i>	LC	-	x	x	x	x
Piérde blanche	-	-	x	x	x	x
Piérde jaune	-	-	x	x		
<i>Vanessa atalanta</i>	LC	-		x		
Unknown	-	-		x		

Statut selon Liste Rouge (2014) :

LC : non menacé

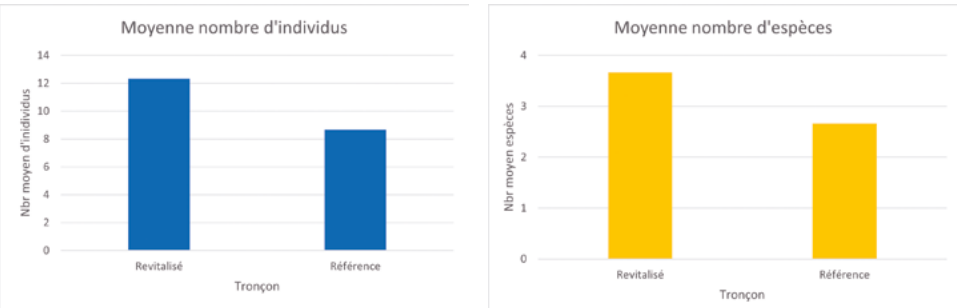
Tab. VII.4.5 Aperçu de l'abondance et de la diversité des lépidoptères par transect relevé.

Source : biol conseils

Secteur	ID transect	Milieux	Nombre d'espèces	Nombre d'individus	Indice de biodiversité shannon
Revitalisé	RD_REV1	Arrhenatherion	4	11	0.89
	RD_REV2	Agropyron - Rumicion	3	10	0.94
	RD_REV3	Agropyron - Rumicion	5	11	1.29
	RG_REV4	Phalaridion	3	13	1.06
	RG_REV5	Agropyron - Rumicion / Arrhenatherion	4	18	1.15
	RG_REV6	Agropyron - Rumicion / Arrhenatherion	3	11	0.76
Référence	RD_REF1	Arrhenatherion	3	8	0.90
	RD_REF2	Arrhenatherion	1	5	0.00
	RD_REF3	Arrhenatherion	3	11	0.92
	RG_REF4	Phalaridion	3	7	0.96
	RG_REF5	Arrhenatherion	3	5	0.95
	RG_REF6	Arrhenatherion	3	16	0.95

Fig. VII.4.6 Abondance moyenne (à gauche) et diversité moyenne (à droite) par trançon (revitalisé/référence).

Source : biol conseils



Jeu indicateur 11 : objectif spécifique complémentaire – Orthoptères

La liste des espèces d'orthoptères inventoriées sur le trançon revitalisé et le trançon de référence a été dressée [Tab. VII.4.6](#). La diversité, l'abondance et l'indice de Shannon sont également indiqués pour les 2 trançons étudiés [Tab. VII.4.7](#). Les constats sont les suivants :

- l'abondance moyenne est plus élevée sur le trançon revitalisé que sur le trançon de référence [Fig. VII.4.7](#) ;

Tab. VII.4.6 Liste des espèces d'orthoptères et présence par trançon et par rive.

Source : biol conseils

Espèces	Statut LR	Trançon revitalisé - RG	Trançon revitalisé - RD	Trançon de référence - RG	Trançon de référence - RD
<i>Chorthippus biguttulus</i>	LC	x	x	x	x
<i>Chorthippus brunneus</i>	LC	x	x		
<i>Chorthippus dorsatus</i>	LC			x	x
<i>Chorthippus parallelus</i>	LC	x		x	x
<i>Conocephalus fuscus</i>	VU	x		x	
<i>Gomphocerinae sp.</i>	-	x	x	x	x
<i>Mecostethus parapleurus</i>	LC	x			
<i>Ruspolia nitidula</i>	NT			x	x
<i>Tetrix tenuicornis</i>	LC	x			

Statut selon Liste Rouge (2008) :

VU : vulnérable

NT : potentiellement menacé

LC : non menacé

Tab. VII.4.7 Aperçu de l'abondance et de la diversité des orthoptères par transect relevé.

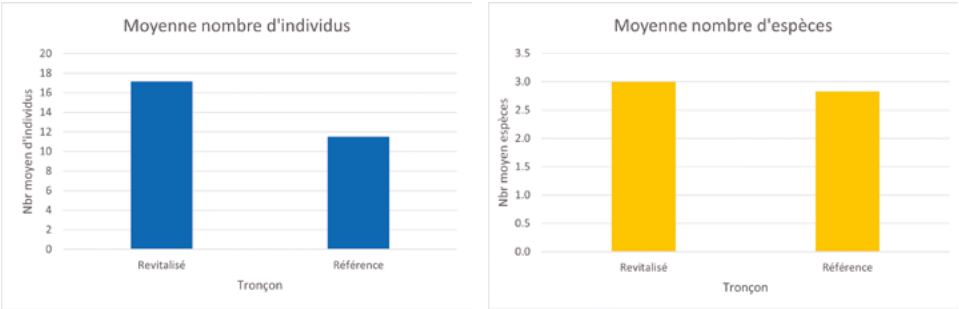
Source : biol conseils

Secteur	ID transect	Nombre d'espèces	Nombre d'individus	Indice de biodiversité shannon
Revitalisé	RD_REV1	2	14	0.41
	RD_REV2	2	14	0.45
	RD_REV3	2	15	0.45
	RG_REV4	5	16	1.52
	RG_REV5	4	20	1.06
	RG_REV6	3	24	0.72
Référence	RD_REF1	1	5	0.00
	RD_REF2	4	12	0.98
	RD_REF3	2	5	0.50
	RG_REF4	4	16	1.37
	RG_REF5	3	16	1.04
	RG_REF6	3	15	0.88

- la diversité moyenne est légèrement plus importante sur le tronçon revitalisé [Fig. VII.4.7](#) ;
- l'indice de Shannon moyen est identique sur le tronçon revitalisé et sur le tronçon de référence (0,8) ; à noter que les valeurs de l'indice de Shannon restent basses sur les deux tronçons.

Fig. VII.4.7 Abondance moyenne (à gauche) et diversité moyenne (à droite) par tronçon (revitalisé/référence).

Source : biol conseils



Bilan

Deux ans après la fin des travaux de revitalisation de la Thielle, les résultats du contrôle de leurs effets montrent déjà des impacts bénéfiques sur la faune et la flore, plus ou moins marqués selon les jeux d'indicateurs considérés.

Les améliorations majeures concernent la flore. La création de zones d'interface entre les milieux aquatiques et terrestres a favorisé le développement de successions végétales caractéristiques des cours d'eau. La diversification des vitesses d'écoulement, des profondeurs et des substrats semble avoir favorisé l'apparition de nouvelles espèces de macrophytes.

Soulignons toutefois que l'année 2022, particulièrement sèche, n'a pas créé de conditions favorables pour le développement de la végétation, d'autant plus pour les milieux encore jeunes et moins résilients du tronçon revitalisé. Ces conditions ont rendu les populations d'insectes plus vulnérables et peuvent avoir eu une incidence potentiellement négative sur les relevés effectués, bien que les résultats restent encourageants. On relèvera la relative pauvreté du secteur de la Plaine de l'Orbe concernée par l'ECF (entreprise de correction fluviale) en termes de réservoirs biologiques depuis lesquels une colonisation par la faune pourrait être effectuée. Les conditions en termes d'habitats semblent toutefois réunies pour qu'une colonisation à moyen terme puisse être réalisée par des espèces caractéristiques de cours d'eau proche de l'état naturel.

VII.4.5 État des lieux après réalisation – Le Rhône à Baltschieder

Troisième correction du Rhône en Valais

La troisième correction du Rhône en Valais a pour objectif de sécuriser la plaine, ses habitants et ses infrastructures, et de rendre le fleuve plus naturel. Les travaux s'effectuent par étapes, en fonction des priorités. Les mesures prioritaires (MP) comme celle de Viège consistent en un élargissement du lit du fleuve.

Jeu indicateur 6: macrozoobenthos

Éclusées
Variations de débit journalières
et artificielles liées à
l'exploitation des centrales à
accumulation.

Dans le cadre de l'étude de l'assainissement des *éclusées*, un état biologique du Rhône basé sur le macrozoobenthos a été établi sur 11 stations réparties entre Gluringen (état de référence) et Illarsaz dans le Chablais. Deux points se situent dans des élargissements du Rhône issus des travaux de la troisième correction du Rhône dans la région de Viège: à Lalden et Baltschieder.

L'étude ne portait pas au départ sur le monitoring du suivi des élargissements. Mais les résultats obtenus montrent une différence entre les stations sans et avec élargissement, qui peuvent s'apparenter à un contrôle d'efficacité. Il ne s'agit donc pas de l'application stricte du jeu de l'indicateur 6 qui demande que soit réalisé un échantillonnage avant puis après travaux, mais d'une comparaison de stations au travers des résultats obtenus.

Le macrozoobenthos a été prélevé fin février et en mars 2020 selon la méthode IBCH, avec détermination des EPT (éphéméroptères, plécoptères, trichoptères) à l'espèce (réalisé par Pascal Stucki, Aquabug). L'effet de l'élargissement, au regard des résultats obtenus sur les stations localisées dans un lit plus étroit, se remarque essentiellement sur les EPT [Fig. VII.4.8](#). La diversité des espèces EPT est plus élevée sur Lalden, mais surtout à Baltschieder, qui présente une morphologie sans plus aucune contrainte [Fig. VII.4.9 droite](#). En revanche, à Lalden, l'ancienne digue du Rhône demeure en partie présente au sein du lit, faute d'avoir été totalement érodée [Fig. VII.4.9 gauche](#), ce qui freine encore la dynamique et peut expliquer une diversité moindre. La station de Baltschieder peut aussi profiter des apports de la Vispa, la station étant localisée en aval de la confluence. Relevons la perte de diversité d'espèces EPT par rapport à la station de référence qui subit moins d'atteintes.

Fig. VII.4.8 Diversité des espèces EPT par station.

Source: biol conseils

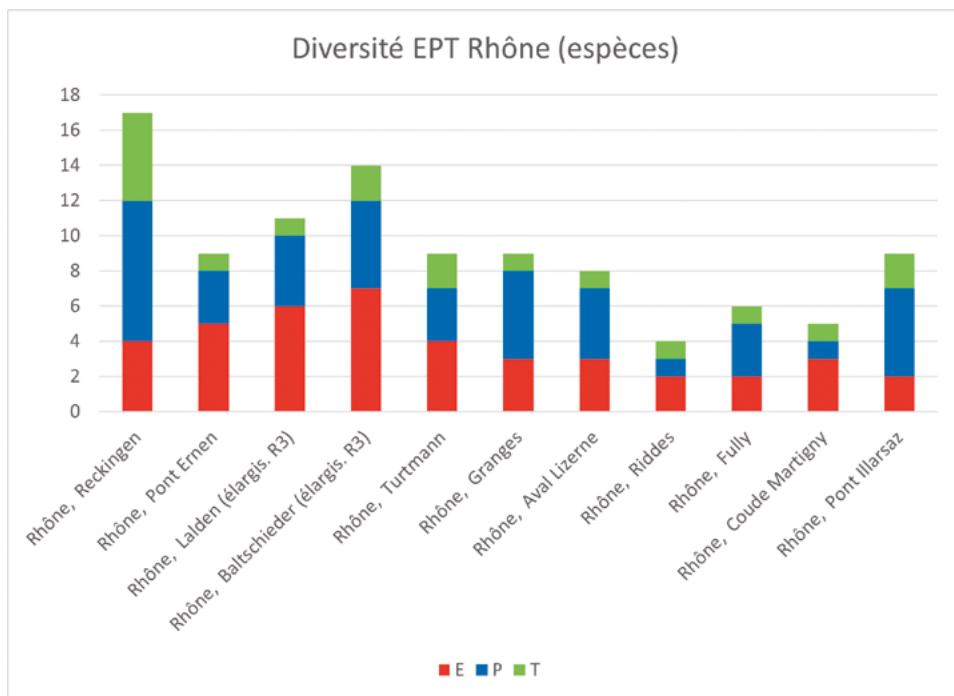


Fig. VII.4.9 Stations de Lalden (à gauche) et de Baltschieder (à droite).

Photos: biol conseils



Bilan

Les résultats montrent que la diversité des EPT est plus élevée dans les stations situées sur un tronçon du Rhône élargi. Ces premiers résultats devront toutefois être confirmés pour savoir s'il s'agit d'une situation stable, ou au contraire temporaire liée à une recolonisation pionnière, car l'étude a été effectuée peu de temps après les travaux (2 ans après pour Baltschieder et 3 ans pour Lalden). La publication de l'OFEV demande que deux contrôles se fassent généralement à T+4 et T+10.

VII.4.6 Nouvelles perspectives avec l'ADN environnemental (ADNe)

Le domaine du monitoring est en pleine évolution grâce à l'ADN environnemental, une méthode basée sur la génétique. Tous les organismes vivants laissent des traces d'ADN dans les milieux qu'ils fréquentent. Cette approche permet de déterminer la biodiversité dans les rivières mais aussi dans les milieux limitrophes (milieux annexes, etc.). En effet, en analysant l'ADN présent dans l'eau, il est possible d'établir une liste des espèces colonisant l'écosystème, ce qui offre une vision de la composition de la communauté aquatique. Le système modulaire gradué ^[4] a publié un document relatif à l'utilisation de l'ADN environnemental pour la surveillance et l'évaluation biologiques des écosystèmes aquatiques ^[9, 10]. La mesure de la biodiversité par ADNe devient une analyse de routine dans certains programmes, comme celui de la Confédération, NAWA, qui consiste en l'observation de la qualité des eaux de surface au niveau national ^[11].

L'ADNe est également utilisé pour rechercher une espèce rare (par ex. triton crêté dans la Grande Cariçaie selon la publication du WSL, Sofia Morgade, 2025 ^[12]) ou pour détecter des espèces invasives (néozoaires). Ainsi, le canton de Fribourg a mis en place un programme de surveillance des lacs visant notamment à identifier la présence de la moule quagga (*Dreissena bugensis*) ^[13].

Le suivi des revitalisations par ADNe est encore au stade de recherche et d'études pilotes, car l'adoption de ces méthodes pour ce type de monitoring doit encore être maîtrisée, harmonisée et standardisée. Il n'en demeure pas moins que l'évolution méthodologique dans ce domaine doit être suivie avec beaucoup d'attention.

VII.4.7 Conclusion

Ce sous-chapitre se réfère à la documentation publiée par l'OFEV qui a pour but de fixer un cadre uniforme au niveau suisse pour le contrôle des effets de revitalisation des cours d'eau.

Deux niveaux peuvent être mis en œuvre, mais le contrôle communément appliqué est le suivi des effets STANDARD. En fonction des objectifs du projet, le monitoring doit définir les jeux d'indicateurs et la temporalité des contrôles.

Plusieurs exemples concrets sont présentés.

D'autres choix d'indicateurs ou d'autres méthodes de suivi peuvent toutefois être proposés, par exemple l'ADNe, en plein essor, mais qui doit être encore consolidé.

Bibliographie du sous-chapitre VII.4

- [1] <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/valorisation-et-protection-des-eaux/mesures-de-revitalisation/praxisleitfaden-zur-wirkungskontrolle.html>.
- [2] Woolsey, S., Weber, C., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Roulier, C., Schweizer, S., Tiegs, S., Tockner, K., Peter, A., 2005, *Guide du suivi des projets de revitalisation fluviale*, publication du projet Rhône-Thur, Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.
- [3] <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/modul-stufen-konzept/>.
- [4] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2019, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau (IBCH_2019)*, *Macrozoobenthos – niveau R*, L'environnement pratique n° 1026, Berne.
- [5] Achermann, N., Vonlanthen, P., Dönni, W., 2024, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse: Poissons (état 2024)*, Office fédéral de l'environnement (OFEV), L'environnement pratique Eaux, Berne.
- [6] biol conseils, 2023, *Contrôle des effets de la revitalisation - + 2 ans*, ECF Thielle, DGE-EAU Vaud.
- [7] Delarze, R., et al., 2016, *Liste rouge des milieux de Suisse*, Abrégé actualisé du rapport technique 2013 sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- [8] Stucki, P., 2010, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse*, *Macrozoobenthos – niveau R*, Office fédéral de l'environnement (OFEV), L'environnement pratique n° 1026, Berne.
- [9] <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/adn-environnemental-adne/>.
- [10] Pawlowski, J., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Mächler, E., Altermatt, F., 2020, *Utilisations de l'ADN environnemental pour la surveillance et l'évaluation biologiques des écosystèmes aquatiques*, Directives, Office fédéral de l'environnement (OFEV), Connaissance de l'environnement n° 2010, Berne.
- [11] <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/cours-d-eau/observation-nationale-de-la-qualite-des-eaux-de-surface-nawa.html>.
- [12] <https://www.wsl.ch/fr/news/des-tests-genetiques-revelent-la-presence-de-tritons-cretes-dans-la-grande-caricaie/>.
- [13] <https://www.fr.ch/energie-agriculture-et-environnement/eau/lacs-et-cours-deau/attention-a-la-proliferation-de-la-moule-quagga>.

VIII

Modélisation physique et numérique

Sous la direction de Jean-Louis Boillat

VIII.1	Modélisation physique	417
VIII.2	Modélisation numérique hydrodynamique	431
VIII.3	Modélisation des habitats	449
VIII.4	Modélisation échohydraulique	461



Présentation générale du chapitre

Un projet de renaturation de cours d'eau passe inévitablement par une étape de modélisation, dont l'enjeu est de concilier la gestion des flux avec la sécurité du territoire et la qualité de l'environnement. Différentes approches peuvent alors être envisagées, telles que la modélisation physique à échelle réduite ou le recours à la simulation numérique. Ces techniques, non antagonistes, sont souvent exploitées de manière complémentaire pour optimiser une solution.

La modélisation ne concerne pas seulement la dynamique hydraulique mais aussi le fonctionnement hydrologique du bassin versant, le développement des habitats et le comportement des espèces aquatiques. D'autres démarches plus globales s'intéressent au couplage écohydraulique de paramètres caractéristiques, pour définir des indicateurs ou indices de l'état de santé du cours d'eau.

Ce chapitre passe en revue différentes approches pour la modélisation physique (sous-chapitre VIII.1) et numérique (sous-chapitre VIII.2) des écoulements et du transport solide des cours d'eau. Une place importante est également accordée à la modélisation des habitats (sous-chapitre VIII.3) et à celle des interactions entre les processus hydrauliques et les écosystèmes (sous-chapitre VIII.4).

La diversité des écoulements hydrauliques dans les milieux naturels est particulièrement complexe. Elle inclut la variabilité spatiale et temporelle, les changements morphologiques, les interférences dues aux infrastructures telles que les piles de pont, les interactions avec les corps flottants, les sédiments en suspension ou charriés, la cohabitation avec des espèces vivantes, plantes et racines ou poissons. La modélisation intégrale de cet univers en permanente mutation est confrontée à des difficultés majeures qui relèvent parfois de l'utopie. Dans ce contexte, l'élaboration d'un modèle, physique ou numérique, passe par une simplification méthodique et structurée pour reproduire, provisoirement et avec des objectifs limités, la complexité de la nature.

La modélisation physique en hydraulique fluviale est pourtant fréquemment utilisée pour étudier et concevoir des systèmes liés à l'espace cours d'eau. Elle consiste à reproduire les conditions réelles de l'état projeté « prototype » (indice P) dans un « modèle » (indice M) à échelle réduite. Le modèle physique permet de reproduire le fonctionnement du système, de l'analyser, de l'expliquer, de l'optimiser et d'en prédire le comportement dans des situations particulières, lors du passage de crues par exemple.

Dans le respect des lois physiques de l'hydraulique, du transport sédimentaire et éventuellement de la mécanique des sols, le modèle physique permet de simuler le comportement des écoulements et des mouvements sédimentaires dans des conditions proches de la réalité. Le modèle physique n'est donc pas qu'une maquette au sens architectural du terme, c'est un outil essentiel au stade de la conception et de la validation de projets.

Cette pratique est couramment utilisée dans le domaine des aménagements de cours d'eau car elle permet de reproduire le fonctionnement du système, de tester, répéter et documenter des scénarios complexes, de visualiser et d'intervenir « en temps réel », d'expliquer certains comportements et d'en prédire d'autres avant la réalisation du projet. Elle permet aussi de procéder à l'analyse de sensibilité des principaux paramètres et d'optimiser la solution finale. *Last but not least*, le modèle physique est un excellent outil de communication pour l'aide à la décision.

La modélisation physique a parfois été opposée à la modélisation numérique. Les expériences récentes montrent que les deux approches trouvent des avantages réciproques et indéniables à travailler en synergie pour aboutir aux bonnes solutions. De nombreux exemples attestent de la pertinence de cette modélisation hybride ^[1, 2, 3].

VIII.1.1 Du prototype au modèle, similitude hydraulique et transport solide

Giovanni De Cesare et Jean-Louis Boillat

En hydraulique fluviale, le modèle physique est utilisé pour tester un aménagement sur un tronçon de cours d'eau. Il consiste à reproduire à échelle réduite la situation existante et/ou des ouvrages projetés. La construction d'un modèle associe toujours un espace géométrique, par exemple un tronçon de rivière dans ses conditions initiales, et un système de régulation du débit et d'alimentation sédimentaire, ainsi que des conditions de bords aux extrémités.

Le modèle physique doit être équipé de systèmes de mesure des paramètres physiques concernés, tels que niveaux ou vitesses de l'eau, changements géométriques (érosions, dépôts, glissements, formes de lit), température, mouvements...

Le modèle physique permet également des observations qualitatives de phénomènes transitoires tels que des ondes de chocs, ou des oscillations. L'introduction de colorant permet par exemple de visualiser des comportements différenciés en plan et en profondeur [Fig. VIII.1.1](#). Ces observations qualitatives pourraient bien sûr être quantifiées, mais leur simple mise en évidence est généralement suffisante et permet d'éviter un effort de mesure disproportionné.

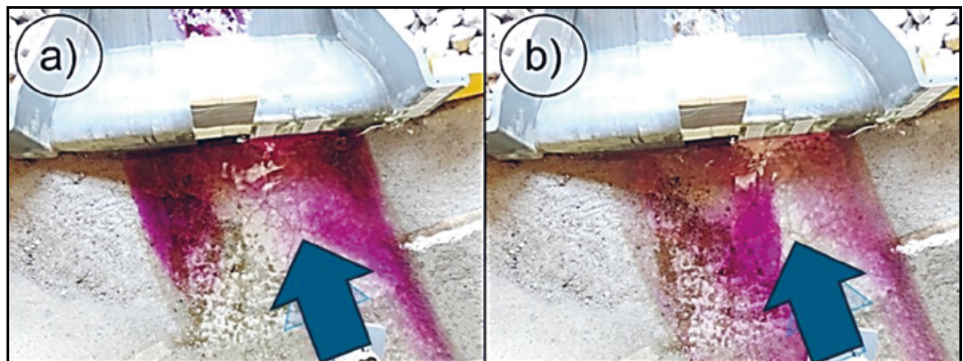
Fig. VIII.1.1 Exemple de visualisation des écoulements à l'amont d'un barrage filtrant pour la rétention et le dosage des sédiments.

a): au temps t_0

b): à $t_0 + \Delta t$

Échelle du modèle: 1/42

Photos: J.-L. Boillat



Similitude hydraulique

La mise en opération du modèle requiert le respect des lois de similitude. Pour les écoulements à surface libre, les forces dominantes sont les forces gravitaires, à l'origine du mouvement, et les forces d'inertie qui caractérisent ce mouvement. Le nombre de Froude (F_r), qui exprime le rapport entre ces deux forces, se doit ainsi d'être conservé sur le modèle. Sous sa forme la plus simple, le nombre de Froude fait intervenir la vitesse et la profondeur caractéristiques de l'écoulement.

$$F_r = \frac{v}{\sqrt{gh}} \quad (1)$$

où v : vitesse caractéristique en m/s

g : accélération gravitaire, $9,81 \text{ m/s}^2$

h : longueur caractéristique en m (hauteur d'eau)

Ainsi, la condition de similitude impose la conservation du nombre de Froude :

$$F_M = F_P \quad (2)$$

La similitude de Froude permet de définir les rapports d'échelle des paramètres physiques entre le modèle (indice M) et le prototype (indice P).

Pour un modèle reproduit géométriquement, toutes les dimensions du modèle (l_M) se trouvent dans le même rapport d'échelle, comparativement aux dimensions correspondantes du prototype (l_P). Le rapport d'échelle des longueurs (λ_L) détermine l'échelle du modèle (λ).

$$\lambda = \lambda_L = l_M / l_P \quad (3)$$

Dans certains cas, lorsque les hauteurs d'eau modélisées deviennent trop faibles, il est possible de réaliser des modèles à échelle géométrique distordue, avec des échelles horizontale et verticale différentes. Cette solution s'applique toutefois rarement en hydraulique fluviale.

Dans le respect de la similitude de Froude, le facteur d'échelle (λ_v) entre les vitesses dans le modèle (v_M) et dans le prototype (v_P) devient :

$$\lambda_v = v_M / v_P = \lambda^{1/2} \quad (4)$$

De la même manière, l'échelle du temps devient :

$$\lambda_t = t_M / t_P = \lambda^{1/2} \quad (5)$$

et celle des débits :

$$\lambda_Q = Q_M / Q_P = \lambda^{5/2} \quad (6)$$

Cette dernière relation met en évidence tout l'intérêt de la similitude de Froude, lorsqu'il s'agit de modéliser le passage de forts débits. Les débits sont en effet réduits d'un facteur équivalent à la puissance 2,5 de l'échelle géométrique. Par exemple, la simulation d'un débit prototype de 250 m³/s sur un modèle à l'échelle $\lambda = 1/52$ ne nécessite qu'environ 12 L/s sur le modèle [Fig. VIII.1.2](#).

Fig. VIII.1.2 Simulation d'un débit de 250 m³/s du Rhône à Martigny (Valais).
Échelle du modèle : 1/52
Photo : G. De Cesare



La synthèse des rapports d'échelle en similitude de Froude [Tab. VIII.1.1](#) présente également les facteurs d'échelle des vitesses, du temps et du débit pour un modèle à échelle géométrique 1/35. En pratique, un tronçon de petit cours d'eau avec lit mobile et transport par charriage est souvent modélisé à une échelle de 1/15 à 1/35, et celui des grandes rivières à une échelle allant jusqu'à 1/55. La limite supérieure de l'échelle est généralement tributaire de la similitude du transport solide ou des effets de la viscosité et de la tension superficielle.

Tab. VIII.1.1 Rapports d'échelle des principaux paramètres du modèle (M) et du prototype (P), et exemple des facteurs correspondant à une échelle géométrique 1:35.

Paramètre physique	Rapport d'échelle	Facteur d'échelle
Longueur L [m] Pression [mCE]	$\frac{L_P}{L_M} = \frac{P_P}{P_M} = \lambda$	35
Vitesse [m/s] Temps [s]	$\frac{V_P}{V_M} = \frac{t_P}{t_M} = \lambda^{1/2}$	5,92
Débit [m³s]	$\frac{Q_P}{Q_M} = \lambda^{5/2}$	7 247

La similitude de Froude est le critère de modélisation le plus utilisé pour les écoulements à surface libre. Elle admet la simplification que les effets de viscosité, de tension de surface, de compression et de pression peuvent être négligés. Ces phénomènes sont régis par d'autres lois de similitude, faisant intervenir par exemple le nombre de Reynolds (Re) ou le nombre de Weber (We).

Il n'est effectivement pas possible de réaliser une similitude parfaite entre modèle et prototype, capable de remplir toutes les conditions requises, à l'exception de l'échelle $\lambda = 1$. En hydraulique fluviale, la tension superficielle ou l'aération peuvent généralement être négligées. Dans certains cas, afin de limiter les effets d'échelle, le respect de valeurs limites d'autres nombres adimensionnels est requis. Par exemple, on vérifiera que l'écoulement reste turbulent, condition validée pour des nombres de Reynolds $Re > 5\,000$ à $10\,000$ ^[4].

Similitude du transport solide

Lors de la modélisation d'écoulements biphasiques comme l'eau et les sédiments, les paramètres à considérer sont :

- la nature du fluide (viscosité et masse volumique) ;
- la nature des sédiments (granulométrie et masse volumique).

Dans ces conditions, la modélisation physique vise non seulement à reproduire les effets tridimensionnels de l'écoulement mais également à simuler les phénomènes de charriage, de déposition sédimentaire et d'érosion en interaction avec l'écoulement. Afin d'assurer la validité des résultats expérimentaux, le modèle est exploité en similitude de charriage pour le transport solide, en application des hypothèses suivantes :

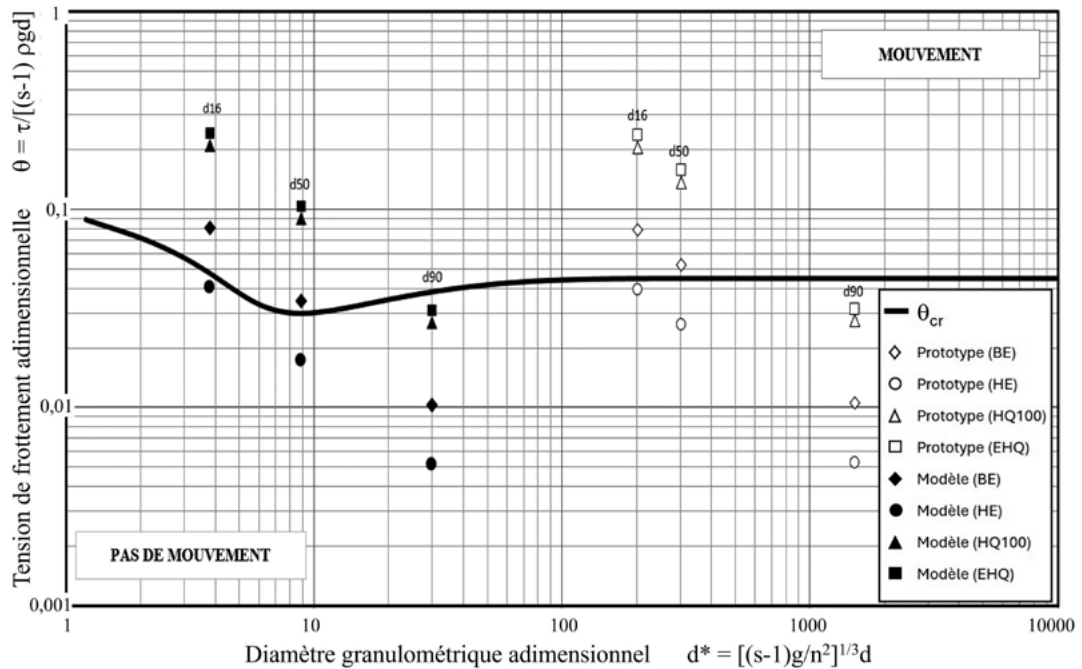
- les sédiments sont constitués de matériaux granulaires non cohésifs, ils sont caractérisés par leur distribution granulométrique et leur masse volumique.

La valeur du diamètre moyen d_m ou d'autres diamètres caractéristiques de la distribution est définie de manière à respecter le critère de Shields pour la mise en mouvement et le critère de puissance du flux pour la rugosité de forme du lit ;

- les pertes de charge sont tributaires de la géométrie locale et de la rugosité du fond et des berges ;
- la charge en suspension est négligée dans les bilans de débit solide ainsi que son effet réducteur sur la capacité de charriage ;
- le débit solide est introduit à l'entrée du modèle de manière à reproduire le charriage observé lors des crues.

Pour assurer une similitude de transport solide par charriage, le critère de Shields est utilisé. Cette approche permet de définir la granulométrie du modèle en adéquation avec la mise en mouvement des sédiments du prototype. Le diagramme de Shields ^[5, 6] définit la limite de mise en mouvement à l'aide de deux paramètres adimensionnels, relatifs à la tension de frottement exercée par l'écoulement et au diamètre des grains [Fig. VIII.1.3](#). Cette analyse permet de s'assurer que les sédiments choisis pour la modélisation soient mobilisés de la même manière que ceux du prototype. La formulation analytique de Van Rijn ^[7] peut être utilisée pour délimiter les domaines du diagramme de Shields.

Fig. VIII.1.3 Exemple d'analyse selon Shields pour définir la granulométrie du modèle en comparaison de celle du prototype pour différents débits.



VIII.1.2 Guide de design d'un modèle physique

Giovanni De Cesare et Jean-Louis Boillat

Le design d'un modèle physique est toujours un compromis entre la représentativité des processus déterminants (similitude), la taille et la complexité du modèle et la place

disponible. Le facteur de réduction géométrique choisi pour le modèle doit permettre d'atténuer au minimum les effets d'échelle. Ainsi, les profondeurs d'écoulement dans le modèle ne doivent pas être inférieures à 50 mm environ afin de limiter les effets de tension superficielle. De même, des ouvrages tels que prises d'eau, grilles, piles ou culées de ponts doivent toujours présenter un comportement hydraulique analogue. Ils doivent en particulier provoquer des pertes de charge équivalentes et autoriser un transit de charriage ou d'objets flottants comparable.

La reproduction de la topographie est réalisée dans un espace restreint à l'aide de profils en travers, immergés dans le croûtage en ciment lorsque le modèle est à fond dur. Pour les modèles à lit mobile, la topographie est reproduite dans une couche d'alluvions à granulométrie appropriée.

Fig. VIII.1.4 Exemple de design d'un modèle à circuit fermé, avec un bassin de tranquillisation amont, le tronçon d'étude, ainsi qu'un bassin de décantation et de contrôle de la condition limite aval (niveau). Les points numérotés indiquent les emplacements de la mesure limnimétrique.

L'alimentation en eau se fait généralement en circuit fermé à l'aide d'une pompe. Cette configuration nécessite un volume de réservoir important, capable d'assurer le plus fort débit, en tenant compte du remplissage du modèle et du bassin d'alimentation à un niveau de submersion suffisant pour le bon fonctionnement de la pompe.

La régulation et le contrôle du débit peuvent être effectués à l'entrée ou à la sortie du modèle, ou par un débitmètre placé sur le circuit d'alimentation du laboratoire [Fig. VIII.1.4](#).

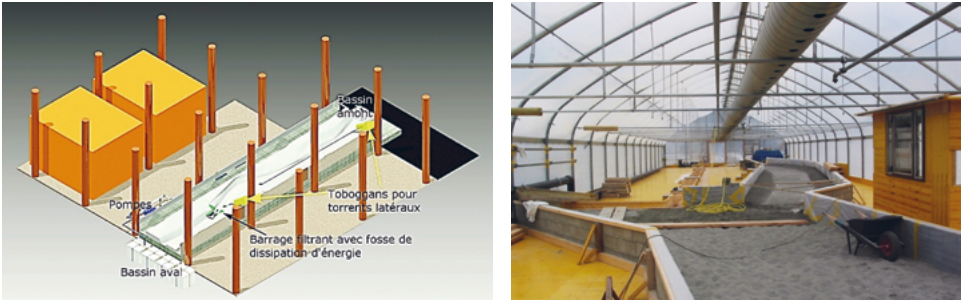


L'alimentation sédimentaire du charriage nécessite la présence d'un tronçon de mise en mouvement à l'amont du modèle, de préférence à fond fixe, d'une longueur suffisante pour mobiliser et équilibrer la capacité de charriage du cours d'eau modélisé.

La mise en eau du modèle doit être effectuée de manière progressive. En présence d'un fond mobile, un remplissage initial devrait être effectué par l'aval afin de ne pas perturber le lit initial.

Dans certains cas particuliers ^[8, 9, 10], lorsque la taille du modèle dépasse les limites du laboratoire ou lorsque la proximité du site est requise pour des besoins de communication, le modèle peut être réalisé à ciel ouvert ou bien sous un couvert de fortune [Fig. VIII.1.5](#) et [Fig. VIII.1.6](#). Il convient alors de s'assurer de toutes les fonctions requises et disposer d'un local sécurisé pour le stockage du matériel, en particulier de l'instrumentation de mesure. Dans de telles situations, le débit peut être assuré par dérivation d'un cours d'eau existant.

Fig. VIII.1.5 Gauche: implantation d'un modèle de barrage filtrant pour les sédiments sous un hangar couvert. La Dranse à Martigny (Valais). Droite: Construction d'un modèle d'élargissement de cours d'eau dans une serre. Le Rhône à Viège (Valais).
Photo: J.-L. Boillat



VIII.1.3 Équipements et instrumentation

Giovanni De Cesare et Jean-Louis Boillat

Différents instruments et méthodes peuvent être mis en place pour mesurer les paramètres physiques clés du projet [Tab. VIII.1.2](#), selon les précisions attendues à l'échelle du modèle.

Tab. VIII.1.2 Échantillon d'instruments de mesure et précision approximative sur le modèle.

Paramètres physiques	Instruments / méthodes	Précision approx. sur modèle
Niveau d'eau	Limnimètre manuel Limnimètre (sonde) à ultrasons Limnimètre piézométrique	1-2 mm
Vitesse d'écoulement	Micro-moulinet Système à ultrasons (UVP) Particle tracking (PIV)	1-2 mm/s
Débit d'eau	Débitmètre électromagnétique Déversoir calibré en entrée ou en sortie	1-2 % du débit max.
Topographie	Scan LiDAR Méthode photogrammétrique Relevé manuel	1-5 mm
Transport de sédiments	Distributeur de sédiments Pesée par bac submergé en sortie	5% 1%

Le positionnement des sondes de mesure [Fig. VIII.1.4](#) doit permettre de couvrir les zones d'intérêt. Lors d'essais non stationnaires, par exemple, les niveaux d'eau sont mesurés ponctuellement par un nombre suffisant de sondes automatiques à ultrasons, réglées à une certaine fréquence d'acquisition et reliées à un système centralisé [Fig. VIII.1.6](#). Ponctuellement, des limnimètres manuels peuvent être utilisés pour suivre l'évolution du niveau d'eau et de l'érosion ou l'engraissement du lit.

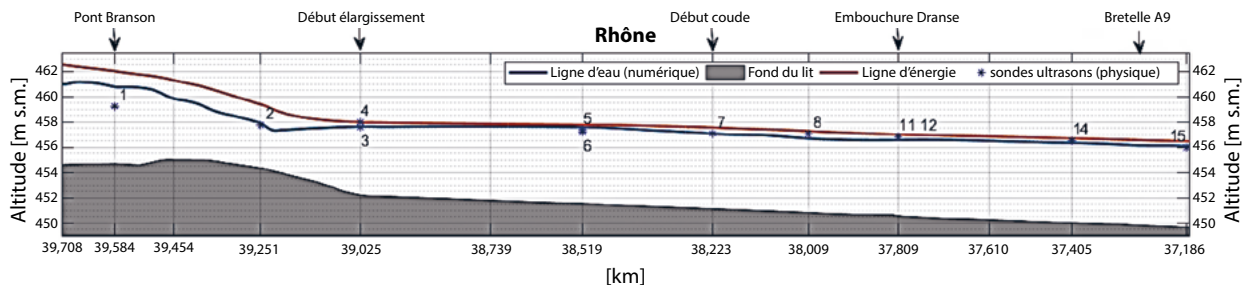


Fig. VIII.1.6 Mesures limnimétriques de ligne d'eau effectuées par des sondes à ultrasons et comparaison avec calcul numérique 2D pour Q_{100} .

Les mesures de vitesse peuvent être effectuées de manière différenciée en fonction des besoins. Dans la panoplie des techniques, le tube de Pitot et le micro-moulinet font figure d'ancêtres : ils sont souvent remplacés par des systèmes à ultrasons (UVP, *Ultrasound Velocity Profiling*) Fig. VIII.1.7 et [11] ou par la technique de traçage (PIV) Fig. VIII.1.8 et [12].

Fig. VIII.1.7 Profils de vitesse obtenus par *Ultrasonic Doppler Velocity Profiler* (UVP) :

- * dans le sens du courant x , avec ajustement théorique ;
- * dans la direction transversale y .

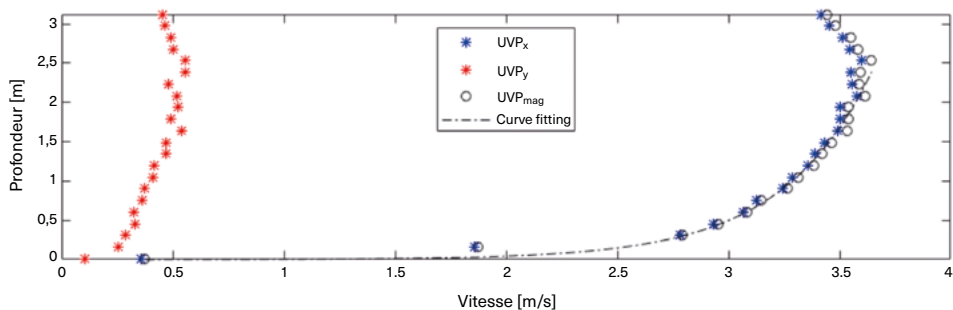
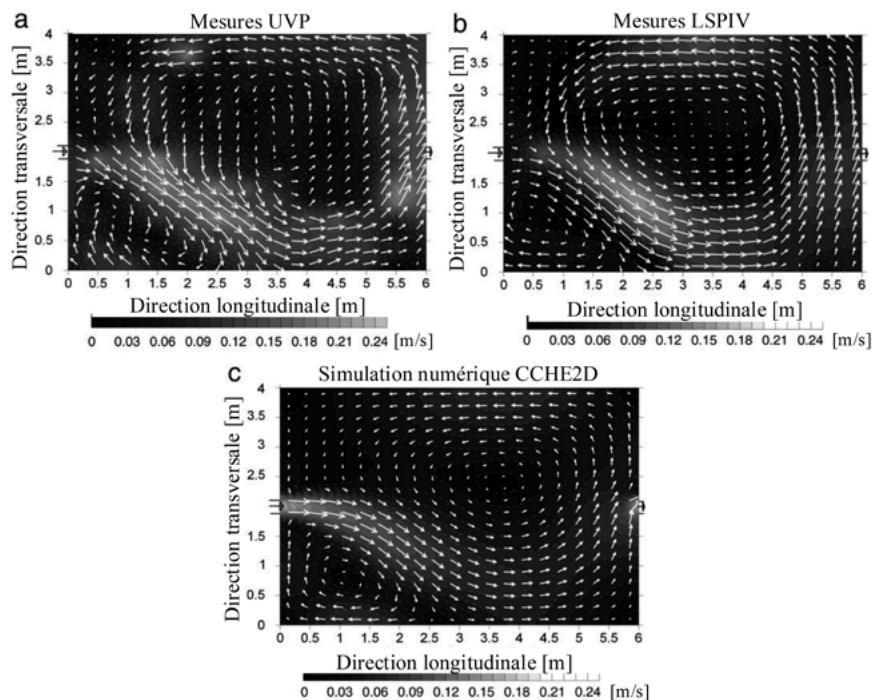


Fig. VIII.1.8 Comparaison de champs de vitesse obtenus par :
a. mesures UVP ;
b. mesures LSPIV (*Large Scale Particle Image Velocimetry*) ;
c. simulation numérique CCHE2D.



Solidogramme
Évolution temporelle des
apports solides, généralement
associée à un hydrogramme.

Pour des essais de courte durée, l'alimentation en sédiments se fait en règle générale par dosage manuel à l'amont du modèle. Des volumes sédimentaires prédéfinis sont déversés, à intervalle constant, lors d'essais stationnaires, et à intervalles adaptés au *solidogramme* lors d'essais transitoires.

Pour des essais répétitifs ou de longue durée, une alimentation en sédiments automatisée est préconisée. Plusieurs systèmes existent, tels que le bac vibrant, le récipient à vis d'Archimède ou l'alimentation par tapis roulant. Malgré le degré d'automatisme, l'opérateur est toujours responsable de la surveillance du fonctionnement et de la précision d'alimentation du système.

Lorsque la quantité de sédiments transités doit être connue à la sortie du modèle, un bac à sédiments immergé permet de les récupérer et de les peser de manière continue. Afin de réduire les effets d'impact de l'eau sur la balance, celle-ci est de préférence immergée dans un bassin à l'aval du modèle. Ce bassin permet de maintenir un niveau d'eau constant au-dessus de la balance et de décanter d'éventuels sédiments fins.

La topographie peut être relevée à sec par scan LiDAR [Fig. VIII.1.9](#) au début et à la fin d'un essai. La possibilité existe également d'effectuer un scan sous l'eau, selon la longueur d'onde lumineuse utilisée (laser vert) en surface de l'eau calme.

Fig. VIII.1.9 Relevé topographique effectué par LiDAR.



Calage

Enfin, il convient de procéder à un calage du modèle, sur la base de données prototype, et à un calage des instruments de mesure avant le démarrage des essais proprement dits.

VIII.1.4 Modélisation physique avec des poissons

Jean-Marc Ribí

Intérêts de la modélisation physique avec des poissons

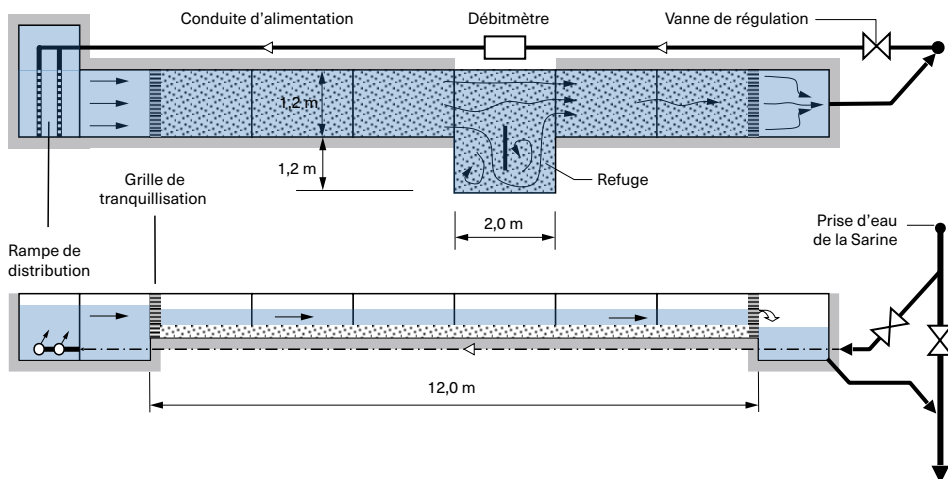
Lors du développement d'un ouvrage destiné aux poissons, il peut s'avérer nécessaire de tester son comportement, à des fins de mise au point ou de validation. À l'échelle des habitats d'un cours d'eau, le dénombrement et le suivi des poissons, peut être effectué in situ, par télémétrie, observations, comptages et traitement d'images. On peut ainsi tester la franchissabilité d'une rampe, la fréquentation d'un ascenseur, etc. Dès qu'il s'agit de lier les facteurs hydrodynamiques avec des réactions d'individus, l'expérimentation en canal devient intéressante, car elle permet de procéder à des essais de manière systématique et répétitive. Les grandeurs hydrauliques sont saisies en séries, avec une instrumentation sophistiquée. Des trajectoires de poissons sont suivies et retracées avec une certaine précision. Par superposition de l'ensemble, des corrélations exploitables apparaissent. La finalité est de proposer des configurations favorables avec leurs conditions de mise en œuvre, à tester en rivière.

La modélisation physique avec des poissons a été développée pour le design des passes techniques. Cette pratique a aussi été appliquée pour des cas particuliers tels que l'étude des grilles de guidage des poissons en amont des prises d'eau ^[13], ou pour justifier des vitesses d'abaissement du plan d'eau ^[14] en fin d'écluse. Il est ici question de passer en revue les éléments caractéristiques d'une opération de modélisation physique, menée pour la conception des refuges à poissons ^[15] évoqués au chapitre IX.

Conception du canal échohydraulique

Le modèle est constitué d'un canal principal et d'un refuge unilatéral [Fig. VIII.1.10](#). Le canal principal représente la rive droite d'un cours d'eau bien plus large. Le débit exploitable est de 220 L/s, dont une fraction est détournée dans le refuge à l'aide d'un déflecteur, afin de générer un courant d'attrait à sa sortie. L'objectif du modèle est de

Fig. VIII.1.10 Vue en plan sur profil longitudinal du canal expérimental construit à la Maigrange (Fribourg), avec son refuge en surlargeur. La paroi de dérivation (déflecteur) est ici perpendiculaire au courant principal.



reproduire des écoulements d'éclusées qui génèrent dans le canal principal des vitesses de courant excessives pour le poisson et qui le dirigent vers le refuge.

L'implication d'animaux vivants et sauvages oblige de travailler en vraie grandeur et avec une eau courante « naturelle » en qualité et en température. Pour cette raison, le canal a été construit dans l'ancienne usine attenante au barrage de la Maigrauge, sur la Sarine à Fribourg. Le débit a pu être détourné sur la conduite d'attrait de l'ascenseur à poissons qu'elle renferme.

Conditions de mise en jeu de poissons

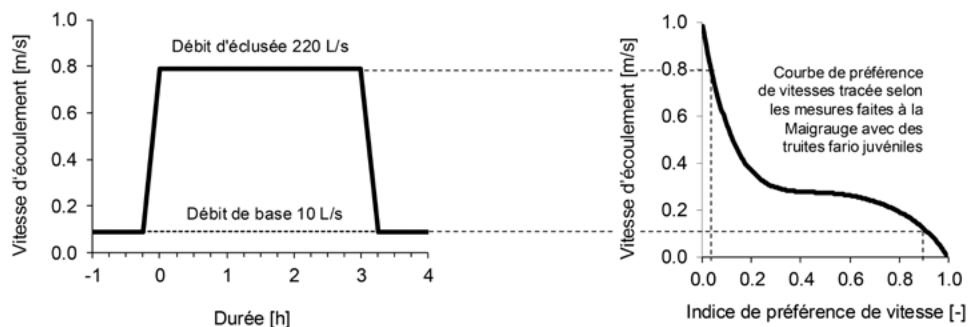
La modélisation avec des poissons demande une attention soutenue, avec l'accompagnement d'un biologiste spécialisé. Ils sont prélevés en rivière par pêche électrique, puis transportés dans une cuve thermocontrôlée et oxygénée, et placés dans un aquarium à courant continu d'eau prise dans le canal. Ils sont nourris régulièrement avec des macroinvertébrés prélevés en rivière. À la fin des essais, ils sont replacés dans la rivière d'origine. L'espèce sélectionnée ici est la truite fario au stade juvénile. Une autre précaution pour garantir des essais représentatifs est de maintenir l'éclairage ambiant en semi-pénombre.

Déroulement des essais

Chaque essai se déroule avec la présence de 10 poissons. À l'origine, le débit de base de 10 L/s est établi [Fig. VIII.1.11](#). La vitesse moyenne correspondante est de 0,1 m/s, soit confortable pour le poisson (*indice de préférence* 0,9 à 1,0). Puis le débit d'éclusee de 220 L/s est maintenu pendant 3 heures. La vitesse dans le canal monte à 0,8 m/s, mettant le poisson en danger de dérive (*indice de préférence* 0,0 à 0,2). L'indice de préférence est une notion qui ressort de la modélisation des habitats des poissons, présentée dans le sous-chapitre VIII.3. La position de chaque individu est relevée toutes les 20 minutes et les mouvements sont filmés en continu à l'aplomb du refuge. Chaque essai est reproduit 3 fois avec des groupes de poissons différents. 11 variantes ont été testées. Elle se différencie par la forme, la position et l'orientation du dispositif de dérivation (déflecteur) dans le refuge. La modélisation physique est soutenue par des simulations numériques (Basement 2D).

Indice de préférence
Note de 0 à 1 pour évaluer l'habitabilité sectorielle pour le poisson dans ses activités quotidiennes. Cet indice de préférence est propre à chaque espèce selon son stade de croissance. Ici, la vitesse du courant est le paramètre dominant.

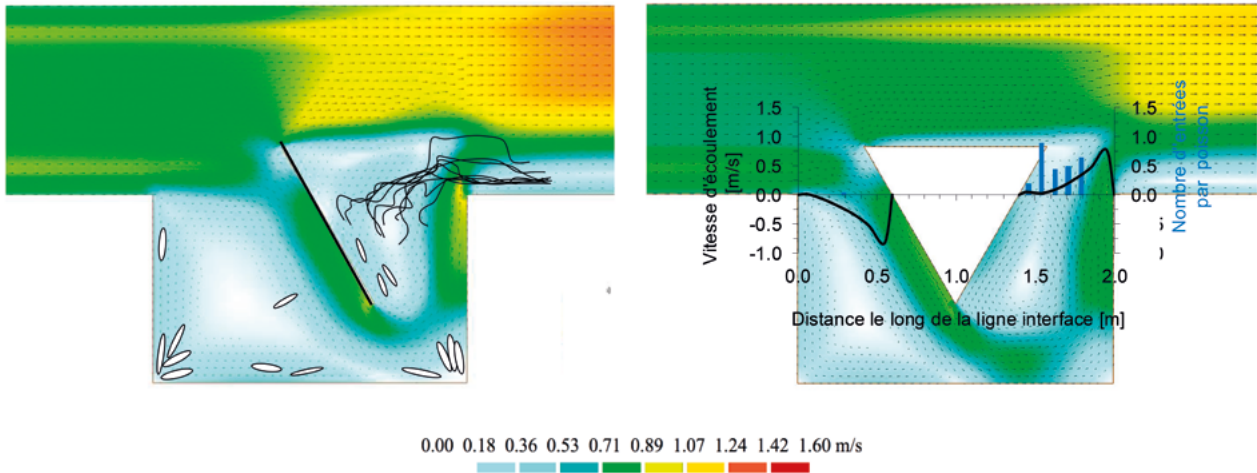
Fig. VIII.1.11 Vitesse d'écoulement dans le canal principal, en fonction du temps et de l'indice de préférence de vitesse pour la truite fario juvénile.



Parallèlement, les vitesses de courant sont mesurées dans le plan vertical qui constitue l'interface entre le canal principal et le refuge, soit la section de passage des poissons qui fréquentent le refuge. Des profils de vitesse ont été relevés à l'aide de la technologie UVP.

Fig. VIII.1.12 Vues du refuge avec, à gauche, les trajectoires de poissons entrants et leurs positions et, à droite, la distribution des vitesses et des entrées de poissons (barrettes) sur la ligne interface. En fond, le champ de vitesses simulées (Basement 2D).

La superposition de l'ensemble des données acquises [Fig. VIII.1.12](#) a permis tout d'abord de mettre au point le principe de circulation d'eau dans le refuge, puis d'optimiser la géométrie du déflecteur pour maximiser la fréquentation. Il en est ressorti un îlot de dérivation en forme de triangle équilatéral, à adapter pour qu'il soit réalisable en rivière [Fig. VIII.1.12 droite](#). Cette configuration attire plus de 80 % des poissons dans le refuge.



En résumé

Dans le cas d'une modélisation physique avec des poissons, les lois de similitude ne sont pas applicables. Dès lors, il est indispensable de limiter l'emprise du canal expérimental, en reproduisant uniquement les parties strictement nécessaires et les conditions hydrauliques minimales, et en s'appuyant sur les préférences de micro-habitats des poissons. En l'occurrence, seule la rive du cours d'eau (ici, la droite) a été reproduite, en considérant que le poisson se tient contre elle pour se protéger. De plus, la hauteur d'eau a été limitée au stade d'un écoulement à faible profondeur. Cette condition rend négligeables les composantes verticales de la vitesse. Cela limite les déplacements verticaux des poissons et dispense de les observer sur cet axe. Ce sont des exemples de simplifications bienvenues, et non compromettantes. La représentativité des résultats validés par la répétition des essais en dépend.

Bibliographie du sous-chapitre VIII.1

- [1] Boillat, J.-L., Bieri, M., Müller M., Schleiss, A., 2010, «Hybride Modellierung zur Optimierung der Strömungsbedingungen und des Geschiebetretriebs beim Flusskraftwerk Lavey», actes du 15e Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz et ETH Zürich, ISBN 978-3-940476-22-7, p. 297-306, Wallgau.
- [2] Cohen, T., Amacher, R., Boillat, J.-L., 2010, «Synergie de modélisations physique et numérique pour le développement d'atténuateurs de vagues d'un convoi fluvial / Synergy between physical and numerical modeling used for the development of ship waves attenuator», actes de la conférence SimHydro 2010 «Hydraulic modeling and uncertainty», Sophia Antipolis.
- [3] Müller, M., Bieri, M., Ribeiro Martins, J., Boillat, J.-L., Schleiss, A., 2010, «Barrage de Lavey, Études physique et numérique des écoulements et du transport solide dans le Rhône», *La Houille Blanche*, 6/2010, p. 60-67.
- [4] Gessler, J., 1971, «Aggradation and Degradation», in *River Mechanics*, H. W. Shen, vol. 1., chapitre 8, p. 1-24.
- [5] Shields, A., 1936, «Application of Similarity Principles and Turbulence Research to Bed-Load Movement», actes de la 1^{re} conférence internationale sur l'hydraulique, p. 1-24, Delft.
- [6] Yalin, M. S., 1977, *Mechanics of sediment transport*, 2^e édition, Pergamon Press, Oxford.
- [7] Van Rijn, L. C., 1993, *Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas*, Aqua Publications, Amsterdam.
- [8] Meile, T., Bodenmann, M., Schleiss, A., Boillat, J.-L., 2004, «Flexiber Erosions- und Hochwasserschutz mit eingegrabenen Betonprismen an der Gamsa in Brig», Symposium Lebensraum Fluss – Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie, 16-19 juin 2004 in Wallgau, Bericht Nr. 101 des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU München, vol. 2, p. 259-268, 2004, Wallgau.
- [9] Teyssie, P., Jordan, F., Boillat, J.-L., 2004, «Concept intégral de protection contre les crues pour la ville de Viège dans le canton du Valais», actes du symposium international INTERPRAEVENT 2004, thématique IX, p. 251-262, Riva.
- [10] Jenzer, J., Carvalho Pereira, S., Federspiel, M., Boillat J.-L., 2008, «Modellversuche des Rhône bei Visp (Schweiz) unter Betrachtung mehrerer Wasserbaulicher Aspekte», actes du symposium international INTERPRAEVENT 2008, vol. 1, p. 131-139, Dornbirn.
- [11] Saugy, J.-N., Amini, A., De Cesare, G., 2022, «Flow structure and grain motion assessments of large river widening in a physical model using ultrasonic Doppler velocity measurements», *Experiments in Fluids*, Springer, vol. 63, n° 7.
- [12] Kantoush, S. A., De Cesare, G., Boillat, J.-L., Schleiss, A., 2008, «Flow field investigation in a rectangular shallow reservoir using UVP, LSPIV and numerical modelling», *Flow Measurement and Instrumentation*, Elsevier, 19, p. 139-144.
- [13] Albayrak, I., Boes, R. M., Kriewitz-Byun, C. R., Peter, A., Tullis, B. P., 2020, «Fish guidance structures: Hydraulic performance and fish guidance efficiencies», *Journal of Ecohydraulics*, 5(2), p. 113-131.
- [14] Halleraker, J. H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H. P., Kohler, B., 2003, «Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream», *River Research and Applications*, 19(5-6), p. 589-603.
- [15] Ribi, J.-M., 2011, *Étude expérimentale de refuges à poissons aménagés dans les berges de rivières soumises aux éclusées hydroélectriques*, EPFL-Laboratoire de constructions hydrauliques, Lausanne.

VIII.2.1 Éléments de base de la modélisation numérique

Giovanni De Cesare

Mécanique des fluides numérique (MFN)
Appelée aussi CFD
(*Computational Fluid Dynamics*),
cette branche de la mécanique
des fluides utilise des
ordinateurs pour étudier les
mouvements fluides et leurs
effets, grâce à la résolution des
équations qui les régissent.

Au cours des dernières décennies, la modélisation numérique est devenue un outil précieux pour compléter et élargir les observations in situ ou les essais sur modèles physiques. En fournissant des informations spatiales et temporelles détaillées sur les variables d'écoulement, difficiles à mesurer en laboratoire ou dans la nature, les modèles de *mécanique des fluides numérique* (MFN) permettent de simuler des écoulements complexes à surface libre. Ils offrent également la possibilité de coupler les calculs hydrauliques à des modèles de transport et d'érosion sédimentaire sur fonds mobiles.

L'objectif de la modélisation numérique est de résoudre de manière approximative des problèmes de mécanique des fluides, dans notre cas des comportements hydrodynamiques, à l'aide de méthodes numériques. Les équations utilisées sont généralement les équations de Navier-Stokes, qui décrivent l'écoulement de fluides newtoniens. L'équation de la quantité de mouvement de l'écoulement est complétée par les équations de continuité et de conservation d'énergie. Ensemble, elles forment un système d'équations différentielles partielles non linéaires du second ordre.

En l'absence de solutions analytiques exactes, toutes les équations sont résolues par approximations discrétisées dans l'espace et dans le temps. À l'exception des méthodes basées sur le mouvement de particules, par exemple *Smoothed-particle hydrodynamics* (SPH), toutes les méthodes de résolution sont basées sur la discrétisation des équations différentielles dans un maillage de calcul.

L'histoire du calcul de lignes d'eau en une dimension (1D) le long de l'axe d'un cours d'eau est ancrée dans la résolution des équations de Saint-Venant pour les canaux. À partir des méthodes de différences finies, la résolution a évolué vers des schémas plus avancés permettant de simuler la transition d'un écoulement torrentiel à fluvial (supercritique à sous-critique) et vice versa, par l'adoption des méthodes de volumes finis. La modélisation numérique d'écoulements plus complexes, à l'origine purement stationnaires mais aujourd'hui couramment non stationnaires, est ainsi devenue possible. L'intégration du mouillage, respectivement du séchage de cellule, dans la simulation numérique a fortement augmenté les possibilités de modélisation telles que les ondes de rupture de barrage ou l'utilisation des surfaces inondables.

Pour les écoulements instationnaires, les équations différentielles sont discrétisées dans le temps et dans l'espace: il existe différentes approches de modélisation, mais

généralement elles sont discrétisées dans l'espace en premier et éventuellement rediscrétisées au prochain pas de temps. Cela résulte de la résolution d'un système d'équations différentielles ordinaires à un certain pas de temps.

Des avancées plus récentes sont axées sur la parallélisation de la simulation. Le couplage avec des modèles 2D (par ex. pour les plaines inondables, élargissements, méandres ou confluences), voire 3D (par ex. autour d'ouvrages particuliers en rivière) pour les scénarios complexes, ont permis d'améliorer continuellement la précision, l'efficacité et les possibilités de la modélisation numérique des écoulements.

Modélisation du transport solide

En corrélation avec les mouvements fluides, le transport solide peut être intégré à l'hydraulique pure, d'abord par des approches d'advection-diffusion, puis par charriage sur fond fixe, pour aboutir à un couplage intégral entre érosion, transport et dépôts, selon le principe d'Exner (1876-1930) qui décrit la continuité des sédiments et le bilan massique du lit d'une rivière. Ce type de simulation relie la variation temporelle de l'élévation du lit au gradient spatial du taux de transport des sédiments charriés. Les premières approches ne considéraient que le fond du cours d'eau, tandis que l'intégration des processus d'érosion des berges a permis une modélisation morphodynamique de plus en plus précise et complexe, certains modèles permettant même de tenir compte de l'effet stabilisateur des racines.

Les phases de modélisation

Le regroupement des phases de simulation numérique – la création du modèle ou *preprocessing* (géométrie, maillage, conditions initiales et de bord, paramétrisation), la simulation proprement dite (*solver*) et la valorisation des résultats (*postprocessing*) – en un package intégral ou par des logiciels séparés, mais en interopération au niveau des données et des résultats, rend l'utilisation des logiciels bien plus commode aujourd'hui. Qui plus est, la modélisation numérique n'est pas limitée en termes de débit et de taille.

La modélisation numérique reproduit l'écoulement et le transport solide le plus fidèlement possible à l'échelle du prototype 1:1, afin d'éviter des effets d'échelle physique. Une possible validation peut néanmoins être effectuée sur la base de résultats d'un modèle physique à échelle réduite.

L'utilisation de la simulation numérique permet d'élargir considérablement les applications, elle ajoute une grande flexibilité et une densité d'informations aux études de projets. Il ne faut cependant pas oublier que tous les modèles numériques utilisent des méthodes d'approximation. À des fins de validation, les résultats de simulation doivent toujours être comparés à des résultats d'origine théorique, d'expériences physiques quantitatives ou de mesures de terrain.

Un modèle numérique doit être considéré comme un ouvrage virtuel complexe, qui nécessite :

- une planification et une conception détaillées ;
- une sélection minutieuse des logiciels et des techniques de modélisation ;
- une exploitation ordonnée ;

- une gestion des temps de construction et d'utilisation ;
- un recours approprié à des méthodes d'évaluation et de visualisation.

Une démarche ordonnée

Concrètement, la modélisation numérique implique un grand nombre d'étapes, toutes essentielles pour garantir des résultats fiables ^[1].

Définition du problème et données requises

- La première étape consiste à définir le problème à simuler et à choisir le logiciel ou outil de modélisation approprié pour répondre aux questions posées selon un choix de scénarios.
- S'ensuit la collecte des données pour la modélisation, le calibrage et la validation de la simulation.
- Les données topographiques et hydrologiques ainsi que les géométries d'éventuels ouvrages doivent être assemblées et vérifiées pour assurer la précision du modèle.
- Les données pour le transport solide doivent être introduites en adéquation avec le modèle utilisé : les diamètres caractéristiques ou la courbe granulométrique, la densité des particules, ainsi que le ratio de vide (porosité) dans les dépôts de sédiments.
- La délimitation du système est cruciale, notamment la définition des conditions initiales et aux bords selon les scénarios.

Création du modèle, preprocessing

Preprocessing

En français, préprocessing ou prétraitement, ensemble des opérations techniques appliquées aux données brutes avant leur utilisation dans une phase d'analyse, de modélisation ou de visualisation.

- La géométrie dans laquelle l'écoulement aura potentiellement lieu peut être créée dans un programme de CAD ou via une interface ou un format d'échange avec le logiciel de simulation (par ex. format stl, ascii xyz, shapefile d'une plateforme SIG), qui peut être lu par le logiciel CFD.
- La géométrie peut parfois être créée ou assemblée directement dans le logiciel CFD pour les structures à description géométrique simple.
- Que ce soit en 1, 2 mais plus particulièrement en 3D, toutes les surfaces ou tous les volumes en contact avec l'écoulement doivent être clairement identifiés, de préférence en éléments séparés, afin de pouvoir leur attribuer des propriétés de surface comme la rugosité, des conditions initiales et des conditions aux limites, et de définir des termes sources et puits à l'intérieur du domaine de calcul.
- Le maillage permet de passer à une grille de calcul donnant une résolution spatiale adaptée à la dimension du modèle. En précisant les paramètres du maillage comme la taille, le type ou le nombre de mailles (par ex. tétraèdre, hexaèdre) dans le module de maillage, ce dernier crée la grille de façon structurée ou non structurée, selon les algorithmes de maillage.
- La dimension des mailles doit respecter des règles assez strictes de proportion, et de ratio par rapport aux cellules voisines, afin d'éviter des instabilités de calcul.
- Il convient ensuite de définir toutes les conditions initiales et aux limites. Il existe de multiples possibilités pour définir les conditions aux limites, qu'il

s'agisse de débit volumique, d'ouverture d'entrée avec vitesse d'écoulement (éventuellement vectorielle ou normale à la surface et niveau de turbulence), de surface de sortie avec distribution de pression (hydrostatique pour une surface d'eau libre), en régime permanent, oscillant, etc.

- Un niveau d'eau prédéfini peut être saisi comme condition initiale, soit comme une hauteur fixe, soit comme un volume prédéfini, éventuellement déjà en écoulement. Cela permet généralement d'accélérer la simulation.
- Une simulation réussie repose sur la sélection judicieuse d'un ou plusieurs modèles adaptés à l'écoulement et, si besoin, au transport solide, et sur les particularités de l'écoulement (stationnaire/instationnaire). Les caractéristiques du fluide (par ex. la viscosité) entrent rarement en ligne de compte dans le cas d'écoulements d'eau naturels.
- Les critères de convergence, la résolution temporelle Δ_t et, dans le cas d'écoulements instationnaires, la durée de la simulation, doivent également être choisis.
- Une limite de l'erreur numérique comme critère d'arrêt peut également être prédéfinie.
- Dans cette étape, suivant le logiciel utilisé, il peut être nécessaire de spécifier déjà les variables à extraire, comme le nombre de Froude local, le niveau d'énergie, etc., avant le calcul.

Simulation numérique proprement dite, solver

Solver

En français, solveur, programme ou logiciel conçu pour résoudre des équations ou des problèmes complexes.

- La méthode d'approximation numérique pour la résolution des équations aux dérivées partielles permet d'atteindre la solution par itérations.
- Le comportement convergent de résolution des équations doit être vérifié régulièrement.
- Dès que la limite d'erreur définie est atteinte, la procédure est interrompue et se termine automatiquement.
- En règle générale, les variables à nature physique (par ex. le débit) sont également utilisées pour vérifier la solution. La méthode la plus courante consiste à contrôler la continuité volumique ou massique afin que, dans le cadre d'une modélisation stationnaire, la somme des débits sortants soit égale au débit entrant.
- En cas de transport solide ou de calcul instationnaire, une vérification de la continuité avec changement de volume ou de masse à l'intérieur du domaine peut être effectuée par un bilan de rétention.
- D'éventuels paramètres de calage, le plus souvent la rugosité, mais également le choix du modèle de charriage et ses paramètres, permettent d'optimiser et de valider la simulation.
- Une fois le modèle calé et validé, le calcul des scénarios peut commencer.

Postprocessing

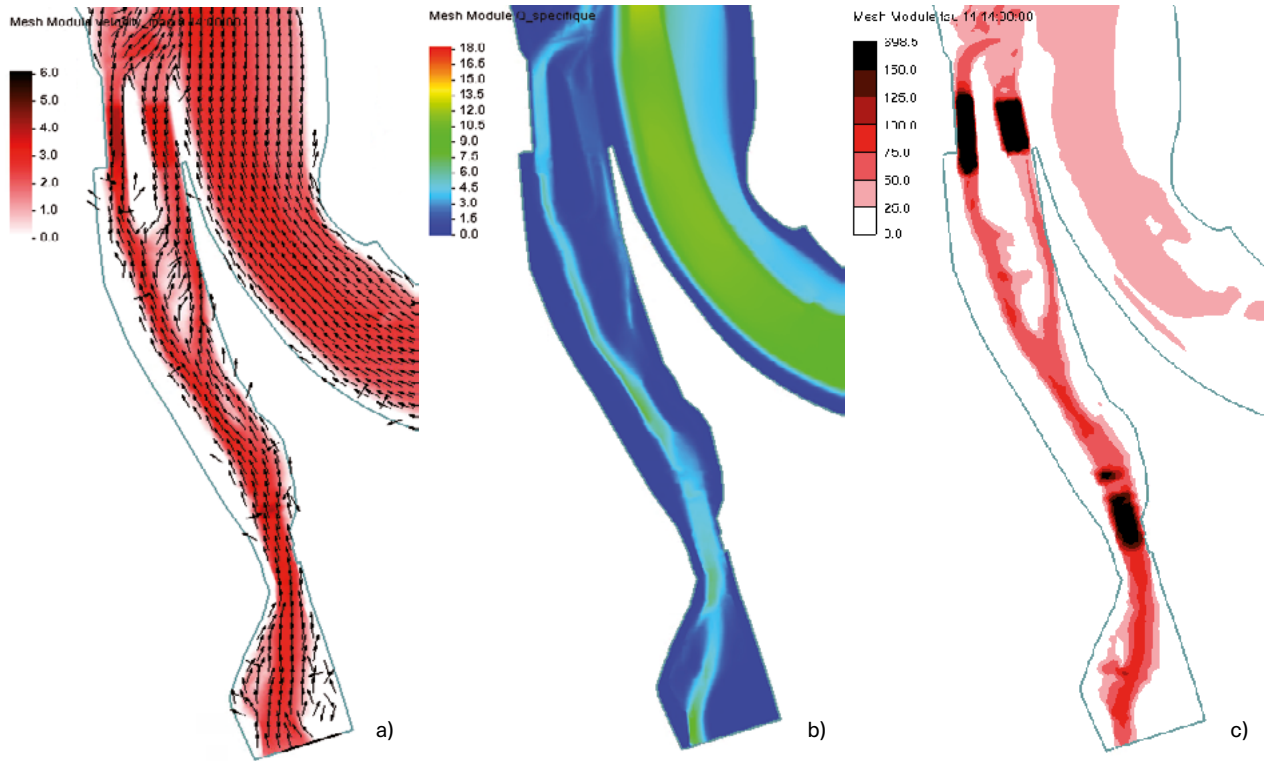
En français, post-traitement, ensemble des opérations et manipulations appliquées à des données ou à des résultats, visant principalement à améliorer ou à analyser leur qualité, leur intelligibilité et l'esthétique de leur présentation.

Analyse et interprétation des résultats, postprocessing

- La sortie des résultats de simulation se fait par ex. sous forme de débits, de champs d'écoulement, de surfaces ou de lignes d'eau, ou de graphiques d'évolution de variables.
- Les variables résultantes sont généralement affichées sur l'axe des ordonnées (par ex. la vitesse d'écoulement, le niveau d'eau, le niveau d'énergie ou du fond,

Fig. VIII.2.1 Exemple de représentation des écoulements à la confluence de la Drance et du Rhône obtenus avec Basement 2D.

- a) vecteurs vitesse
- b) débit spécifique
- c) contrainte de cisaillement au fond



le nombre de Froude), tandis que l'abscisse indique le positionnement le long de l'axe du cours d'eau (profil en long), d'une section transversale en 2D, ou l'évolution temporelle (pour les simulations non stationnaires).

- Les graphiques colorés en deux (voire trois) dimensions, qui visualisent la vitesse d'écoulement, un champ vectoriel, des lignes de courant ou la distribution de la contrainte de cisaillement dans la zone d'étude, sont en règle générale particulièrement descriptifs [Fig. VIII.2.1](#), d'où l'appellation *colorful fluid dynamics*.

VIII.2.2 Modélisation fonctionnelle

Frédéric Jordan et Jérôme Dubois

Dans le cadre des études d'aménagement de cours d'eau, la détermination de débits caractéristiques est nécessaire. Afin de réduire la marge d'incertitude liée à des méthodes simplifiées, il s'agit de développer un modèle de simulation hydrologique et hydraulique capable d'intégrer les ouvrages hydrauliques influençant les débits (prélèvements d'eau, rétentions, rejets, etc.). La modélisation fonctionnelle, telle que proposée dans le logiciel Routing System ^[2, 3], est en règle générale particulièrement simple à utiliser pour de telles applications.

Le logiciel est conçu pour la simulation pluie-débit, selon un concept de modélisation semi-distribuée, permettant ainsi de répondre avec une grande efficacité et flexibilité au cahier des charges de telles études.

Le concept de la modélisation fonctionnelle est de représenter les différentes fonctions hydrologiques et hydrauliques de manière très ouverte. Ainsi, les fonctions hydrologiques (production, transfert) et hydrauliques de base (stockage, régulation, routage, acheminement) peuvent être aisément combinées pour reproduire les processus de bassins versants complexes [Fig. VIII.2.2](#).

Fig. VIII.2.2 Schéma de principe de la modélisation fonctionnelle dans le logiciel Routing System.



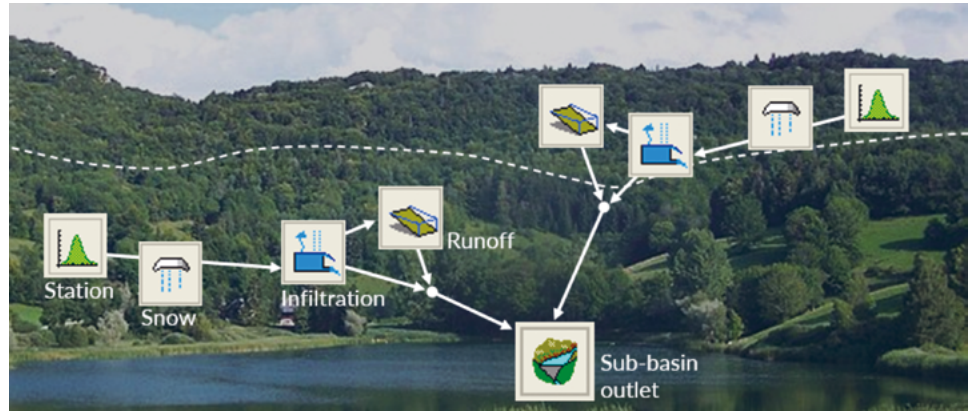
Le logiciel Routing System permet de construire un modèle de simulation pluie-débit d'un bassin versant de plusieurs milliers de kilomètres carrés avec une discrétisation raisonnable, intégrant dans le même modèle les différents ouvrages de régulation des eaux : réservoirs, dérivations, adductions, conduites et rejets. Les données d'entrée minimales sont les précipitations et températures relevées aux stations de mesure ou disponibles sous forme de grilles ^[4].

Le sous-bassin versant « naturel » est modélisé en s'inspirant du concept GSM-SOCONT ^[5], acronyme qui signifie « Glacier Snow Melt – Soil Contribution Model ». Il est découpé en bandes d'altitude [Fig. VIII.2.3](#) afin de pouvoir calculer directement tous les processus hydrologiques dépendant de la température, tels que évapo-transpiration et interception, séparation pluie-neige, fonte de neige ou de glacier. La somme des débits des bandes d'altitude glaciaires et non glaciaires fournit le débit total à l'exutoire du bassin versant. Il n'y a pas de dépendance directe entre les bandes d'altitude, excepté le transfert de surface induit par la dynamique glaciaire. En général, une discrétisation par bandes de 300 mètres d'altitude est optimale.

La simulation pluie-débit intégrant les ouvrages hydrauliques permet ainsi de simuler, à partir des historiques de données ou des scénarios météorologiques, des débits de crue caractéristiques. Elle permet aussi, par simulation continue, de calculer le régime hydrologique du cours d'eau sur plusieurs années, pour en extraire des statistiques de débit moyen ou d'étiage.

L'étape de calage-validation est nécessaire : il s'agit d'ajuster les paramètres du modèle pluie-débit de manière à reproduire, par simulation continue, les débits

Fig. VIII.2.3 Exemple de sous-bassin versant naturel avec deux bandes d'altitude, et illustration de la combinaison d'objets hydrologiques selon le concept GSM-SOCONT.



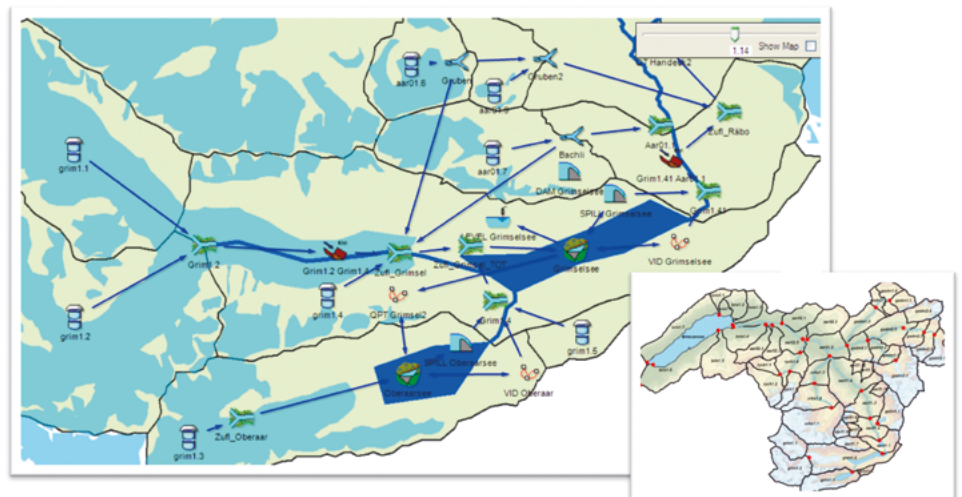
mesurés à un point de contrôle. Sans mesures de débit sur le bassin versant (en amont ou en aval du secteur du projet, ou sur un affluent aux caractéristiques similaires), il est dangereux d'utiliser un tel modèle pluie-débit.

En effet, des résultats très éloignés de la réalité peuvent être obtenus selon les paramètres choisis. Le modèle ne remplace pas la nécessité de disposer d'au minimum une mesure sur le bassin versant étudié. Le logiciel Routing System est ainsi optimal pour extrapoler des résultats en amont ou en aval d'un point de mesure, ou pour extrapoler le régime hydrologique dans le temps (étendre la période de mesure, simuler des scénarios de crue, simuler l'influence du changement climatique).

Exemple: détermination des débits de crue

L'exemple du bassin versant de l'Aar et des aménagements de Kraftwerke Oberhasli (KWO) au Grimsel [Fig. VIII.2.4](#) décrit l'application de la modélisation fonctionnelle pour l'analyse du régime hydrologique et des débits de crue dans un bassin versant fortement aménagé par des ouvrages hydroélectriques.

Fig. VIII.2.4 Représentation du bassin versant de l'Aar et des aménagements de KWO au Grimsel par le logiciel Routing System.

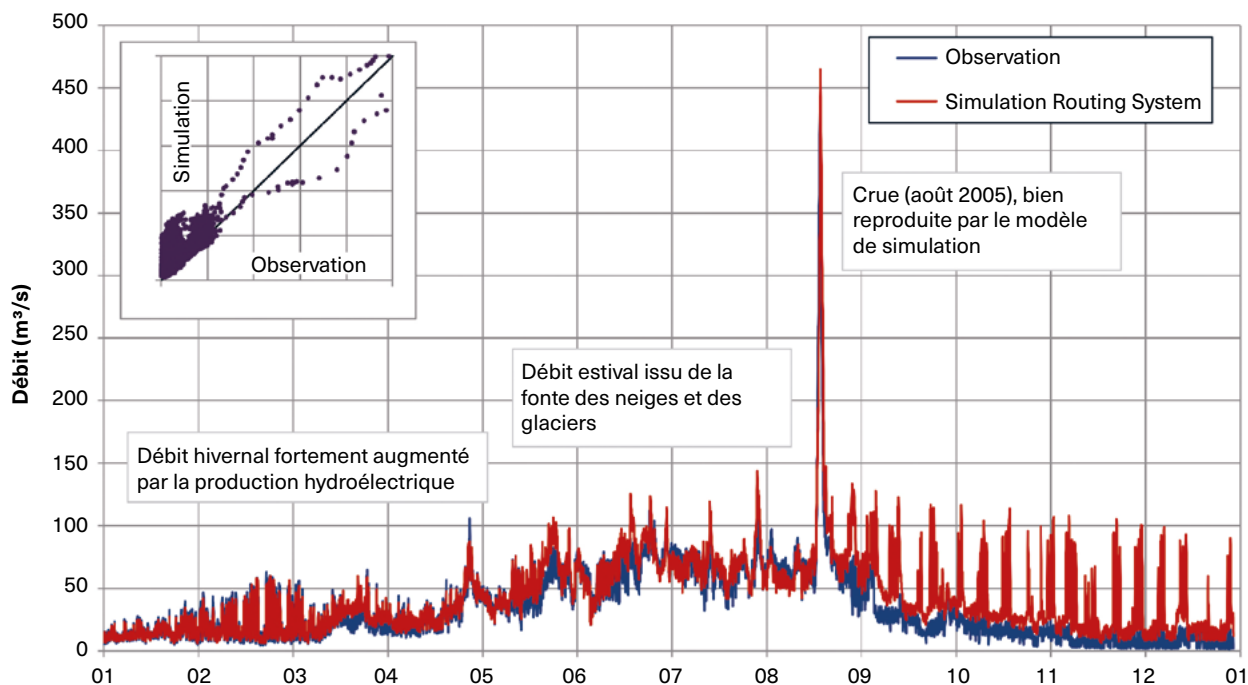


Le bassin versant est tout d'abord discrétisé en sous-bassins versants, en tenant compte du réseau hydrographique (jonctions de cours d'eau) et des ouvrages hydrauliques (prises d'eau, retenues, restitutions). Grâce à la modélisation fonctionnelle, il est ainsi possible d'introduire une grande complexité topologique dans un modèle hydrologique.

Ensuite, le modèle pluie-débit peut être calé, de manière à reproduire au mieux le débit mesuré à l'exutoire du bassin versant, ainsi qu'aux autres sections caractéristiques du cours d'eau.

Fig. VIII.2.5 À l'issue du calage du modèle pluie-débit, comparaison entre débit observé et débit simulé par le modèle. Exemple de la station OFEV de Brienzwiler (canton de Berne) à l'aval du bassin versant d'étude.

Les résultats comparatifs [Fig. VIII.2.5](#) illustrent comment le modèle parvient à reproduire le régime hydrologique et les événements de crue. Les points particuliers à vérifier sont la bonne reproduction du débit minimal annuel (débit hivernal), l'augmentation des débits au printemps issue de la fonte de neige, et la reproduction des événements de crue (durée, débit de pointe).



Finalement, grâce à la méthodologie appliquée dans cette étude, il a été possible de déterminer le régime hydrologique hypothétique pour plusieurs variantes d'extension des aménagements hydroélectriques, ainsi que l'influence attendue des ouvrages existants lors des plus grandes crues. La modélisation fonctionnelle avec Routing System a ainsi permis de :

- déterminer l'amplitude des crues pour des temps de retour de 100 et 300 ans ;
- intégrer dans l'analyse des scénarios d'aménagement du bassin versant pour évaluer leur sensibilité sur le régime hydrologique et les débits de crue.

VIII.2.3 Logiciels standards de la modélisation hydraulique

Azin Amini

Logiciels 1D, 2DH et 2DV en hydraulique fluviale

La modélisation numérique est devenue un outil central en hydraulique fluviale, tant pour les études d'ingénierie que pour la recherche scientifique. Elle permet de simuler l'écoulement, le transport sédimentaire, les processus morphodynamiques ainsi que, dans certains cas, la qualité de l'eau et les habitats aquatiques. Selon les objectifs de l'étude, la disponibilité des données et l'échelle spatiale considérée, différents niveaux de complexité peuvent être mobilisés, allant des modèles unidimensionnels (1D) aux modèles tridimensionnels (3D). Entre ces extrêmes, les modèles bidimensionnels horizontaux (2DH) et bidimensionnels verticaux (2DV) constituent des compromis largement utilisés en pratique.

Le choix du type de modèle numérique repose sur un équilibre entre réalisme physique, coût de calcul, facilité de mise en œuvre, et pertinence par rapport aux processus dominants du système fluvial étudié.

Modèles 1D

Les modèles unidimensionnels (1D) décrivent l'écoulement uniquement selon la direction longitudinale du cours d'eau. Les variables hydrauliques, telles que la hauteur d'eau et la vitesse, sont moyennées dans chaque section transversale. Ces modèles reposent généralement sur les équations de Saint-Venant intégrées sur la section.

Les modèles 1D sont particulièrement adaptés au calcul des lignes d'eau et à l'analyse du fonctionnement global d'un tronçon fluvial. Ils sont largement utilisés dans les études réglementaires et les projets d'ingénierie, notamment en raison de leur rapidité de calcul et de leurs besoins limités en données.

Parmi les logiciels 1D les plus répandus figurent HECRAS (en mode 1D), MIKE 11, MASCARET et SOBEK. Ces outils permettent de modéliser des écoulements permanents et non permanents, d'intégrer des ouvrages hydrauliques (ponts, seuils, digues), respectivement leurs effets sur la ligne d'eau et, dans certains cas, de simuler le transport de sédiments ou de polluants.

Toutefois, les modèles 1D présentent des limitations importantes lorsqu'il s'agit de représenter des écoulements complexes, des zones latéralement étendues ou des interactions détaillées entre le lit mineur et la plaine d'inondation.

Modèles 2D horizontaux (2DH)

Les modèles bidimensionnels horizontaux (2DH) décrivent les variations spatiales de l'écoulement dans le plan horizontal ($x-y$), tout en supposant une intégration des variables sur la verticale. Ils résolvent les équations de Saint-Venant 2D et permettent une représentation plus réaliste de la distribution des vitesses et des hauteurs d'eau.

Les modèles 2DH sont aujourd'hui incontournables pour les études d'inondation, le transport solide, la cartographie des zones submergées et l'élaboration des cartes de danger d'inondation ainsi que pour l'analyse des écoulements en plaine alluviale et les

MNT
Modèle numérique de terrain
utilisé pour la représentation
de la topographie, l'analyse
géographique et la visualisation
des reliefs.

études d'écohydraulique. Ils permettent également de mieux représenter l'influence de la topographie, des chenaux secondaires et des structures morphologiques fluviales.

Parmi les logiciels largement utilisés, il convient de citer HECRAS 2D, TELEMAC2D, MIKE 21, Iber, BASEMENT et Delft3DFM. Certains de ces outils sont open source, tandis que d'autres sont commercialisés, offrant souvent des interfaces graphiques avancées et des modules couplés (sédiments, écologie).

En contrepartie, les modèles 2DH nécessitent des données topographiques détaillées (*MNT*), des temps de calcul plus importants et une calibration plus exigeante que les modèles 1D.

Modèles 2D verticaux (2DV)

Les modèles bidimensionnels verticaux (2DV) décrivent l'écoulement dans un plan longitudinal-vertical (x - z), en supposant une homogénéité latérale. Ce type de modèle est particulièrement pertinent lorsque la structure verticale de l'écoulement joue un rôle majeur.

Les modèles 2DV sont couramment utilisés pour l'étude de la stratification thermique et de densité, des échanges verticaux de quantité de mouvement, ainsi que pour l'analyse des rivières profondes, des barrages et des réservoirs allongés. Ils constituent un compromis efficace entre les modèles intégrés verticalement (1D et 2DH) et les modèles tridimensionnels complets.

Parmi les modèles 2DV les plus connus figurent CEQUALW2 ainsi que certaines configurations de TELEMAC, Delft3D et MIKE 3 utilisées en coupe verticale.

Positionnement et choix du logiciel

Le choix entre un modèle 1D, 2DH ou 2DV dépend avant tout des objectifs de l'étude. Les modèles 1D sont adaptés aux analyses globales et réglementaires, par exemple pour les canaux ou les tronçons fluviaux simples. Les modèles 2DH sont privilégiés pour les études spatiales détaillées dans le plan horizontal, notamment pour la modélisation des plaines inondables. Enfin, les modèles 2DV sont particulièrement appropriés pour les problématiques dominées par les processus verticaux, comme dans le cas des rivières profondes ou des réservoirs stratifiés.

En pratique, des approches couplées 1D-2D ou des comparaisons multimodèles sont souvent mises en œuvre afin de combiner efficacité numérique et réalisme physique. Le recours à des modèles plus complexes doit être justifié par la nature des processus étudiés et la disponibilité des données nécessaires à leur calage.

Présentation synthétique des principaux logiciels

HEC-RAS (1D/2DH)

HEC-RAS, développé par l'US Army Corps of Engineers (USACE) ^[6], est l'un des logiciels les plus utilisés en hydraulique fluviale pour la modélisation des écoulements en régimes permanent et non permanent. Initialement développé comme modèle unidimensionnel, il intègre aujourd'hui des capacités bidimensionnelles permettant la simulation des écoulements en lit majeur et en plaine d'inondation. HEC-RAS est

particulièrement apprécié pour les simulations de crues, la cartographie des zones inondables et l'analyse des ouvrages hydrauliques. Sa diffusion gratuite, sa robustesse et l'abondance de documentation en font un standard international, bien que ses capacités restent limitées pour les processus morphodynamiques complexes.

BASEMENT (1D/2DH)

BASEMENT (*Basic Simulation Environment for Environmental Flow and Transport*) ^[7] est un logiciel de modélisation numérique développé par le VAW/ETHZ (Laboratoire d'hydraulique, d'hydrologie et de glaciologie de l'École polytechnique fédérale de Zurich) pour l'analyse des écoulements fluviaux et des processus morphodynamiques. Il repose principalement sur une modélisation bidimensionnelle horizontale (2DH), avec une résolution des équations moyennées sur la profondeur, couplée au transport sédimentaire et à l'évolution du lit. BASEMENT est particulièrement adapté à l'étude des rivières alpines, caractérisées par des pentes fortes, des régimes hydrologiques variables et une dynamique sédimentaire intense.

Le logiciel permet de simuler le charriage, le transport en suspension et les phénomènes d'érosion et de dépôt, ainsi que l'interaction entre l'écoulement et les ouvrages hydrauliques tels que seuils, barrages et protections de berges. Grâce à sa capacité à traiter des processus hydromorphologiques complexes et à son caractère open source, BASEMENT est largement utilisé en Suisse pour des projets de recherche et d'ingénierie liés à la gestion sédimentaire et à la restauration fluviale.

MIKE 11 (1D)

MIKE 11 ^[8] est un modèle hydrodynamique unidimensionnel développé par le DHI (Danish Hydraulic Institute), largement utilisé pour la simulation des écoulements non permanents dans les rivières et réseaux fluviaux complexes. Il permet le couplage avec des modules de transport de sédiments et de qualité de l'eau. MIKE 11 est particulièrement adapté aux systèmes hydrauliques complexes.

MASCARET (1D)

MASCARET ^[9] est un modèle 1D développé en France par EDF (Électricité de France) et le CEREMA (Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement). Il est utilisé pour la modélisation hydraulique des rivières, la gestion des crues et l'étude des ouvrages hydrauliques. Open source, il est fréquemment employé dans les études réglementaires et s'intègre dans l'environnement TELEMAC-MASCARET. MASCARET offre une bonne robustesse numérique, mais son interface utilisateur est moins intuitive que celle de certains logiciels commerciaux.

TELEMAC-MASCARET 2D (2DH)

TELEMAC-2D ^[10] est un modèle bidimensionnel. Il est largement utilisé pour les études d'inondation, d'écohydraulique et d'hydraulique fluviale avancée. Sa grande flexibilité permet de modéliser des géométries complexes et de coupler l'hydrodynamique avec le transport sédimentaire et les polluants. En revanche, sa mise en œuvre requiert une expertise technique et un temps de paramétrage conséquent.

MIKE 21 (2DH)

MIKE 21 ^[11] est un modèle hydrodynamique 2D développé par le DHI et utilisé pour la simulation des écoulements en rivières, estuaires et plaines d'inondation. Il offre de nombreux modules couplés et une interface graphique avancée.

IBER (2DH)

IBER ^[12] est un modèle numérique bidimensionnel horizontal (2DH) destiné à la simulation des écoulements instationnaires à surface libre turbulente et des processus environnementaux en hydraulique fluviale. Ses domaines d'application couvrent l'hydrodynamique des rivières, la simulation de rupture de barrage, l'évaluation des zones inondables, le calcul du transport sédimentaire et l'analyse des écoulements ondulatoires en estuaires. Le modèle intègre un module de transport sédimentaire permettant de représenter le charriage et le transport en suspension. Grâce à sa structure modulaire et à son caractère open source, IBER constitue un outil particulièrement adapté aux études d'inondation et d'écohydraulique à échelles locale et régionale.

CE-QUAL-W2 (2DV)

CE-QUAL-W2 ^[13] est un modèle numérique bidimensionnel longitudinal-vertical (2DV) couplant hydrodynamique et qualité de l'eau, développé par l'US Army Corps of Engineers. Il est conçu pour la simulation des rivières, estuaires, lacs, réservoirs et systèmes fluviaux à l'échelle du bassin, lorsque les processus verticaux tels que la stratification thermique et les échanges biogéochimiques sont dominants. Le modèle représente de manière détaillée les interactions entre température, nutriments, algues, oxygène dissous, matière organique et sédiments, et permet également l'analyse des habitats piscicoles et des ouvrages hydrauliques (seuils, déversoirs, prises d'eau sélectives).

CE-QUAL-W2 repose sur l'hypothèse d'un mélange latéral complet et sur une approximation hydrostatique de la quantité de mouvement verticale, ce qui limite son application aux systèmes où les variations transversales sont faibles. Il constitue néanmoins une référence internationale pour les études couplées hydrodynamique-qualité de l'eau dans les systèmes stratifiés ou faiblement stratifiés.

SOBEK (1D/2D)

SOBEK ^[14] est un logiciel de modélisation hydraulique développé par l'institut technologique Deltares aux Pays-Bas, principalement orienté vers la simulation des écoulements en rivières, canaux et systèmes hydrauliques régulés. Permettant des modélisations en une et deux dimensions, ainsi que des approches couplées 1D-2D, il est particulièrement utilisé pour les études de gestion des crues et de protection contre les inondations. SOBEK est bien adapté à la représentation de réseaux hydrauliques complexes intégrant des ouvrages tels que digues, stations de pompage et structures de régulation. En revanche, son usage est moins fréquent pour l'analyse détaillée des processus écohydrauliques ou morphodynamiques en milieu fluvial naturel.

VIII.2.4 Exemple et défis de la modélisation numérique

Azin Amini et Giovanni De Cesare

Troisième correction du Rhône : mesure prioritaire du coude de Martigny

Dans le cadre de la troisième correction du Rhône, la mesure prioritaire du coude de Martigny constitue un cas d'étude représentatif des défis rencontrés par l'application de la modélisation numérique à des projets fluviaux complexes. La configuration géométrique du site, marquée par un coude prononcé, la confluence avec la Dranse et des processus morphodynamiques intenses, impose une approche de modélisation intégrée, combinant des outils numériques et expérimentaux.

Un modèle numérique bidimensionnel (2DH) a été développé par la Plateforme de Constructions Hydrauliques (PL-LCH) de l'EPFL à l'aide du logiciel BASEMENT (version 2.8). Compte tenu de la complexité du design hydraulique et morphologique, la modélisation numérique seule ne permettait pas d'assurer une représentation suffisamment fiable des phénomènes en jeu. Une approche hybride, associant un modèle physique et un modèle numérique, a ainsi été retenue afin d'évaluer de manière cohérente le comportement hydraulique et le transport solide de la mesure prioritaire.

Objectifs de la modélisation

L'objectif principal de la modélisation numérique est, dans un premier temps, de reproduire les résultats obtenus sur le modèle physique, lequel ne représente qu'une partie de la zone d'étude, afin d'assurer un calage fiable des paramètres hydrauliques et morphodynamiques. Dans un second temps, la modélisation numérique vise à étendre l'analyse à l'ensemble de la zone d'étude et à constituer un outil opérationnel pérenne, notamment après le démontage du modèle physique.

Dans une première phase, le domaine de calcul du modèle numérique correspond strictement à celui du modèle physique [Fig. VIII.2.6](#), soit le tronçon compris entre le Pk 39,7 km et le Pk 37,187 km, permettant une calibration détaillée sur la base des résultats expérimentaux. Dans une seconde phase, le modèle est étendu à l'ensemble du tronçon concerné par la mesure prioritaire, entre le Pk 39,7 km et le Pk 34,8 km, en conservant les paramètres issus de la phase de calage.

La modélisation numérique se concentre à la fois sur le comportement hydraulique, à travers l'analyse des lignes d'eau, des hauteurs d'eau et des contraintes de cisaillement, et sur le transport solide, incluant l'évolution morphologique du lit, les zones d'érosion et de dépôt, les bilans volumiques ainsi que la répartition spatiale de l'alluvionnement. Cette double approche est indispensable pour appréhender les interactions complexes entre l'écoulement et le lit mobile dans un contexte de crue.

Pk

Le point kilométrique est un repère le long d'une voie (ferrée, routière ou fluviale) mesuré en kilomètres à partir d'un point zéro.

Fig. VIII.2.6 Périmètre de la mesure prioritaire du coude de Martigny; périmètre du modèle physique (en jaune).

Source : SRTCE Valais



Définition du maillage

La définition du maillage constitue un enjeu central de la modélisation numérique, car elle influence directement la précision des résultats et les temps de calcul. Un maillage fin améliore la représentation des phénomènes hydrauliques et morphodynamiques mais au prix d'un coût de calcul plus élevé, ce qui impose la recherche du meilleur compromis. Le domaine computationnel est discrétisé à l'aide d'un maillage non structuré, composé d'éléments triangulaires, avec des raffinements localisés dans les zones d'intérêt hydraulique, notamment au niveau du coude et de la confluence [Fig. VIII.2.7](#).

Une analyse de sensibilité du maillage a été réalisée afin d'identifier le compromis optimal entre précision et temps de calcul. Elle a conduit à retenir une taille de maille d'environ 5 m sur la majeure partie du domaine, raffinée à 3 m dans les zones de forte complexité hydraulique, et plus grossière à l'aval, où les niveaux d'eau sont principalement tributaires des conditions aux limites [Fig. VIII.2.8](#).

Fig. VIII.2.7 Vue en plan du maillage final.

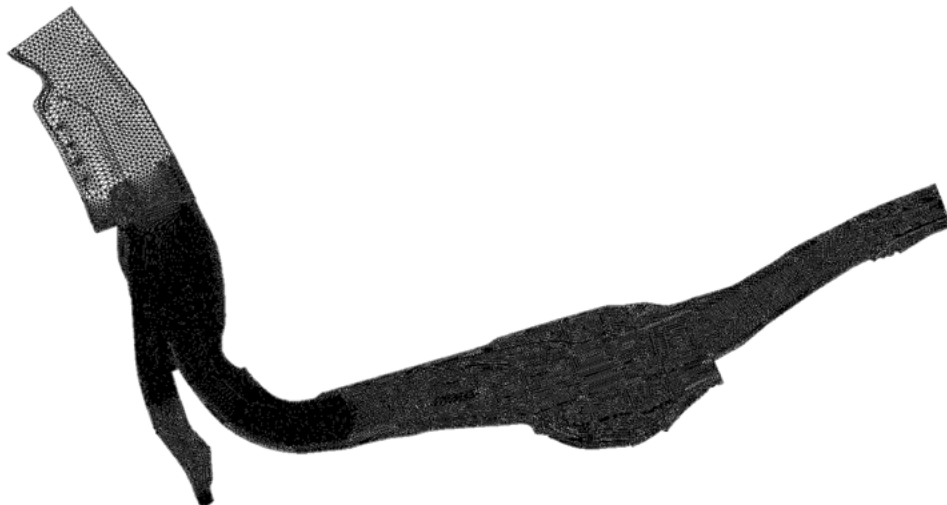
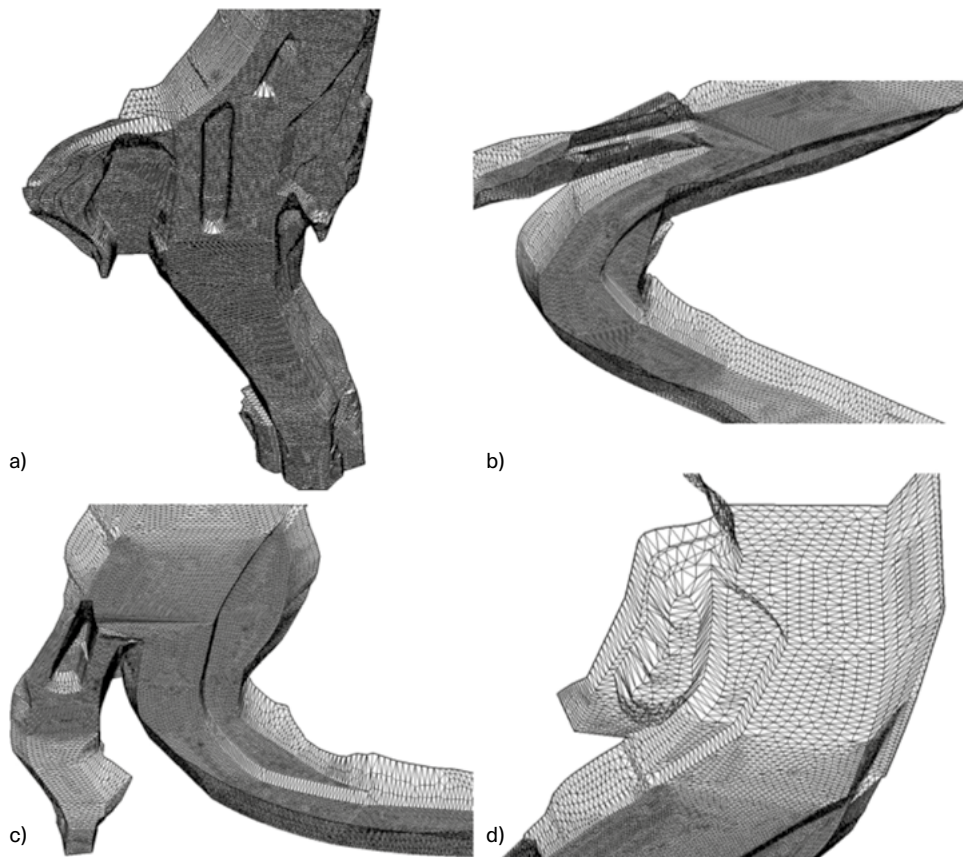


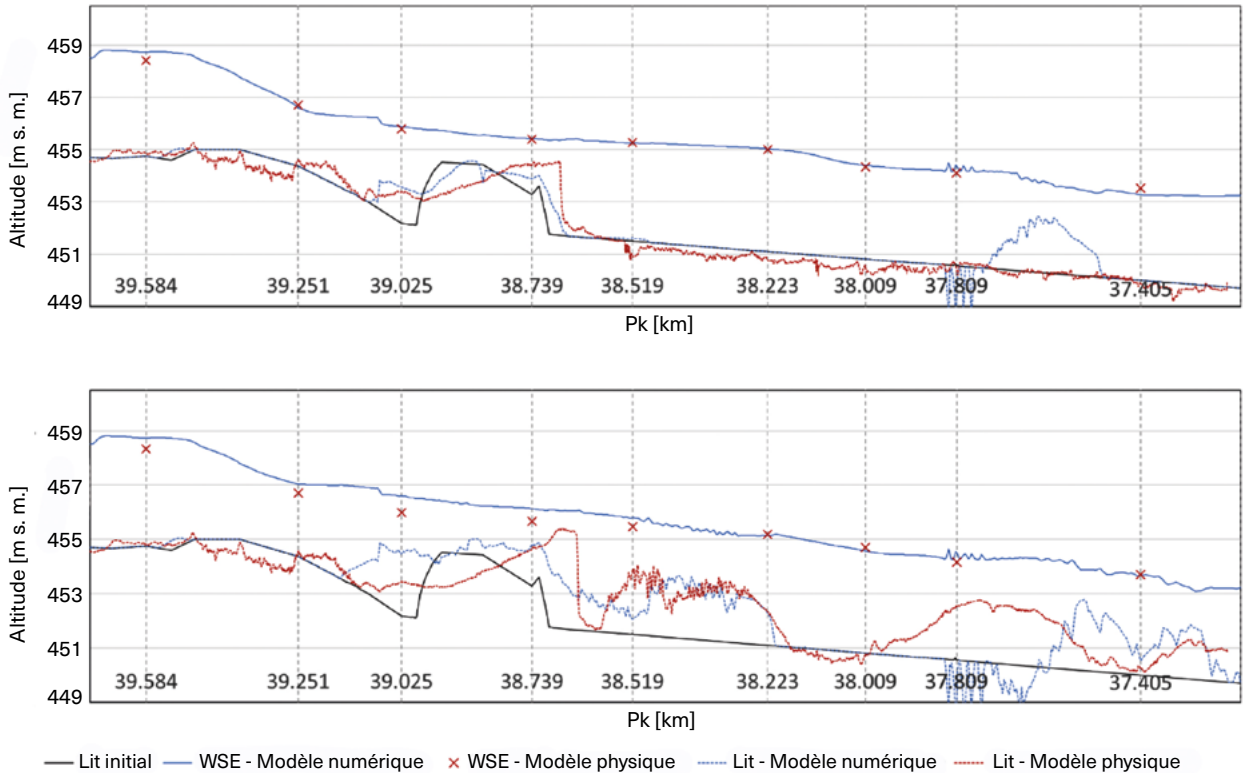
Fig. VIII.2.8 Maillage final non homogène (3, 5 et 10 m), zones raffinées à la confluence et dans le coude, agrandies à l'aval.
 a) secteur rampe amont et Verney
 b) secteur coude
 c) secteur Dranse et confluence
 d) secteur Îles Cédées



Calage du modèle

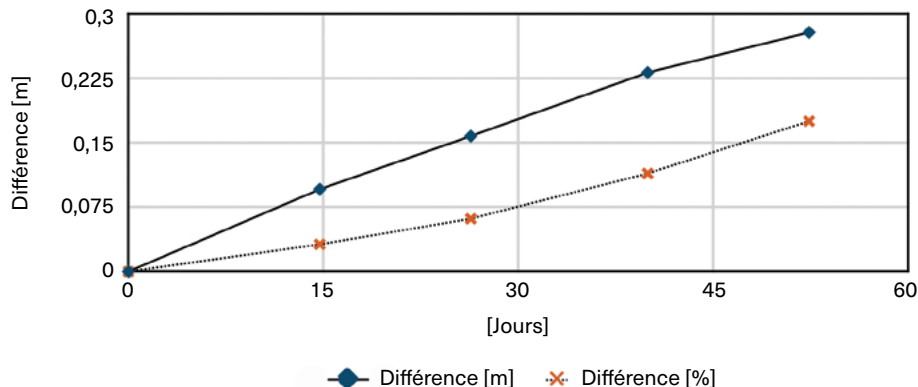
Fig. VIII.2.9 Profils en long des hauteurs d'eau (WSE) et de l'évolution du lit; scénario Q_{10} multiphase :
 $Q_{Rhône} = 669 \text{ m}^3/\text{s}$;
 $Q_{Dranse} = 95 \text{ m}^3/\text{s}$;
 $Q_{s,Rhône} = 80 \text{ kg/s}$;
 $Q_{s,Dranse} = 64 \text{ kg/s}$.
 En haut : phase de calage.
 En bas : phase de validation.

Le calage du modèle numérique est effectué sur la base du scénario de crue Q_{10} , sur une durée de 14,7 jours prototype, pour laquelle des résultats détaillés du modèle physique sont disponibles [Fig. VIII.2.9 haut](#). Plusieurs paramètres influents sont analysés, notamment les coefficients de rugosité par secteur, la distribution granulométrique des sédiments, la contrainte de cisaillement critique adimensionnelle et l'influence de l'effet de courbure. Cette étape met en évidence la forte sensibilité des résultats morphodynamiques aux choix de paramétrisation. Les paramètres retenus dans le modèle final incluent des coefficients de rugosité conformes au projet, ainsi qu'une représentation du transport solide à l'aide de huit classes granulométriques.



Une fois calé, le modèle numérique est appliqué à l'ensemble du scénario Q_{10} , d'une durée totale de 52,3 jours pour validation [Fig. VIII.2.9 bas](#). Les résultats montrent un bon accord global entre le modèle numérique et le modèle physique, tant en termes de lignes d'eau que d'évolution morphologique. Les différences observées augmentent progressivement au cours du temps, en particulier pour les hauteurs d'eau [Fig. VIII.2.10](#) et les volumes de sédiments échangés, ce qui reflète l'accumulation des incertitudes inhérentes à la modélisation morphodynamique sur des périodes prolongées. Néanmoins, les zones principales d'érosion et de déposition sont correctement identifiées par le modèle numérique, et leur évolution spatiale est cohérente avec les observations expérimentales.

Fig. VIII.2.10 Évolution de la différence des lignes d'eau entre le modèle numérique et le modèle physique; scénario Q_{10} multi-phase:
 $Q_{\text{Rhône}} = 669 \text{ m}^3/\text{s}$;
 $Q_{\text{Dranse}} = 95 \text{ m}^3/\text{s}$;
 $Q_{s,\text{Rhône}} = 80 \text{ kg/s}$;
 $Q_{s,\text{Dranse}} = 64 \text{ kg/s}$.



Ce cas d'étude met en évidence l'importance du choix du maillage, de la calibration des paramètres sédimentaires et de la validation expérimentale, en particulier pour des géométries complexes et des écoulements fortement non uniformes. Il souligne également les limites actuelles des modèles numériques pour la reproduction fine de l'évolution morphologique à long terme, ces limites résultant principalement de l'accumulation des incertitudes liées à la paramétrisation du transport solide et à la rétroaction entre écoulement et morphologie sur des durées prolongées.

Dans le contexte de l'ingénierie fluviale, la modélisation numérique apparaît ainsi comme un outil puissant mais qui doit être utilisé avec discernement. Lorsqu'elle est intégrée dans une approche hybride et correctement calibrée, elle constitue un support efficace pour l'analyse de variantes de projet et l'évaluation de modifications ponctuelles, tout en nécessitant une interprétation critique de ses résultats.

Bibliographie du sous-chapitre VIII.2

- [1] Gabl, R., Gens, B., De Cesare, G., Aufleger, M., 2014, «Anregungen zur Qualitätssicherung in der 3-D-numerischen Modellierung mit FLOW-3D», *Wasserwirtschaft*, 104/3, p. 15-20.
- [2] Dubois, J., Boillat J.-L., 2000, *Routing System - Modélisation du routage de crues dans des systèmes hydrauliques à surface libre*, Communication 9, Laboratoire de constructions hydrauliques, EPFL, Lausanne.
- [3] García Hernández, J., Jordan, F., Dubois, J., Boillat, J.-L., 2007, *Routing System II - Modélisation d'écoulements dans des systèmes hydrauliques*, Communication 32, Laboratoire de constructions hydrauliques, EPFL, Lausanne.
- [4] Jordan, F., García Hernández, J., Dubois, J., Boillat, J.-L., 2008, *Minerve - Modélisation des intempéries de nature extrême du Rhône valaisan et de leurs effets*, Communication 38, Laboratoire de constructions hydrauliques, EPFL, Lausanne, Suisse.
- [5] Schaeffli, B., Hingray, B., Niggly, M., Musy, A. 2005, «A conceptual glacio-hydrological model for high mountainous catchments», *Hydrol. Earth Syst. Sc. Disc.*, 2, p. 73-117.
- [6] <https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>.
- [7] <https://basement.ethz.ch>.
- [8] https://manuals.mikepowere-dbydhi.help/2022/MIKE_11.htm.
- [9] <https://doc.cerema.fr>.
- [10] <https://www.opentelemac.org>.
- [11] <https://www.dhigroup.com/technologies/mikepoweredbydhi/mike-21-3>.
- [12] <https://flumen.upc.edu/en/documents/software/iber>.
- [13] <https://www.ce.pdx.edu/w2/>.
- [14] <https://www.deltares.nl/en/software-and-data/products/sobek-suite>.
- [15] PL-LCH, EPFL, 2022, *Coude du Rhône à Martigny, Validation du modèle numérique*, rapport 05/2022, non publié, Lausanne.

Hervé Capra,
avec la collaboration de Philippe Heller

Taxon

Entité qui regroupe tous les organismes vivants possédant en commun certains caractères bien définis d'une classification systématique.

Dans ce sous-chapitre, l'habitat caractérise le lieu de vie des organismes aquatiques et se définit comme la composante physique des cours d'eau, issue d'un débit transitant dans une morphologie donnée. Les conditions hydrauliques (profondeur, vitesse d'écoulement, forces de cisaillement) et la nature du substrat (taille des particules) sont classiquement utilisées pour décrire cet habitat physique. L'objectif de la modélisation des habitats est d'évaluer quantitativement les conséquences d'une modification de débit et/ou de la morphologie d'un cours d'eau, qui définit un changement d'habitat, pour les organismes aquatiques.

Le principe de la modélisation des habitats est de coupler une modélisation des conditions hydrauliques d'un tronçon de cours d'eau en fonction du débit et de traduire ces conditions hydrauliques en quantité d'habitat favorable pour un *taxon* donné (par ex. juvéniles de *Salmo trutta* ou larves de *Baetis rhodani*). La modélisation des habitats est donc un outil d'aide à la gestion quantitative des cours d'eau (soit pour la définition ou la modification du débit résiduel à l'aval d'un barrage).

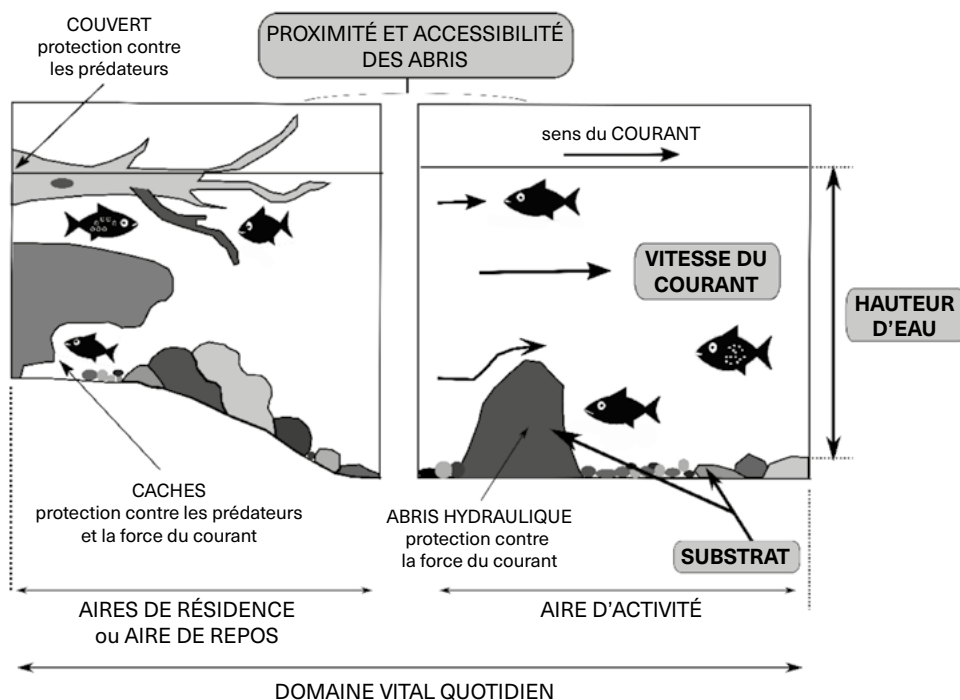
L'utilisation des modèles d'habitat devient pertinente lorsque la renaturation d'un cours d'eau vise à modifier son régime hydrologique et/ou sa morphologie et que l'on souhaite identifier les taxons pour lesquels les changements d'habitat attendus seront les plus favorables. Ce sous-chapitre présente successivement la notion d'habitat physique pour les espèces d'eaux courantes, la notion de modèle de préférence d'habitat, la modélisation des habitats en cours d'eau et la démarche recommandée pour utiliser cette modélisation. Enfin, quelques exemples illustrent la pertinence de cette approche quantitative.

VIII.3.1 Généralités et principes

Les facteurs environnementaux agissent à de multiples échelles spatiales et temporelles, façonnant la structure des communautés aquatiques [Fig. VIII.3.1](#).

La variabilité hydrologique est un des facteurs clefs de l'écologie des cours d'eau. Elle joue un rôle de «métronomie», en donnant un rythme saisonnier aux organismes aquatiques (alternance des périodes de hautes et de basses eaux, occurrence des crues), et un rôle d'«architecte-entretien» en façonnant et maintenant la morphologie du cours d'eau. Par exemple, la reproduction de bon nombre d'espèces de poissons est directement dépendante du débit ou des variations de débit à certaines périodes de l'année. De nombreuses études de cas montrent que l'altération de différents aspects du régime hydrologique peut avoir une influence sur l'altération du fonctionnement écologique des cours d'eau ^[1, 2], même si toutes les caractéristiques du régime hydrologique n'ont pas la même influence dans un contexte donné ^[3, 4, 5].

Fig. VIII.3.1 Illustration de l'habitat physique quotidien en rivière (d'après Thévenet, 1998).



Toutefois, l'hydrologie seule permet difficilement de quantifier les réponses des différentes espèces et l'absence de règles quantitatives générales implique un degré d'expertise important pour identifier les seuils d'acceptation des altérations hydrologiques [6]. L'une des raisons qui empêche cette généralisation vient du fait qu'un même débit peut être associé à des caractéristiques hydrauliques très différentes dans des morphologies de cours d'eau contrastées (par ex. pente, substrat ou section transversale).

La traduction d'un débit transitant dans une morphologie en conditions hydrodynamiques apparaît comme une approche quantitative beaucoup plus universelle. La modélisation des habitats repose d'abord sur une modélisation des conditions hydrodynamiques d'un tronçon de cours d'eau en fonction du débit, pour traduire certaines caractéristiques d'altérations hydrologiques (principalement les modifications des débits bas à moyens) en altérations hydrauliques (par ex. modifications des vitesses du courant et des hauteurs d'eau). La modélisation des habitats utilise ensuite des modèles de préférence d'habitat pour traduire les altérations hydrauliques en altérations de qualité de l'habitat hydraulique pour les organismes (le plus souvent, les poissons et les macroinvertébrés). Cette étape permet d'obtenir un indice d'habitat potentiel, la valeur d'habitat (VH), qui évalue, pour un débit donné, si le tronçon étudié est favorable au(x) taxon(s) ciblé(s) dans l'étude. La VH varie de 0 (pas du tout favorable) à 1 (très favorable) et se calcule pour chaque maille du modèle hydraulique (quelques m²).

La formule la plus couramment utilisée pour calculer la VH est le produit des préférences d'habitat (voir section VIII.3.2) pour la hauteur d'eau, la vitesse du courant et le substrat quand celui-ci est disponible. Chaque modèle de préférence est normé pour varier entre 0 et 1, ce qui fait que la VH varie aussi entre 0 et 1. Il existe également

des modèles de préférence d'habitat pour les forces de cisaillement particulièrement adaptés aux organismes benthiques comme les macroinvertébrés [7].

Le second indice d'habitat couramment utilisé est la surface pondérée utile (SPU, exprimée en m^2), qui est le produit de la VH et de la surface de la maille du modèle hydraulique. Pour un débit donné, la SPU totale du tronçon d'étude est obtenue en additionnant les SPU de l'ensemble des mailles, tandis que la VH totale du tronçon est obtenue en divisant la SPU totale par la surface totale en eau au débit considéré. Ainsi, il est possible de construire les courbes d'évolution de la VH et de la SPU du tronçon étudié en fonction du débit, pour la gamme de débits retenue pour la modélisation hydraulique.

Il est important d'étudier des tronçons de cours d'eau car, par définition, la morphologie et le débit sont homogènes sur tout le linéaire d'un tronçon. Un tronçon est également une longueur de cours d'eau comportant au minimum plusieurs séquences de faciès géomorphologiques de type radier, plat ou mouille. Quand le tronçon à étudier s'étend sur plusieurs kilomètres, il est possible de définir des stations, dites représentatives, de ce tronçon pour réaliser la modélisation des habitats et extrapoler les résultats à tout le tronçon. Attention, cette étape est fondamentale : il vaut mieux choisir plusieurs stations que de se limiter à une seule qui reflète très peu la morphologie générale du tronçon. Pour réduire les biais liés à un mauvais choix de station, il est préconisé de choisir une longueur de station d'environ 15 fois la largeur du tronçon au débit de plein bord.

La modélisation des habitats porte principalement sur les conditions correspondant à des débits moyens à bas, souvent même proches de l'étiage, parce que ce sont des conditions favorables à l'échantillonnage des organismes aquatiques et parce que ce sont aussi souvent les gammes de débits résiduels imposées à l'aval des barrages.

L'étiage est aussi une période où la disponibilité en habitat devient la plus limitante pour les organismes aquatiques. La diminution de l'espace disponible, c'est-à-dire la capacité d'accueil d'un cours d'eau, entraîne de facto une diminution de l'habitat favorable à la plupart des espèces. C'est donc principalement à bas débit que les conditions d'habitat deviennent le plus limitant pour les organismes aquatiques.

Lors d'une crue, les conditions d'habitat (notamment les vitesses d'écoulement) sont aussi très contraignantes, mais il est délicat d'échantillonner les organismes aquatiques dans ce contexte. Il est donc difficile de connaître leur comportement de sélection d'habitat en cas de fort débit.

VIII.3.2 Modélisation des préférences d'habitat

Le long d'un tronçon de cours d'eau, le débit génère une gamme particulière d'habitats hydrauliques caractérisés par des vitesses d'écoulement, des hauteurs d'eau, des types de substrats et des niveaux de turbulence. Ces caractéristiques hydrauliques, associées à la nature du substrat, qui définissent communément l'habitat physique en rivière, conditionnent la présence de certaines espèces [8]. Ainsi, il est important d'isoler et de quantifier la sensibilité des communautés aux altérations hydrauliques pour pouvoir interpréter les simulations d'habitat.

La notion de sélection d'habitat ou de préférence d'habitat résume le comportement d'un ou plusieurs individus qui utilisent, à l'échelle du microhabitat (quelques m^2), des conditions hydrauliques avec un substrat donné parmi une certaine disponibilité en habitat dans le tronçon de cours d'eau. La sélection d'un habitat par un taxon (guilde,

trait, espèce, stade de développement) se représente par l'intensité d'utilisation (par ex. la densité d'individus du taxon) de certaines conditions physiques, ou par le ratio de la fréquence d'utilisation de certaines conditions physiques sur la fréquence d'occurrence de ces conditions dans le milieu (disponibilité). Cette sélection de type préférentiel est nommée « préférence d'habitat ».

Historiquement, les premiers modèles de préférence étaient issus d'observations directes et les mesures des paramètres physiques (la vitesse d'écoulement par exemple) étaient effectuées « au nez du poisson » (notion de point focal), la notion primaire du microhabitat. Les modèles de préférence d'habitat pour un taxon sont une représentation des conditions physiques (classiquement, profondeur, vitesse et substrat) sélectionnées majoritairement par les individus de ce taxon. Les modèles de préférence d'habitat sont donc par construction des lois permettant de donner une note (c'est-à-dire une préférence), variant de 0 (valeur du paramètre physique jamais sélectionnée) à 1 (valeur du paramètre physique sélectionnée le plus fréquemment) pour chaque variable d'habitat à l'échelle du microhabitat.

La modélisation des habitats part du principe que les « préférences » des organismes pour leur habitat hydraulique dépendent de l'espèce, de son activité vitale (alimentation, repos, reproduction) et de son stade de développement, tout en gardant à l'esprit que les caractéristiques hydrauliques ne sont pas suffisantes à elles seules pour décrire l'habitat des organismes. Les abris peuvent par exemple avoir un rôle primordial dans la dynamique des populations de truite ^[9], mais leur description est complexe et l'évolution de leur rôle d'abri en fonction du débit n'est pas modélisable. La modélisation des préférences d'habitat revêt de nombreuses formes selon les pays et les pratiques des différentes équipes de recherche. Elles sont issues de synthèses, d'avis d'experts, de la bibliographie, d'observations directes, d'échantillonnages par pêche électrique, mais elles rendent toujours compte d'un choix que font en moyenne les individus d'un taxon donné parmi une disponibilité en habitat donnée au moment de l'échantillonnage, en utilisant différentes techniques statistiques ^[10].

Les préférences de très nombreux taxons aquatiques pour leur microhabitat hydraulique ont été comparées pour de multiples cours d'eau et à différentes saisons ^[11, 12]. La majorité des modèles de préférence reflètent de très fortes variations de densité en fonction de l'hydraulique ^[7, 13]. Ils sont fréquemment transférables d'un cours d'eau à l'autre ^[14], mais pas tous (cf. contre-exemple de Lancaster ^[15]).

Les tests de transférabilité les plus extensifs, réalisés par validation croisée ^[11], permettent de considérer qu'un modèle de préférence se transfère d'une rivière à l'autre dans environ 60 % des cas. C'est une image moyenne d'une situation néanmoins très disparate entre taxons, sachant que tous les taxons n'ont pas de préférences marquées vis-à-vis de l'hydraulique. Dans bien des cas, ces résultats justifient de réaliser des simulations d'habitat sur des tronçons où les préférences des espèces ne sont pas connues. Ils autorisent également des applications à l'échelle des bassins versants.

VIII.3.3 Les méthodes de simulations d'habitat

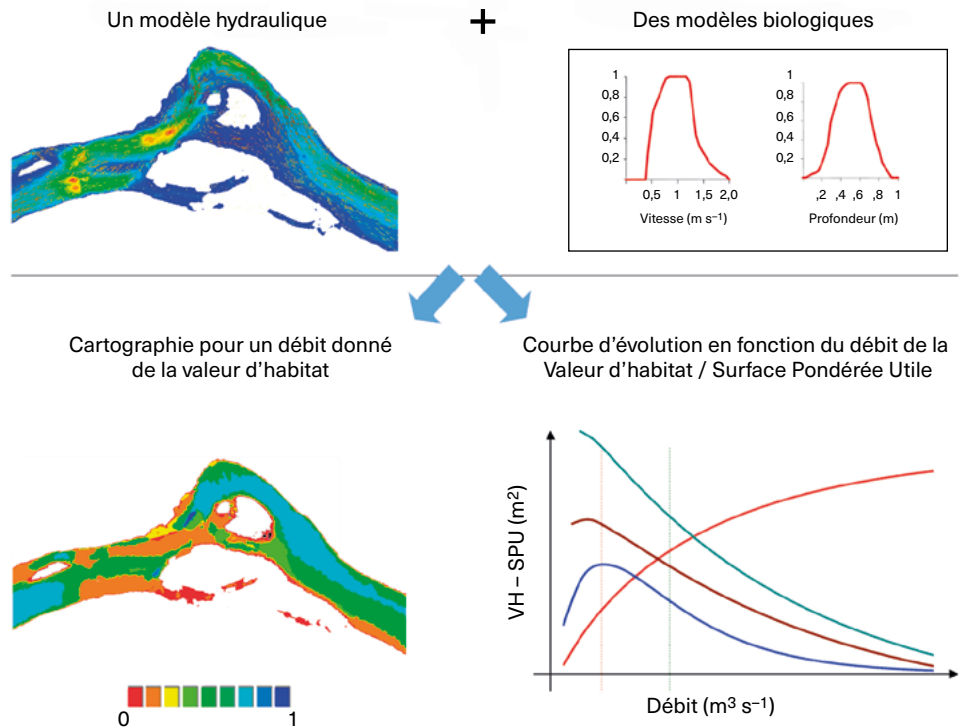
Les modèles d'habitat couplent un modèle hydraulique, qui simule les caractéristiques hydrauliques des microhabitats en fonction du débit, avec des modèles de préférence des organismes aquatiques pour les variables hydrauliques simulées. Le plus souvent utilisés à l'échelle des tronçons, ces modèles d'habitat permettent de cartographier des valeurs d'habitat (normalisées sous forme de scores de préférence variant entre 0 et 1),

qui reflètent la qualité de l'habitat hydraulique du tronçon pour les espèces considérées et pour différents débits. D'autres variables physiques comme le substrat ou la température sont parfois intégrées mais ne varient pas avec le débit. La VH du tronçon ou la SPU, variant avec le débit, peuvent alors synthétiser les conséquences de changements de débit sur la qualité de l'habitat hydraulique du tronçon et donc potentiellement sur les taxons ciblés.

Les modèles d'habitat disponibles sont nombreux [16, 17]. La plupart reposent sur un modèle hydraulique numérique Fig. VIII.3.2, souvent bidimensionnel, qui résout les équations de conservation de masse et de quantité de mouvement sur un tronçon de cours d'eau (par ex. Phabsim [18], River2D [19] ; en France, Evha [20]). Ces modèles requièrent des données de topographie du lit en trois dimensions et un étalonnage hydraulique nécessitant une bonne expertise. D'autres modèles extrapolent des mesures hydrauliques réalisées à partir de 3 ou 4 débits de calage [21].

Des modèles d'habitat statistiques reposent sur une modélisation directe des distributions statistiques des variables hydrauliques ponctuelles dans les tronçons de cours d'eau (histogrammes des vitesses, des hauteurs d'eau, des forces ponctuelles ; par ex. le logiciel Stathab [22]). D'autres modèles statistiques reposent sur une modélisation des sorties de modèles d'habitat numériques (logiciel Estimhab [23, 24]). Les modèles statistiques ne permettent pas une cartographie des valeurs d'habitat et ne s'appliquent pas dans des morphologies fortement altérées (par ex. par chenalisation, recalibrage). En revanche, ils sont plus simples à mettre en œuvre que les modèles numériques, car leurs variables d'entrée principales sont les caractéristiques moyennes des tronçons de cours d'eau (débit, largeur, hauteur, taille du substrat) mesurées à deux débits distincts. Ainsi, lorsqu'une cartographie des valeurs d'habitat

Fig. VIII.3.2 Principe général de la modélisation des habitats.



n'est pas nécessaire, ils facilitent les applications multisites et les applications étendues à l'échelle des bassins versants [25].

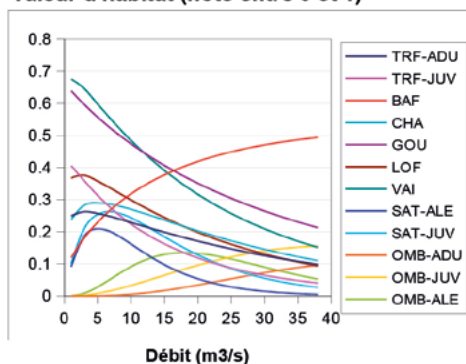
Les modèles d'habitat hydraulique sont, avec les approches hydrologiques, les outils les plus utilisés dans le monde pour définir des débits écologiques à l'échelle des tronçons de cours d'eau [26]. Néanmoins, ils ont été critiqués depuis leur origine jusqu'à nos jours [15, 27] pour être, soit trop simplistes par rapport à la complexité de l'utilisation de l'habitat, soit trop complexes par rapport à une approche purement hydrologique. Les tests de transférabilité des modèles de préférence [11] devraient limiter les positions d'écoles trop tranchées. En France, par exemple, les méthodes statistiques (notamment le modèle Estimhab Fig. VIII.3.3, disponible sur la plateforme HABBY) sont aujourd'hui les plus utilisées. Des modèles du même type sont employés outre-mer [25, 28, 29, 30].

Fig. VIII.3.3 Estimation de la qualité de l'habitat par le logiciel Estimhab.
Visualisation de la feuille Excel principale du logiciel dans sa première version.

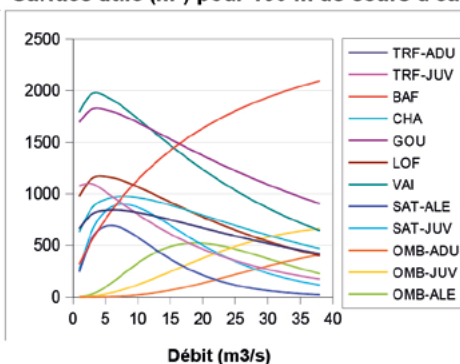
Entrées		
débit (m3/s)	largeur (m)	hauteur (m)
2	29	0.21
60	45	1.12
débit médian naturel Q50 (m3/s)		
25		
taille du substrat (m)		
0.25		
gamme de modélisation (débits, m3/s)		
1 38		

Résultats

Valeur d'habitat (note entre 0 et 1)



Surface utile (m²) pour 100 m de cours d'eau



Les variables d'entrée des modèles d'habitat statistiques sont des caractéristiques moyennes du tronçon (largeur mouillée, hauteur d'eau, substrat), ce qui facilite les applications sur plusieurs sites à l'échelle des bassins (exemple des études « volumes prélevables » du bassin Rhône-Méditerranée-Corse [31]). Des applications généralisées sur l'ensemble des tronçons d'un bassin sont également possibles, car les variables d'entrée peuvent être extrapolées spatialement [32]. Des simulations d'altération d'habitat généralisées sont donc réalisables à l'échelle des bassins versants [25]. Néanmoins, ces applications reposent sur des extrapolations spatiales et possèdent une incertitude forte. En conséquence, elles fournissent des éléments de cadrage à l'échelle des bassins (pour la

comparaison de scénarios de gestion et le repérage de zones particulièrement impactées), mais ne remplacent pas les études d'impact à l'échelle des tronçons de cours d'eau.

VIII.3.4 Une démarche recommandée

La modélisation des habitats est toujours une étape de l'expertise écologique complète du cours d'eau. Cette modélisation ne caractérise que les réponses attendues de quelques taxons aux altérations/restaurations hydrauliques étudiées. Ce n'est en aucun cas une méthode presse-bouton qui donnerait un chiffre magique permettant de définir directement un débit résiduel à l'aval d'un barrage.

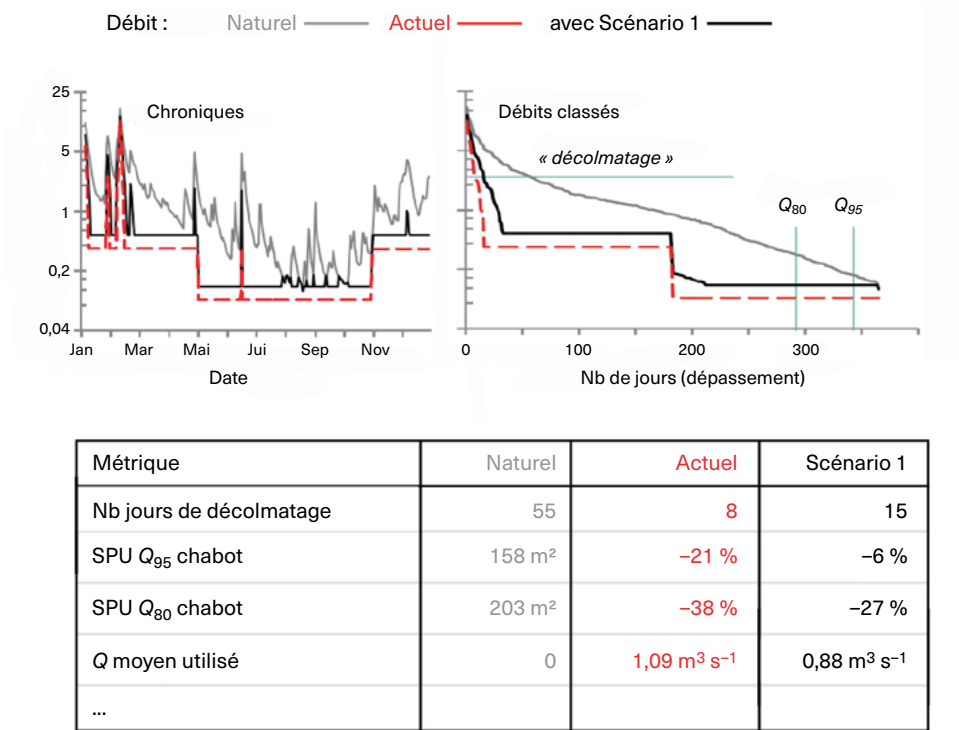
La modélisation des habitats doit impérativement demeurer un élément d'une expertise écologique complète qui analysera l'hydrologie du site (si possible, en créant une hydrologie naturalisée qui servira de référence), les communautés aquatiques présentes (en évaluant si elles sont encore représentatives du cours d'eau ou déjà largement modifiées), les conditions environnementales comme la thermie, la qualité physico-chimique de l'eau, la qualité du transport sédimentaire, la perméabilité du lit et la continuité écologique (physique et biologique ^[33]), ainsi que les principaux usages de l'eau recensés sur le tronçon étudié.

Ensuite, il faut absolument inclure la dimension temporelle dans l'expertise habitat. En effet, tous les organismes n'ont pas les mêmes exigences vis-à-vis de l'habitat physique et certainement pas au même moment du cycle hydrologique annuel. Ainsi, il est important, avant même de démarrer l'étude, d'établir une liste d'espèces cibles et des périodes dans l'année les plus limitantes pour ces taxons, par rapport à l'habitat physique, dans les gammes de débit moyen à faible. Il est impossible de choisir une valeur de débit résiduel sur un graphe présentant 10 courbes d'évolution de la SPU en fonction du débit [Fig. VIII.3.3](#). Ainsi, l'expertise habitat se structure par taxon, par période de l'année et par modification hydrologique traduite en altération d'habitat disponible. Il est donc conseillé de réaliser des tableaux de scénarios hydrologiques ^[6]. Pour chaque scénario et pour chaque taxon ciblé, les augmentations ou pertes de SPU sont calculées. Les scénarios sont comparés entre eux et celui qui obtient le meilleur consensus est retenu. D'autres variables peuvent venir compléter ce tableau [Fig. VIII.3.4](#), telles que le nombre de jours avec un débit assurant un décolmatage du lit du cours d'eau, le nombre de jours avec des vitesses fortes pendant la période de l'émergence des truites par exemple, ou encore les coûts. Enfin, il est aussi possible d'analyser des chroniques d'habitat, calculées à partir de chroniques de débits, et de comparer entre elles les durées continues d'habitat limitant (DCHL). Les DCHL sont des indicateurs de conditions très structurantes pour les populations ^[34].

Cas d'étude

Les modèles d'habitat ont apporté des éléments de validation convaincants concernant l'impact des débits d'étiage sur les populations. Les différences d'habitat dans l'espace, entre sites situés à l'amont et à l'aval des barrages, semblent fortement reliées aux différences biologiques entre ces sites ^[35]. Un très bel exemple de validation des simulations d'un modèle d'habitat est le travail de Ovidio ^[36] sur la rivière Lhomme

Fig. VIII.3.4 Démarche globale proposée pour l'interprétation d'une modélisation des habitats.



en Belgique. La modélisation des habitats, effectuée avant la construction d'un petit aménagement hydroélectrique (2002), montrait que dans les deux stations d'étude choisies du futur tronçon court-circuité, la diminution d'habitat favorable à l'ombre commun adulte (*Thymallus thymallus*) était très importante pour le débit résiduel visé (< 50 % débit d'étiage). Les modélisations d'habitats pour les autres espèces principales, et notamment la truite commune adulte (*Salmo trutta fario*), montraient les mêmes réductions drastiques de l'habitat favorable. Un suivi des populations pendant les années 2003 à 2006 a montré une diminution très nette des adultes de salmonidés dans les stations échantillonnées, en accord avec les simulations d'habitat. Aucune réduction nette des effectifs d'adultes de salmonidés n'a été observée dans une station non soumise à un débit résiduel sur la même période. Dans un tel cas, l'habitat était bien le facteur limitant principal des populations de salmonidés (surtout pour les adultes) et le maintien d'un débit résiduel très bas, notamment l'été, a été fatal aux populations d'ombres et de truites dans le tronçon court-circuité.

Les modèles d'habitat ont été souvent aussi utilisés pour prédire, dans le temps, les effets biologiques de restauration de débits [3, 37, 38, 39]. Lorsque les changements hydrauliques liés à la restauration des débits étaient forts (c'est le cas de tronçons du Rhône où des débits minimaux ont été multipliés par des facteurs de 5 à 10 [40, 41]), les modèles ont permis de prédire avec précision des changements biologiques significatifs (par ex. la proportion de groupes d'espèces multipliées par 2 ou 3). Les exemples du Rhône sont particulièrement convaincants car ils concernent de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés et sont basés sur des modèles construits avant restauration, pour la plupart sur des sites indépendants des sites restaurés. De façon cohérente,

lorsque les changements d'habitat sont plus faibles (c'était souvent le cas lors de l'expérience dite de la cellule « débits réservés » concernant la truite commune ^[37]), les résultats sont moins tranchés.

Défis pour le court terme

Les défis futurs des outils de modélisation des habitats concernent la température et les fortes variations artificielles de débit, lors des éclusées par exemple. Sous la pression des effets du changement climatique, il est possible que les températures des cours d'eau augmentent de manière importante, y compris en altitude et ce principalement pendant les étiages estivaux. Considérer la température de l'eau pour (re)définir des valeurs de débits écologiques (débit résiduel, par ex.), en imaginant des besoins supérieurs en eau pour des températures plus chaudes, est une étape importante à mener urgemment ^[42].

Pour les macroinvertébrés, les préférences d'habitat changent dans les rivières soumises à éclusées au contraire de celles des poissons qui sont plus mobiles ^[43]. Capra ^[44] et Judes ^[45] ont démontré que les conditions d'habitat rencontrées dans les jours précédents avaient une influence forte sur la sélection d'habitat des poissons. Ces derniers peuvent être contraints de se déplacer davantage et/ou de choisir les habitats les moins contraignants, plutôt que des habitats plus attractifs mais qui risquent par exemple de s'assécher ou de subir des vitesses d'écoulement très fortes. Ainsi, dans le cadre des études des effets d'éclusées sur les communautés aquatiques, il devient aussi important de considérer non seulement la qualité de l'habitat en fonction du débit mais aussi la dynamique spatiale et temporelle des habitats favorables dans le milieu ^[45, 46]. En cela, la modélisation des habitats basée sur un modèle hydraulique à deux dimensions devient indispensable.

Bibliographie du sous-chapitre VIII.3

- [1] Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R., Stromberg, J., 1997, «The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration», *BioScience*, n° 47, p. 769-784.
- [2] Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M. C., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Merritt, D. M., O'Keeffe, J. H., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E., Warner, A., 2010, «The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards», *Freshwater Biology*, n° 55, p. 147-170.
- [3] Jowett, I. G., Biggs, B., 2006, «Flow regime requirements and the biological effectiveness of habitat-based minimum flow assessments for six rivers», *International Journal of River Basin Management*, n° 4, p. 179-189.
- [4] Snelder, T. H., Lamouroux, N., 2010, «Co-variation of fish assemblages, flow regimes and other habitat factors in French rivers», *Freshwater Biology*, n° 55, p. 881-892.
- [5] Gido, K. B., Propst, D. L., Olden, J. D., Bestgen, K. R., 2013, «Multidecadal responses of native and introduced fishes to natural and altered flow regimes in the American Southwest», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, n° 70, p. 554-564.
- [6] Lamouroux, N., Augeard, B., Baran, P., Capra, H., Le Coarer, Y., Girard, V., Gouraud, V., Navarro, L., Prost, O., Sagnes, P., Sauquet, E., Tissot, L., 2018, «Débits écologiques : la place des modèles d'habitat hydraulique dans une démarche intégrée», *Hydroécologie Appliquée*, n° 20, p. 1-27.
- [7] Forcellini, M., Plichard, L., Dolédec, S., Méricoux, S., Olivier, J.-M., Cauvy-Fraunié, S., Lamouroux, N., 2022, «Microhabitat selection by macroinvertebrates: generality among rivers and functional interpretation», *Journal of Ecohydraulics*, n° 7, p. 28-41.
- [8] Souza, F. B., Santos, A. C. de A., da Silva, A. T., Caiola, N., 2025, «Environmental drivers of functional diversity in semiarid stream fish: the case of the upper Paraguaçu basin», *Aquatic Ecology*, n° 34, e70006.
- [9] Bret, V., Capra, H., Gouraud, V., Lamouroux, N., Piffady, J., Tissot, L., Rivot, E., 2017, «Understanding inter-reach variation in brown trout (*Salmo trutta*) mortality rates using a hierarchical Bayesian state-space model», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, n° 74, p. 1612-1627.
- [10] Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, E., Thiémonge, N., Bobée, B., 2006, «A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment», *River Research and Applications*, n° 22, p. 503-523.
- [11] Lamouroux, N., Méricoux, S., Dolédec, S., Snelder, T. H., 2013, «Transferability of hydraulic preference models for aquatic macroinvertebrates», *River Research and Applications*, n° 29, p. 933-937.
- [12] Girard, V., Monti, D., Valade, P., Lamouroux, N., Mallet, J.-P., Grondin, H., 2014, «Hydraulic preferences of shrimps and fishes in tropical insular rivers», *River Research and Applications*, n° 30, p. 766-779.
- [13] Plichard, L., Forcellini, M., Le Coarer, Y., Capra, H., Carrel, G., Ecochard, R., Lamouroux, N., 2020, «Predictive models of fish microhabitat selection in multiple sites accounting for abundance overdispersion», *River Research and Applications*, n° 36, p. 1056-1075.
- [14] Lamouroux, N., Capra, H., Pouilly, M., Souchon, Y., 1999, «Fish habitat preferences at the local scale in large streams of southern France», *Freshwater Biology*, n° 42, p. 673-687.
- [15] Lancaster, J., Downes, B. J., 2010, «Linking the hydraulic world of individual organisms to ecological processes: putting ecology into ecohydraulics», *River Research and Applications*, n° 26, p. 385-403.
- [16] Dunbar, M. J., Alfreðsen, K., Harby, A., 2012, «Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids», *Fisheries Ecology and Management*, n° 19, p. 500-517.
- [17] Linnansaari, T., Monk, W. A., Baird, D. J., Curry, R. A., 2013, *Review of approaches and methods to assess Environmental Flows across Canada and internationally*, Research Document 2012/039, Canadian Science Advisory Secretariat, Fisheries and Oceans.
- [18] Bovee, K. D., 1982, *A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology*, Instream Flow Information Paper 12, U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, Colorado.
- [19] Ghanem, A. H., Steffler, P. M., Hicks, F. E., Katopodis, C., 1996, «Two dimensional finite element flow modeling of physical fish habitat», *Regulated Rivers: Research and Management*, n° 12, p. 185-200.
- [20] Ginot, V., 1998, logiciel EVHA, Évaluation de l'habitat physique des poissons en rivière (version 2.0), Cemagref Lyon BEA/LHQ et ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, Direction de l'eau, Paris.
- [21] Sabaton, C., Valentin, S., Souchon, Y., 1995, *La méthode des microhabitats. Protocoles d'application*, EDF Direction des études et recherches et Cemagref.
- [22] Girard, V., Lamouroux, N., Mons, R., 2014, «Modeling point velocity and depth statistical distributions in steep tropical and alpine stream reaches», *Water Resources Research*, n° 50, p. 427-439.
- [23] Lamouroux, N., Capra, H., 2002, «Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations», *Freshwater Biology*, n° 47, p. 1543-1556.
- [24] Lamouroux, N., Souchon, Y., 2002, «Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams», *Freshwater Biology*, n° 47, p. 1531-1542.
- [25] Snelder, T.H., Booker, D., Lamouroux, N., 2011, «A method to assess and define environmental flow rules for

- large jurisdictional regions», *Journal of the American Water Resources Association*, n° 47, p. 828-840.
- [26] Tharme, R. E., 2003, «A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers», *River Research and Applications*, n° 19, p. 397-441.
- [27] Lamouroux, N., Méricoux, S., Capra, H., Dolédec, S., Jowett, I. G., Statzner, B., 2010, «The generality of abundance-environment relationships in microhabitats: a comment on Lancaster and Downes (2009)», *River Research and Applications*, n° 26, p. 915-920.
- [28] Lamouroux, N., Jowett, I. G., 2005, «Generalized instream habitat models», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, n° 62, p. 7-14.
- [29] Saraeva, K., Hardy, T. B., 2009, «Prediction of fisheries physical habitat values based on hydraulic geometry and frequency distributions of depth and velocity», *International Journal of River Basin Management*, n° 7, p. 31-41.
- [30] Wilding, T. K., Bledsoe, B., Poff, N. L., Sanderson, J., 2014, «Predicting habitat response to flow using generalized habitat models for trout in Rocky Mountain streams», *River Research and Applications*, n° 7, p. 805-824.
- [31] Flourey, C., Navarro, L., Strofek, S., Dupré la Tour, J., Lamouroux, N., 2013, *Mieux gérer les prélèvements d'eau : l'évaluation préalable des débits biologiques dans les cours d'eau*, note du secrétariat technique du Sdage, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Irstea, Onema.
- [32] Lamouroux, N., 2008, «Hydraulic geometry of stream reaches and ecological implications», in *Gravel Bed Rivers 6: From Process Understanding to the Restoration of Mountain Rivers*, Habersack, H., Piégay, H., Rinaldi, M. (éd.), Springer, p. 661-675.
- [33] Alp, M., Arnaud, F., Barthélémy, C., Bernez, I., Clemens, A., Cottet, M., Dufour, S., Germaine, M.-A., Gramaglia, C., Grivel, S., Pichon, C. L., Lespez, L., Lusson, M., Navratil, O., Piégay, H., Prunier, J. G., Rollet, A.-J., Tales, E., Lamouroux, N., 2024, «Restaurer la continuité écologique des cours d'eau : que sait-on et comment passer collectivement à l'action ?», *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, n° 24.
- [34] Capra, H., Breil, P., Souchon, Y., 1995, «A new tool to interpret magnitude and duration of fish habitat variations», *Regulated Rivers: Research and Management*, n° 10, p. 281-289.
- [35] Baran, P., Delacoste, M., Dauba, F., Lascaux, J. M., Belaud, A., 1995, «Effects of reduced flow on brown trout populations downstream dams in French Pyrenees», *Regulated Rivers: Research and Management*, n° 10, p. 347-361.
- [36] Ovidio, M., Capra, H., Philippart, J.-C., 2008, «Regulated discharge produces substantial demographic changes on four typical fish species of a small salmonid stream», *Hydrobiologia*, n° 609, p. 59-70.
- [37] Sabaton, C., Souchon, Y., Capra, H., Gouraud, V., Lascaux, J.-M., Tissot, L., 2008, «Long-term brown trout populations responses to flow manipulation», *River Research and Applications*, n° 24, p. 476-505.
- [38] Bradford, M. J., Higgins, P. S., Korman, J., Snee, J., 2011, «Test of an environmental flow release in a British Columbia river: does more water mean more fish?», *Freshwater Biology*, n° 56, p. 2119-2134.
- [39] Lamouroux, N., Gore, J. A., Lepori, F., Statzner, B., 2015, «The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: an overview of the Rhône project», *Freshwater Biology*, n° 60, p. 1069-1084.
- [40] Lamouroux, N., Olivier, J.-M., 2015, «Testing predictions of changes in fish abundance and community structure after flow restoration in four reaches of a large river (French Rhône)», *Freshwater Biology*, n° 60, p. 1118-1130.
- [41] Méricoux, S., Forcellini, M., Dessaux, J., Fruget, J.-F., Lamouroux, N., Statzner, B., 2015, «Testing predictions of changes in benthic invertebrate abundance and community structure after flow restoration in a large river (French Rhône)», *Freshwater Biology*, n° 60, p. 1104-1117.
- [42] Ferchichi, H., St-Hilaire, A., Berthot, L., Caissie, D., 2023, «Augmenting environmental flow information with water temperature: case study in Eastern Canada», *Canadian Water Resources Journal*, n° 48, p. 111-131.
- [43] Judes, C., Capra, H., Gouraud, V., Pella, H., Lamouroux, N., 2023, «Past hydraulics influence microhabitat selection by invertebrates and fish in hydropeaking rivers», *River Research and Applications*, n° 39, p. 375-388.
- [44] Capra, H., Plichard, L., Bergé, J., Pella, H., Ovidio, M., McNeil, E., Lamouroux, N., 2017, «Fish habitat selection in a large hydropeaking river: Strong individual and temporal variations revealed by telemetry», *Science of The Total Environment*, n° 578, p. 109-120.
- [45] Bätz, N., Judes, C., Weber, C., 2023, «Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics», *River Research and Applications*, n° 39, p. 349-363.
- [46] Bätz, N., Judes, C., Vanzo, D., Lamouroux, N., Capra, H., Baumgartner, J., Berger, B., Weber, C., 2025, «Patch-scale habitat dynamics: three metrics to assess ecological impacts of frequent hydropeaking», *Journal of Ecohydraulics*, n° 10, p. 79-106.

La modélisation échohydraulique est destinée à décrire et prévoir le comportement des systèmes hydrauliques tout en considérant leur impact écologique. Elle sert à concilier la gestion de l'eau et l'amélioration de l'environnement, en intégrant les enjeux liés à la faune, la flore et la qualité de l'eau.

VIII.4.1 Indicateurs d'intégrité écomorphologique

Walter Gostner

Aperçu des approches existantes

Les indicateurs d'intégrité écomorphologique ont été développés dans le but de :

- décrire l'état actuel d'un cours d'eau ;
- identifier les facteurs clés qui influencent la biodiversité ;
- prédire l'état futur lors de la planification de travaux ;
- évaluer le contrôle de succès des projets réalisés.

Pour atteindre ces objectifs, la communauté scientifique a emprunté des approches diverses et variées. Il existe ainsi des approches *holistiques* pour décrire le fonctionnement écologique d'un cours d'eau, basées sur un indice regroupant toutes les thématiques, soit les facteurs physiques, chimiques et biologiques.

Toutefois, face à la complexité des systèmes fluviaux, il est apparu comme trop ambitieux de vouloir représenter le fonctionnement écologique d'un cours par un indice global. En outre, le recours à un indice unique présente le désavantage de ne pas individualiser les facteurs qui pourraient être responsables d'une biodiversité appauvrie par exemple

C'est pour cette raison que l'approche modulaire est habituellement préférée, car elle permet de classer le fonctionnement d'un cours d'eau à l'aide d'indices spécifiques représentant les facteurs physiques, chimiques et biologiques séparément.

Concernant les approches scientifiques pour définir les indices, une distinction peut être faite entre les indices multimétriques et les indices multivariés ^[1].

- Les indices multimétriques sont normalement calculés à partir de la classification numérique de sous-critères. Après une éventuelle pondération, les *rankings* individuels sont soit multipliés, soit sommés, pour obtenir une classification globale du critère évalué.

Holistique

Considérant le contexte dans sa totalité, sans le subdiviser en parties distinctes.

- Les indices multivariés, en revanche, se basent sur l'analyse multivariée pour comparer l'état actuel d'un cours d'eau avec un état attendu ou un état de référence dans le but de définir son niveau de dégradation.

En raison de leur simplicité d'application, les indices multimétriques sont les plus répandus.

Du fait des diversités législatives entre pays et des approches culturelles très variables dans la pratique, il existe une multitude d'indices multimétriques dont une sélection est répertoriée ci-après [Tab. VIII.4.1](#).

Tab. VIII.4.1 Sélection de méthodes en usage pour l'évaluation de la qualité écomorphologique des cours d'eau.

Pays	Méthode
Australie	Index of Stream Condition (ISC)
Afrique du Sud	Index of Stream Geomorphology
Grande-Bretagne	River Habitat Survey (RHS)
Suède	Riparian, Channel and Environmental Inventory (RCE)
Italie	Morphological Quality Index (MQI)
Autriche	Austrian Habitat Survey
Allemagne	Overview survey (grand cours d'eau) On-site survey (cours d'eau de petite et moyenne dimension)
Espagne	Index of hydro-geomorphological assesement (IHG)
USA	Habitat suitability index (HSI) Hydrogeomorphic Index of Function Approach (HGM) Rapid bioassessment protocols (sous-module Environnement physique)
Suisse	Système modulaire gradué (sous-module Écomorphologie)

Exemples d'indices d'intégrité écomorphologique

Quelques méthodes d'évaluation de l'intégrité écomorphologique sont décrites dans ce qui suit à des fins comparatives. L'objectif est de montrer que les approches varient selon le niveau de détail, la complexité de mise en œuvre, les variables d'évaluation utilisées et la définition du classement. Il est intéressant de remarquer que, même si elles ont été développées dans des contextes très différents, ces méthodes sont similaires en ce qui concerne la typologie des variables évaluées.

Le système modulaire gradué (SMG)

Utilisé en Suisse, ce système a été introduit en 1998 ^[2], en adéquation avec la loi fédérale sur la protection des eaux de 1991.

La méthode s'applique à trois niveaux d'investigation : le niveau régional, le niveau à l'échelle du cours d'eau et de ses affluents, et enfin le niveau du tronçon. Comme son nom l'indique, le système est subdivisé en modules, qui couvrent l'hydromorphologie, la biologie et la chimie. Chaque module est lui-même fractionné en sous-modules. Le module « hydromorphologie » contient ainsi les sous-modules écomorphologie, hydrologie et aspect général.

Le sous-module écomorphologie, par exemple, se base sur les critères relatifs à la variabilité de la largeur mouillée du lit, à la largeur et la nature des rives, à

l'aménagement du lit, et au renforcement du pied de berge. Alors que les deux premiers critères sont qualitatifs, les deux derniers requièrent une évaluation en pourcentage. À chaque critère est attribuée une note entre 0 et 3 points, où 0 correspond au meilleur état et 3 au pire. À la fin de l'évaluation, la somme des points attribués aux 4 critères est effectuée.

Au total, un tronçon peut obtenir au pire 12 points (sauf s'il est enterré) et dans le meilleur des cas, 0 point. Le classement numérique est finalement transformé en une appréciation verbale de l'état morphologique, lui-même représenté par différentes couleurs [Tab. VIII. 4.2](#).

Avec le système modulaire gradué, l'état d'un cours d'eau est donc évalué selon des critères strictement hydromorphologiques (par ex. la variabilité de la largeur mouillée) en prenant en compte également les aménagements (par ex. le renforcement du pied de berge).

En synthèse, la classification en 5 degrés permet une évaluation assez simple et intuitive.

Tab. VIII.4.2 Classes d'évaluation de la qualité écomorphologique selon le système modulaire gradué ^[3].

Classe	Points	Représentation	Appréciation de l'état écomorphologique
I naturel/semi-naturel	0-1	trait bleu	bon/suffisant
II peu atteint	2-5	trait vert	
III très atteint	6-9	trait jaune	mauvais/insuffisant
IV non naturel/artificiel	10-12	trait rouge	
V mis sous terre	13	trait violet	

Les protocoles rapides d'évaluation biologique (RBP) – module physique

Développés par l'USEPA ^[4], ces protocoles permettent d'évaluer les cours d'eau sur la base de 10 critères [Tab. VIII. 4.3](#). Chaque critère peut être noté entre 0 point (piteux état) et 20 points (excellent état). Enfin, la somme des points obtenus pour les différents critères donne l'évaluation globale du tronçon (entre 0 et 200 points).

Tab. VIII.4.3 Critères d'évaluation et système de cotation des protocoles USEPA ^[4].

Critère	Catégorie			
	excellente	bonne	acceptable	pauvre
Offre et stabilité des habitats	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
Colmatage extérieur	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
Combinaison vitesse/profondeur	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
Déposition des sédiments	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
Surface mouillée du canal	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
Variabilité du lit mineur	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
Fréquence de radiers	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
Stabilité de la berge gauche	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Stabilité de la berge droite	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Protection végétative de la berge gauche	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Protection végétative de la berge droite	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Largeur du corridor végétatif gauche	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Largeur du corridor végétatif droite	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

Dans cette méthode, de nombreux facteurs sont considérés. Ils permettent de caractériser l'hydromorphologie en évaluant soit les conditions morphologiques et hydrauliques, soit les zones latérales du cours d'eau (lit mineur, lit majeur et *ripisylve*). Contrairement au système modulaire gradué, l'évaluation numérique permet ici de mieux comparer la qualité écomorphologique entre différents tronçons du cours d'eau.

L'indice de qualité morphologique (MQI)

Développé en Italie pour être appliqué sur tout le territoire national [5], cet indice repose sur une approche multimétrique comme le module « écomorphologie » du système modulaire gradué. Il s'agit toutefois d'une évaluation très complète, puisqu'elle consiste en une synthèse de 28 indicateurs au total. Les indicateurs évaluent l'état actuel d'un cours d'eau par rapport à son état de référence. Trois caractéristiques principales sont étudiées :

- la fonctionnalité géomorphologique (13 indicateurs, tels que la largeur du corridor riverain, la variabilité des profils transversaux, la présence de bois mort, les caractéristiques du substrat du lit) ;
- le degré d'aménagement et son influence anthropique sur le régime hydrologique et le régime de charriage (12 indicateurs, tels que les ouvrages de protection des berges, les prises d'eau existantes, les ouvrages transversaux influençant le charriage, les mesures de consolidation du lit, les interruptions du continuum longitudinal et transversal) ;
- les modifications morphologiques (3 indicateurs, comme la modification géométrique des profils transversaux par rapport à l'état de référence).

Le *MQI* considère donc aussi bien les composantes morphologiques que l'hydrologie et le régime de charriage, dont l'interaction influe sur les habitats des cours d'eau. Chaque indicateur se voit attribuer l'une des classifications suivantes :

- A : naturel ou faiblement influencé ;
- B : moyennement influencé ;
- C : fortement influencé.

L'approche consiste à combiner des analyses *SIG*, des cartes (photos aériennes, cartes techniques, cartes historiques) et des enquêtes de terrain. Chaque indicateur se voit attribuer un nombre de points en fonction de sa classe A, B ou C ; le chiffre 0 correspondant au meilleur état et le plus élevé au pire. Le nombre de points le plus élevé varie en fonction de l'importance de l'indicateur.

Enfin, les points de chaque indicateur sont additionnés et le rapport entre le nombre de points obtenus S_{tot} et le nombre de points maximal possible S_{max} (correspondant au pire cas théorique) est calculé :

$$IAM = \frac{S_{\text{tot}}}{S_{\text{max}}} \quad (1)$$

L'indice *IAM* décrit l'altération morphologique et reflète ainsi l'écart par rapport à l'état de référence. Complément de l'indice *IAM*, l'indice *MQI* se calcule comme :

$$MQI = 1 - IAM \quad (2)$$

Le *MQI* s'étend donc entre 0 (tronçon de cours d'eau complètement altéré) et 1 (état de référence), 5 classes décrites verbalement étant à nouveau dérivées, comme dans le système modulaire gradué.

VIII.4.2 Indice de la diversité hydromorphologique

Walter Gostner

Les exemples d'indices utilisés dans différents contextes géographiques, décrits plus haut, montrent qu'ils s'adaptent en premier lieu à l'évaluation de l'état actuel d'un cours d'eau, en se basant sur l'étude de documents cartographiques et d'observations in situ.

Lorsqu'on travaille sur un projet de revitalisation, il est important de disposer d'outils permettant de prédire l'état futur du cours d'eau. L'indice de la diversité hydromorphologique *HMID* a été développé [6] pour combler cette lacune en offrant la possibilité d'évaluer, à côté de l'état actuel, les configurations futures développées dans le cadre des projets de revitalisation.

L'*HMID* utilise dans sa formulation les paramètres statistiques que sont la valeur moyenne μ et l'écart-type σ des 2 variables hydrauliques considérées, la vitesse d'écoulement v et la profondeur d'eau p . Il est calculé par l'équation :

$$HMID_{\text{tronçon}} = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 \cdot \left(1 + \frac{\sigma_p}{\mu_p}\right)^2 \quad (3)$$

Des analyses statistiques extensives ont montré que les paramètres hydrauliques et leur variabilité peuvent représenter exhaustivement le milieu hydromorphologique, c'est-à-dire la condition écomorphologique, d'un cours d'eau. On peut distinguer trois niveaux de valeurs de l'*HMID*, dont quelques exemples sont illustrés ci-après [Fig. VIII.4.1](#).

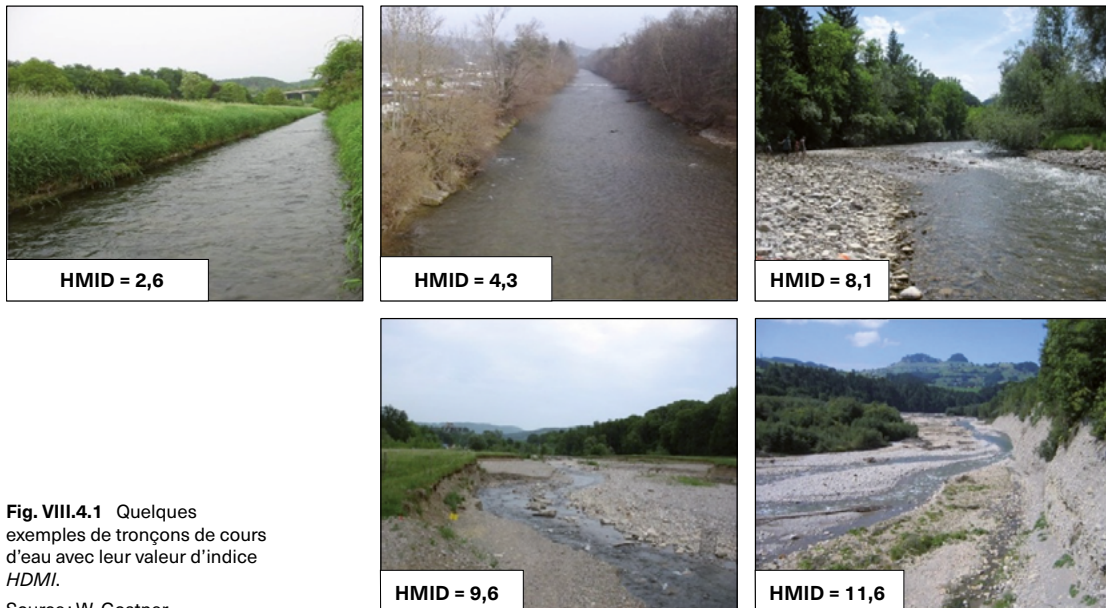


Fig. VIII.4.1 Quelques exemples de tronçons de cours d'eau avec leur valeur d'indice *HMID*.

Source : W. Gostner

(1) Valeurs inférieures de l'*HMID* ($HMID < 5$) : sites fortement altérés du point de vue morphologique (tronçons canalisés avec des sections transversales uniformes et une pente longitudinal constante). Une valeur *HMID* proche de 5 correspond à un cours d'eau canalisé avec des structures géomorphiques légèrement accentuées (par ex. un talweg méandrique).

(2) Valeurs moyennes de l'*HMID* ($5 < HMID < 9$) : lorsque l'indice d'un tronçon est légèrement supérieur à 5, la variabilité des habitats est assez limitée et leur configuration ne correspond pas encore à un état naturel. La morphologie la plus naturelle est obtenue pour la valeur maximale de cette catégorie.

(3) Valeurs supérieures de l'*HMID* ($HMID > 13$) : cette catégorie regroupe les sites qui ne sont pas altérés du point de vue morphologique et qui se trouvent en équilibre sédimentologique. Ces cours d'eau offrent la gamme complète des habitats aquatiques, avec une grande variabilité spatiale des paramètres hydrauliques. Ces sites peuvent servir de référence pour les projets de renaturation.

Les projets d'amélioration de la qualité des habitats sont souvent intégrés dans des contextes de protection contre les crues. Vu que l'utilisation de modèles hydrodynamiques 2D est généralement un standard dans ce type de projet, l'effort consenti pour calculer les variables hydrauliques s'en trouve fortement réduit. Dans ce cas, les simulations à considérer concernent la gamme des débits caractéristiques qui contribuent à la diversité des habitats aquatiques.

Concrètement, dans un projet de revitalisation, l'indice *HMID* peut être défini et exploité comme suit :

- définition de la courbe des débits classés et de la topographie des variantes de projet comme base de données du modèle numérique. Les variantes de projet visent naturellement l'amélioration de la qualité des habitats du tronçon étudié ;
- modélisation des écoulements pour un débit caractéristique qui peut être le Q_{180} ou le Q_{moyen} de la courbe des débits classés. L'output du modèle (valeurs obtenues dans toutes les cellules de la maille du calcul) est utilisé pour définir la valeur moyenne et l'écart-type de la profondeur d'eau et de la vitesse d'écoulement. Ces valeurs servent à calculer l'indice *HMID* ;
- comparaison des variantes pour identifier celle qui offre la meilleure diversité des habitats aquatiques ;
- pour conclure l'analyse, il est nécessaire d'évaluer la persistance temporelle des habitats ^[7] et de vérifier la présence d'un certain pourcentage des habitats clés nécessaires aux espèces cibles, par exemple la présence de mouilles avec une profondeur suffisante pour les espèces adultes ^[8].

Tab. VIII.4.4 Tableau récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes respectives.

	Catégorie			
	SMG	RBP	MQI	HMDI
Avantages	Méthode simple et pragmatique. Coûts modestes.	Méthode simple qui donne des valeurs « précises ». Coûts modestes. Applicable dans tous les pays.	Méthode sophistiquée qui peut, de ce fait, conduire à des résultats douteux.	Méthode applicable dans tous les pays et qui offre un pouvoir prédictif.
Inconvénients	Méthode spécifique à un pays. Difficile à interpréter.	Facteurs d'évaluation contestables.	Spécifique à un pays. Coûts plus élevés.	Coûts plus élevés.

Les principaux avantages et inconvénients des méthodes décrites dans ce sous-chapitre sont récapitulés ci-contre [Tab. VIII. 4.4](#).

VIII.4.3 Indice de zonation des cours d'eau

Gaétan Genetti

La classification des tronçons de rivières existe depuis la naissance de la limnologie au XIX^e siècle, avec l'objectif de mieux comprendre les biotopes des eaux courantes d'une part et le comportement du lit fluvial d'autre part. Les deux approches – biologique et physique – ont été les deux faces d'une même pièce avant qu'elles ne soient associées à partir des années 1960.

La présente approche propose une grille de classification globale qui inclut les principaux systèmes de zonation existants. Les paramètres physiques et biologiques recensés sont ensuite relevés sur le terrain pour établir une évaluation des tronçons de cours d'eau.

Inventaire des différentes zonations

Il est question de zonation lorsque le cours d'eau est divisé longitudinalement en différents biotopes selon un nombre réduit de critères, souvent en comparaison directe avec le tronçon amont. La zonation permet une lecture du cours d'eau de la source à l'embouchure en mesurant l'importance des interventions anthropiques.

Il est important de garder à l'esprit qu'aucune zonation existante ne permet d'exprimer précisément la complexité d'un système fluvial qui évolue dans l'espace et dans le temps. Pour que la méthode ait un sens, la zonation doit être orientée vers un objectif (rempoissonnement, renaturation, gestion hydro-électrique, qualité de l'eau...) et prendre en compte les critères qui y sont liés.

Principales sources de données

Les méthodes suivantes sont les fondements d'un tableau de zonation global, qui englobe un ensemble de critères physiques, biologiques et géographiques :

- zonation de Huet ^[9] : besoins des espèces piscicoles ;
- zonation de Illies et Botosaneanu ^[10] : évolution et diversité faunistique ;
- biotypologie de Verneaux ^[11] : division en zones biocénotypes ;
- continuum fluvial de Vannote ^[12] : production/consommation de biomasse ;
- typologie des cours d'eau en Suisse ^[13] : critères abiotiques et géomorphologiques ;
- régime hydrologique ^[14] : variations du débit mensuel ;
- morphologie fluviale ^[15] : régime morphologique ;
- indices de végétation : facteurs pédologiques et climatiques.

Chaque méthode rencontre des limites d'utilisation souvent liées à sa complexité.

Compilation des données dans un seul tableau

La perspective de la méthode est de recenser les caractéristiques spécifiques d'un cours d'eau et de les corrélérer de l'amont vers l'aval, afin d'évaluer l'état du milieu.

Chacune des méthodes mentionnées précédemment définit un tronçon de cours d'eau selon des critères spécifiques, alors que seul un ensemble de variables biologiques et physiques est à même de définir un écosystème. En superposant les variables communes de chaque méthode, des zones caractéristiques peuvent être définies. Leur superposition conduit à répertorier 8 zones, désignées de A à H.

Méthode de relevé

L'outil d'évaluation du tronçon [Fig. VIII.4.2](#) se présente sous forme d'une grille à remplir avec des données relevées sur le terrain ou sur un site de géodonnées. L'évaluation est effectuée pour chaque tronçon sélectionné, sur l'ensemble du tracé du cours d'eau.

Une partie des données est obtenue par observation, appréciation et comparaison. Les données mesurables sont relevées avec des instruments de mesure simples (thermomètre, ruban métrique, loupe, etc.), facilement disponibles et transportables.

Le système de cases à cocher agit comme un curseur sur une ligne de valeurs. L'accumulation verticale des cases cochées de chaque ligne indiquera une tendance dans la ligne des résultats, avec une position dominante entre les zones A à H. Ces lettres sont les en-têtes de chacune des colonnes du tableau des classifications, sur lequel se référer pour obtenir une compréhension plus large du tronçon étudié.

Exemple de la Menthue

À titre d'exemple, quatre relevés ont été effectués le long des 50 km de la Menthue (Vaud) [Fig. VIII.4.3](#). Le nombre de cases cochées dans chaque colonne est reporté dans un tableau pour obtenir la courbe pour chaque relevé [Fig. VIII.4.4](#).

Les résultats obtenus mettent en évidence l'augmentation de la dispersion des courbes de l'amont vers l'aval. Cette tendance est révélatrice des influences anthropiques. La valeur du pic tend également à diminuer de l'amont vers l'aval, révélant une diminution de la typicité du cours d'eau. La dégradation progressive du cours d'eau ne met toutefois pas en évidence de saut qualitatif majeur.

Une méthode empirique

La méthode empirique proposée ici permet une évaluation d'ensemble des articulations physiques et biologiques d'un cours d'eau. Cette vision résulte d'une interprétation de l'état naturel de la rivière à une échelle de temps qui dépasse l'instant *T* des observations. L'outil permet ainsi de monitorer un éventuel déséquilibre dans l'ordre des zonations avant ou après une intervention d'origine anthropique. Il permet une lecture rapide de la santé et de l'équilibre des écosystèmes et des éventuelles perturbations physiques du cours d'eau.

Fig. VIII.4.2 Grille de relevé de terrain.

Illustrations: V. Maurer [16]

Critères généraux	Nom du cours d'eau		Lieu			Longueur du tronçon étudié (m)				
	Alt. amont		Date/heure			Régime hydrologique ☐ Pluvial ☐ Glaciaire ☐ Nival ☐				
	Alt. aval		Régime d'écoulement ☐ Étiage ☐ Normal ☐ Crue			Typologie du tronçon (OFEV)				
	Rang hydrograph. de Strahler	☐ 1	☐ 2	☐ 3	☐ 4	☐ 5	☐ 6	☐ 7	☐ ≥ 8	
Critères physiques	Répartition du substrat sur la surface du lit (en %)	Blocs/rochers (> 40 cm)	Grosses pierres (20-40 cm)	Galets (6,3-20 cm)	Gravier grossier (2-6,3 cm)	Gravier fin (0,2-2 cm)	Sable (0,0063-0,2 cm)	Limon/argile (< 0,0063 cm)		
	Stabilité du substrat	☐ Instable : substrat mis en mouvement en cas de débit élevé, se déplaçant aisément à la main			☐ Stable : substrat restant en place même en cas de débit élevé, mais quantités importantes de matériaux solides en mouvement dans le cours d'eau		☐ Très stable : substrat restant en place même en cas de débit élevé ; pas ou très peu de matériaux solides mobiles dans le cours d'eau ; pavage marqué			
	Dépôts/bancs	☐ Dépôt de galets		☐ Dépôt de gravier		☐ Dépôt de sable		☐ Dépôt de limon		
	Forme du profil en travers	☐ V serré		☐ Trapèze		☐ Érosion d'un côté de berge, dépôt sur l'autre côté		☐ Érosions latérales et dépôt sur le fond du lit		
	Temp. de l'eau (°C) relative au tronçon amont	☐ 0 °C	☐ +1 °C	☐ +2 °C	☐ +3 °C	☐ +4 °C	☐ +5 °C	☐ +6 °C	☐ +7 °C	
	Ou temp. de l'eau (°C) relative au tronçon aval	☐ -7 °C	☐ -6 °C	☐ -5 °C	☐ -4 °C	☐ -3 °C	☐ -2 °C	☐ -1 °C	☐ 0 °C	
	Largeur moyenne du lit mouillé (m)	☐ < 0,5 m	☐ 0,5 à 3 m	☐ 3 à 8 m	☐ 8 à 12 m	☐ 12 à 20 m	☐ 20 à 40 m	☐ 40 à 100 m	☐ > 100 m	
	Profondeur moyenne (cm)	☐ < 5 cm	☐ 5 à 10 cm	☐ 10 à 20 cm	☐ 20 à 60 cm	☐ 60 à 100 cm	☐ 100 à 150 cm	☐ 150 à 300 cm	☐ > 300 cm	
	Section d'écoulement (m²/s)	☐ < 0,025	☐ 0,025 à 0,3	☐ 0,3 à 1,6	☐ 1,6 à 7,2	☐ 7,2 à 20	☐ 20 à 60	☐ 60 à 300	☐ > 300	
	Débit (m³/s)									
	Pente (‰)	☐ > 15 ‰	☐ 10 à 15 ‰	☐ 5 à 10 ‰	☐ 4 ‰	☐ 3 ‰	☐ 2 ‰	☐ 1 ‰	☐ < 1 ‰	
	Morphologie	☐ Torrent ou cascades								
		☐ Bancs alternés								
		☐ Lit en tresses								
Turbidité	☐ nulle		☐ faible		☐ moyenne		☐ forte			
	☐ Méandres									
Critères biologiques	Environnement	☐ Forêt dense ou pâturage de montagne		☐ Forêt principalement composée de résineux		☐ Forêt mixte, clairières		☐ Ouvert, ripisylve mixte		
	Degré d'ombrage sur le tronçon	☐ 0 / 100 %	☐ 90 %	☐ 80 %	☐ 60-70 %	☐ 40-50 %	☐ 20-30 %	☐ 10 %	☐ <10 %	
	Recouvrement du lit par la végétation	☐ 0 %	☐ < 10 %	☐ 10 %	☐ 20-30 %	☐ 40-50 %	☐ 60-70 %	☐ 80 %	☐ > 90 %	
	Type de végétation	☐ Bryophytes								
		☐ Algues								
		☐ Hélophytes								
	Oiseaux									
	Poissons									
	Faune benthique	Broyeurs (déchiqueteurs)		Broueteurs (racleurs)		Collecteurs (filtreurs)				
	Résultats	Addition des valeurs de chacune des cases (valeur 1 ou 0)	A	B	C	D	E	F	G	H

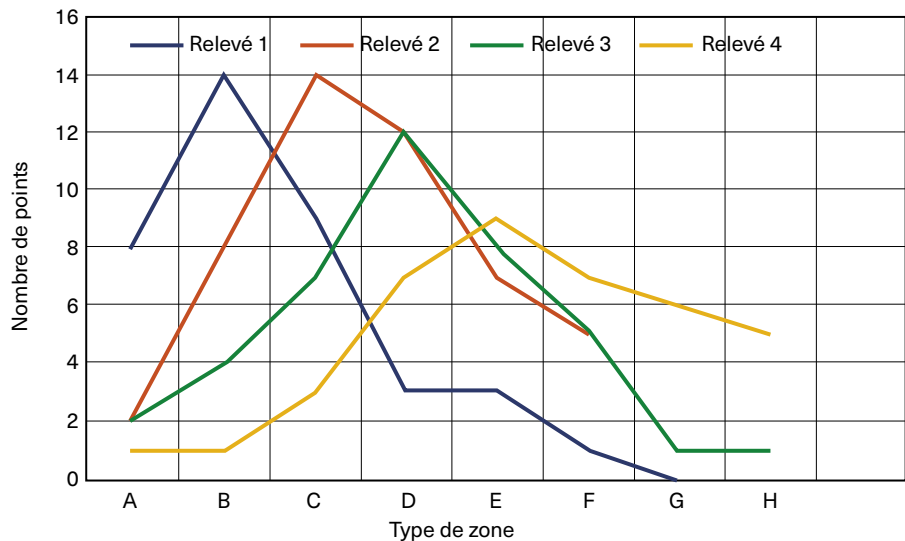
Sens d'écoulement



Fig. VIII.4.3 Tracé de la Mentue, de sa source à son embouchure, avec les lieux de relevés.

Plan : SwissTopo

Fig. VIII.4.4 Graphique représentant les valeurs des différents relevés. Chacun d'eux est caractérisé par un pic dans une zone différente : B, C, D et E.



VIII.4.4 Défis de la modélisation échohydraulique

Jean-Louis Boillat

La revue de littérature et les diverses approches décrites aux sous-chapitres VIII.3 et VIII.4 révèlent l'importance actuellement accordée à la qualité écologique des cours d'eau. Les ruisseaux, torrents et rivières ne sont pas seulement des canaux d'évacuation, ils sont aussi des lieux de vie pour les organismes aquatiques, des relais

importants pour la faune riveraine, des emplacements favorables au développement d'une flore variée. La connectivité de ces réseaux est essentielle pour garantir le développement de la biodiversité. Les cours d'eau sont aussi des lieux de détente et des éléments importants du paysage, qu'il importe de protéger.

Dans cet effort, il est essentiel d'exercer une surveillance globale et de prendre les mesures qui s'imposent pour préserver ce patrimoine naturel. Pour y parvenir, de nombreuses méthodes ont été développées et sont mises en application.

Modélisation des habitats

La modélisation des habitats (cf. sous-chapitre VIII.3) permet de coupler le comportement hydraulique du cours d'eau avec les conditions d'habitat des espèces piscicoles. L'utilisation de ces modèles est particulièrement pertinente en phase de renaturation, lorsque des changements morphologiques ou hydrologiques sont attendus.

Les défis annoncés pour ce type de modélisation concernent les variations de température et de débit, lors des éclusées par exemple. Cette problématique est aussi étroitement liée à celle du changement climatique et son effet prévisible sur la température des cours d'eau, notamment pendant les étiages estivaux.

Indicateurs d'intégrité écomorphologique

Les indicateurs d'intégrité écomorphologique (cf. section VIII.4.1) visent à décrire l'état d'un cours d'eau et à identifier les facteurs qui influencent la biodiversité. Ils permettent également de prédire l'état futur et d'évaluer le succès de projets réalisés.

Une approche modulaire est habituellement privilégiée car elle permet une classification à l'aide d'indices corrélés aux facteurs physiques, chimiques et biologiques séparément. Avec le système modulaire gradué, utilisé en Suisse, l'état du cours d'eau est évalué selon des critères strictement hydromorphologiques.

Le principal défi de ces méthodes repose sur leur évaluation systématique et leur adaptation au regard des résultats obtenus et de ceux initialement escomptés.

Indice de la diversité hydromorphologique

L'indice de diversité hydromorphologique (cf. section VIII.4.2) caractérise la condition écomorphologique d'un cours d'eau. Il permet d'évaluer aussi bien l'état actuel que les configurations futures projetées. Sa définition repose sur les valeurs statistiques de la vitesse d'écoulement et de la profondeur d'eau, issues de modèles hydrodynamiques 2D. Les simulations à considérer concernent la gamme des débits caractéristiques qui contribuent à la diversité des habitats aquatiques.

Cet indice peut être exploité pour la comparaison de variantes, afin d'identifier celle qui offre la meilleure diversité et persistance des habitats aquatiques.

Le défi de cette approche repose sur la généralisation supputée de la simulation hydrodynamique 2D dans les projets de renaturation.

Indice de zonation des cours d'eau

L'indice de zonation des cours d'eau (cf. section VIII.4.3) s'appuie sur un relevé des principaux paramètres physiques et biologiques ainsi que sur une méthode de cotation, pour proposer une évaluation globale de tronçons successifs d'un même cours d'eau. Cette approche permet de poser un diagnostic rapide de la santé et de l'équilibre des écosystèmes et d'identifier d'éventuelles sources de perturbation du cours d'eau. Son défi repose sur la formation préalable des opérateurs de terrain et sur l'interprétation des résultats obtenus.

Bibliographie du sous-chapitre VIII.4

- [1] Milner, A. M., Oswood, M. W., 2000, «Urbanization gradients in streams of Anchorage, Alaska: a comparison of multivariate and multimetric approaches to classification», *Hydrobiologia*, n° 422/423, p. 209-223.
- [2] OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), 1998, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse, Système modulaire gradué*, Informations concernant la protection des eaux n° 26, Berne.
- [3] OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), 1998, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse : Ecomorphologie – niveau R*, Informations concernant la protection des eaux n° 27, Berne.
- [4] Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B., 1999, *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, 2e édition, EPA 841-B-99-002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington D.C.
- [5] Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., Bussetini, M., 2013, «A method for the assessment and analysis of hydromorphological condition of Italian streams: the Morphological Quality Index (MQI)», *Geomorphology*, n° 180/181, p. 96-108.
- [6] Gostner, W., Alp, M., Schleiss, A. J., Robinson, C. T., 2012, «The hydro-morphological index of diversity: a tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects», *Hydrobiologia*, 712(1), p. 43-60.
- [7] Gostner, W., Parasiewicz, P., Schleiss, A. J., 2013, «A case study on spatial and temporal hydraulic variability in an Alpine gravel-bed stream based on the hydromorphological index of diversity», *Ecohydrology*, n° 6, p. 652-667.
- [8] Gostner, W., Annable, W. K., Schleiss, A. J., Paternolli, M., 2019, «A case-study evaluating river rehabilitation alternatives and habitat heterogeneity using the hydromorphological index of diversity», *Journal of Ecohydraulics*, 6(1), p. 1-16.
- [9] Huet, M., 1949, *Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes*, Station de recherches des eaux et forêts, Groenendaal, Belgique.
- [10] Illies, J., Botosaneanu, L., 1963, *Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique*, Association internationale de limnologie théorique et appliquée, n° 12.
- [11] Verneaux, J., 1977, *Écologie: biotypologie de l'écosystème eau courante. Déterminisme approché de la structure biotypologique*, comptes rendus de l'Académie des sciences de Paris.
- [12] Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing C. E., 1980, «The river continuum concept», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, n° 37, p.130-137.
- [13] Schaffner, M., Pfandler, M., Göggel, W., 2013, *Typologie des cours d'eau suisses, Une base pour l'évaluation et le développement des cours d'eau*, Connaissance de l'environnement n° 1329, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [14] Binderheim E., Göggel W., 2007, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, Aspect général*, L'environnement pratique no 0701, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [15] Boillat, J.-L., 2021, *Morphologie fluviale*, CAS-RCE, Yverdon.
- [16] Ilg, C., Flury, R., Küng, M., Wittmer I., Maurer, V., Menetrey, N., Gall, R., 2022, *Gestion des eaux urbaines par temps de pluie, Module Analyse de la qualité de l'eau, Aide à la détermination des macroinvertébrés*, VSA, Glatbrugg.

IX

Impacts des aménagements hydroélectriques

Sous la direction de Jean-Marc Ribí

IX.1	Éclusées hydroélectriques	477
IX.2	Éclusées thermiques	489
IX.3	Tronçons à débit résiduels	507
IX.4	Projets d'assainissement des éclusées	521



Présentation générale du chapitre

On ne peut pas stocker l'électricité, du moins pas en proportion des besoins. En revanche, on peut retenir l'eau des rivières. C'est pourquoi les aménagements hydroélectriques, particulièrement ceux dits « à accumulation », sont très précieux pour notre production d'électricité. La plupart trouvent leur sens dans l'exploitation de raccourcis pris sur le tracé des cours d'eau, afin de disposer d'une chute dont la hauteur, associée au débit exploitable, constitue la puissance du système. Le réservoir permet de moduler ce débit de sorte que la production d'électricité soit assortie à la consommation. Cette gestion, profitable dans un sens, produit inévitablement des perturbations sévères du milieu naturel. Aujourd'hui, il est un devoir de prendre des mesures d'assainissement de cette situation.

Un aperçu des problèmes et des solutions est donné dans ce chapitre, selon l'état actuel des connaissances. Successivement, il sera question des effets des débits turbinés sur les tronçons de rivière après restitution (*hydropeaking*), de ceux des différences de température d'eau qui leur sont associés (*thermopeaking*), et des transformations du milieu sur le tronçon situé entre la prise d'eau et l'endroit de la restitution (tronçon à débit résiduel). Enfin, l'ensemble sera illustré par deux exemples de mesures en projet (Schiffenen) ou réalisées (Ritom).

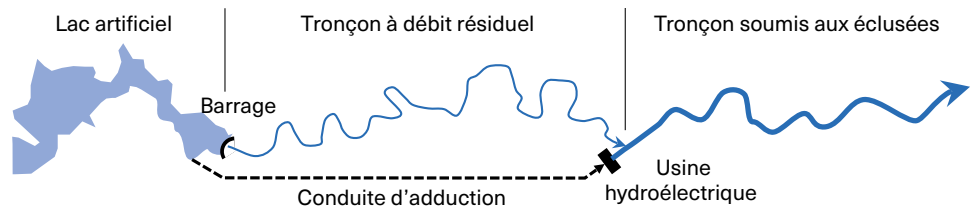
Dans l'esprit général de ce livre, ce chapitre s'inscrit dans une démarche d'identification des dysfonctionnements, d'établissement du diagnostic, de définition des objectifs de remédiation, et de mise en œuvre de mesures d'assainissement combinées. Pour ce faire, nous disposons d'un savoir en pleine évolution mais déjà riche, consolidé par des moyens d'observation et des outils de simulation performants.

L'écluse est un lâcher d'eau dans une rivière, en aval d'un système hydraulique. Elle est amorcée par l'ouverture d'un organe de contrôle, tel qu'une vanne, pour répondre aux besoins d'un processus d'exploitation. En l'occurrence, elle désigne les séquences de turbinage des aménagements hydroélectriques dits à accumulation, c'est-à-dire comportant un réservoir. On parle d'éclusées hydroélectriques.

Les lâchers d'eau turbinés engendrent une augmentation significative et temporaire du débit d'eau, sous forme d'un hydrogramme en créneaux [Fig. IX.1.2](#). Globalement, toutes les questions relatives aux débits d'éclusées sont rassemblées sous le terme «hydropeaking», qui se différencie du «thermopeaking» dont il sera question plus loin.

Au registre des définitions, il convient de distinguer différents tronçons de rivière selon la manière dont la production d'électricité hydraulique les modifie [Fig. IX.1.1](#). Entre le barrage et la restitution des eaux turbinées, la rivière est dite «à débit résiduel». En l'absence de grosses crues, le débit conventionné s'y écoule sans grandes variations. En aval de la restitution, la rivière est dite «à éclusées». Ce tronçon subit quotidiennement des variations de débit rapides et importantes.

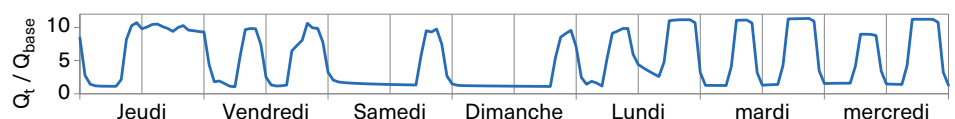
Fig. IX.1.1 Tronçons caractéristiques d'un cours d'eau exploité pour la production d'électricité.



IX.1.1 Problématique des éclusées

Un aménagement hydroélectrique à accumulation est, par définition, un dispositif de gestion des eaux assujéti à la production d'électricité. Son influence sur les conditions naturelles d'écoulement en aval des restitutions s'observe à différentes échelles temporelles. Au cours de la semaine, les séquences d'éclusées surviennent principalement les jours ouvrables [Fig. IX.1.2](#).

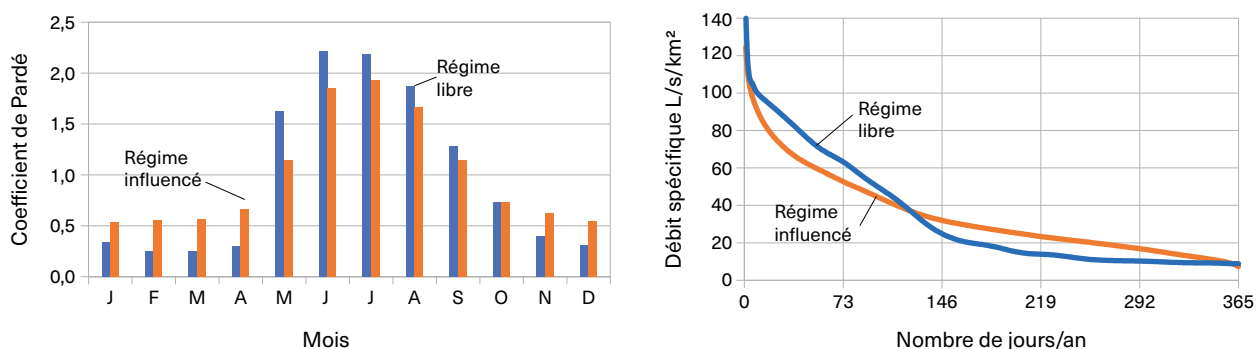
Fig. IX.1.2 Exemple d'hydrogramme en créneaux typique d'un cours d'eau soumis aux éclusées hydroélectriques.



L'accroissement du débit donne lieu à des augmentations temporaires de la hauteur d'eau, des vitesses de courant, des surfaces submergées et de l'activité de transport de sédiments. Ces variations affectent l'habitat subaquatique. Une baisse de l'abondance du macrozoobenthos et de la faune piscicole a d'ailleurs été constatée dans bon nombre de cours d'eau soumis aux éclusées [1].

À l'échelle saisonnière [Fig. IX.1.3](#), un abaissement des débits moyens des cours d'eau alpins est couramment observé durant les mois d'été, tandis qu'en contrepartie, ceux des mois d'hiver augmentent. La même tendance au glissement est visible sur la courbe des débits classés, dont la pente diminue au centre autour d'un point pivot: le régime hydrologique du cours d'eau devient plus monotone. En hiver, les débits moyens mensuels plus élevés, modulés par des éclusées journalières, génèrent une activité hydrodynamique globalement plus soutenue qu'en temps normal. L'accalmie hivernale, requise pour la préservation d'habitats plus fragiles, tels que les frayères, n'est plus de mise.

Fig. IX.1.3 Variation du coefficient de Pardé sur l'année (à gauche) et courbe des débits classés (à droite) d'un cours d'eau alpin.



L'analyse de la variation des débits moyens mensuels (*coefficient de Pardé*) au cours de l'année permet de définir le régime hydrologique d'un cours d'eau. La morphologie du lit ainsi que les micro-habitats en sont directement dépendants [2]. Autrement dit, un changement de régime hydrologique, en l'occurrence sous l'influence d'aménagements hydroélectriques à accumulation, se répercute notablement sur la dynamique écologique du cours d'eau.

En Suisse, l'impact des éclusées a été étudié sur deux importantes rivières alpines [3], dont le régime hydrologique originel est comparable, et dont l'espèce piscicole dominante est la truite commune européenne. Le Vorderrhein (Grisons) se distingue de l'Hasliaare (canton de Berne), par le fait qu'il n'a pas été chenalisé. Si la morphologie du lit non modifié est favorable pour une grande gamme de débits, les éclusées hivernales sont nuisibles pour la majorité des habitats de la truite. La situation est nettement aggravée dans le lit chenalisé.

Dès lors que les éclusées produisent des atteintes graves, la législation suisse impose aux détenteurs de centrales hydroélectriques de prendre des mesures réparatrices (LEaux, art. 39a) [17]. Les atteintes sont considérées comme graves (OEaux, art. 41) [18] quand le rapport débit d'écluse/débit de base [Fig. IX.1.6](#) dépasse 150 %, mais aussi lorsque sont constatés des échouages de poissons, des destructions de frayères, des dérives d'animaux aquatiques, des pointes de turbidité [Fig. IX.1.4](#), et des variations de température excessives dans la rivière (OEaux, annexe 2) [18]. Près d'une centaine de centrales hydroélectriques sont concernées sur le territoire de la Suisse.

Fig. IX.1.4 Traces de turbidité produite à la restitution d'eaux turbinées.

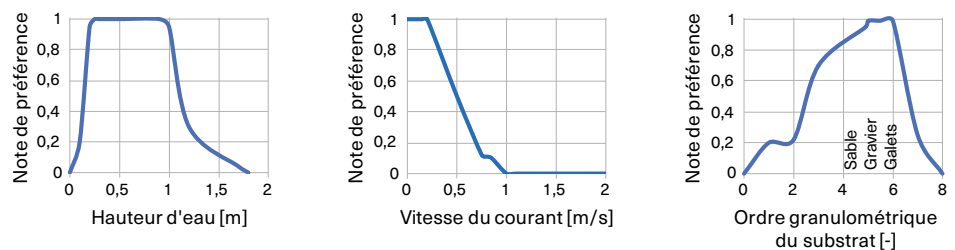
Photo: J.-M. Ribí



IX.1.2 Impacts des restitutions d'eaux turbinées

La propagation des débits d'éclusées en aval des restitutions se répercute sur les champs de vitesses de courant, de hauteurs d'eau, et par l'intermédiaire de la contrainte de cisaillement, sur la granulométrie du substrat. En considérant les paramètres du micro-habitat des poissons [5], on constate que les impacts des éclusées sont perceptibles sur les courbes de préférence présentées dans le sous-chapitre VIII.3. Ces courbes sont établies pour chaque espèce, à chaque stade de développement, avec dans chaque cas plusieurs propositions [4]. Par exemple, pour une espèce cible comme la truite fario au stade juvénile [Fig. IX.1.5](#), la hauteur d'eau devrait être comprise entre 0,2 et 1 m, la vitesse ne devrait pas dépasser 0,3 m/s, et le substrat devrait se composer de sable, gravier et galets (granulométrie de 16 à 64 mm).

Fig. IX.1.5 Exemples [5] de courbes de préférence d'habitat de la truite fario au stade juvénile. La note 1 indique le maximum de préférence.



Ordre granulométrique
Représentation arithmétique de la distribution logarithmique de la granulométrie.

$$\psi = \log D_{mm} / \log 2$$

avec D , diamètre du granulat en mm.

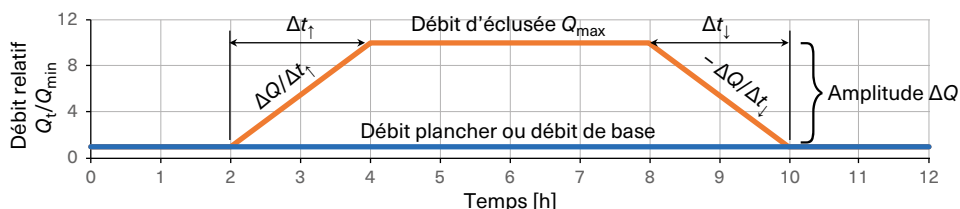
Voir section X.3.2.

Or plusieurs espèces cohabitent sur un tronçon de cours d'eau, avec chacune leurs exigences, par ailleurs variables en fonction de leur stade de croissance. L'habitabilité résulte de la prise en compte de l'ensemble (voir sous-chapitre VIII.3).

Si les zones où ces conditions sont réunies font défaut dans le cours d'eau, ou si elles apparaissent de manière déconnectée, intermittente, ou marginale, alors l'habitabilité du milieu est probablement compromise. Il est en outre nécessaire que ces trois grandeurs (hauteur d'eau, vitesse du courant et granulométrie du substrat) présentent une certaine variabilité. Enfin, cette analyse doit être nuancée en tenant compte des variations saisonnières de température et de turbidité.

Les situations critiques [Fig. IX.1.6](#) apparaissent non seulement sous l'action des débits extrêmes $Q_{\max}$ et $Q_{\min}$, quand ils sont établis, mais aussi durant les phases transitoires au début et à la fin de l'éclusee, où une transition courte peut produire des effets de choc. L'éclusee peut donc être caractérisée par le rapport des débits $Q_{\max}/Q_{\min}$, et leur amplitude ΔQ qui, rapportée à l'intervalle de temps d'opération, donne la pente dimensionnelle [m^3/s^2] de variation du débit $\Delta Q/\Delta t$. Présentée ici comme continue, elle peut subir des paliers ou des changements.

Fig. IX.1.6 Hydrogramme d'éclusee avec ses paramètres significatifs.



Si l'intensité de l'épisode est ainsi déterminée, il faut y associer la durée pendant laquelle les débits respectifs persistent et la fréquence des éclusées.

La démarche d'examen de l'habitabilité concerne le poisson et le macrozoobenthos. Face à une telle complexité, les réponses ne sont pas explicites. Pour se prononcer, il est nécessaire d'associer la modélisation des habitats à l'expertise de spécialistes. Le module OFEV ^[6] d'aide à l'exécution des mesures d'assainissement des éclusées donne la méthodologie applicable. Il est enrichi du rapport OFEV ^[7].

Parmi l'ensemble des impacts qui y sont examinés, l'attention est portée ici sur l'échouage et la dérive des poissons et macroinvertébrés.

Échouage

L'échouage des poissons se produit sur les surfaces du lit émergées en phase finale de l'éclusee, c'est-à-dire à la décrue. Le problème tient souvent au fait que l'écoulement s'épanche sur le lit majeur en situation d'éclusee, puis se retire dans le lit mineur, et ce de manière répétée [Fig. IX.1.7](#). L'échouage touche particulièrement les individus dont l'habitat est en eau peu profonde et à faible courant, comme les larves et les alevins d'espèces cibles telles que la truite fario et l'ombre. Le taux d'échouage est donc dépendant de la configuration du profil transversal, de l'amplitude du marnage, et de la vitesse à laquelle s'abaisse le plan d'eau. Des observations récentes faites sur les larves de truite fario et d'ombre ^[7] montrent que le taux d'échouage varie fortement dans l'intervalle des vitesses d'abaissement comprises entre 6 et 30 cm/h. C'est pourquoi la valeur-cible de 10 cm/h est souvent recommandée ^[8]. La phase jour-nuit a aussi son

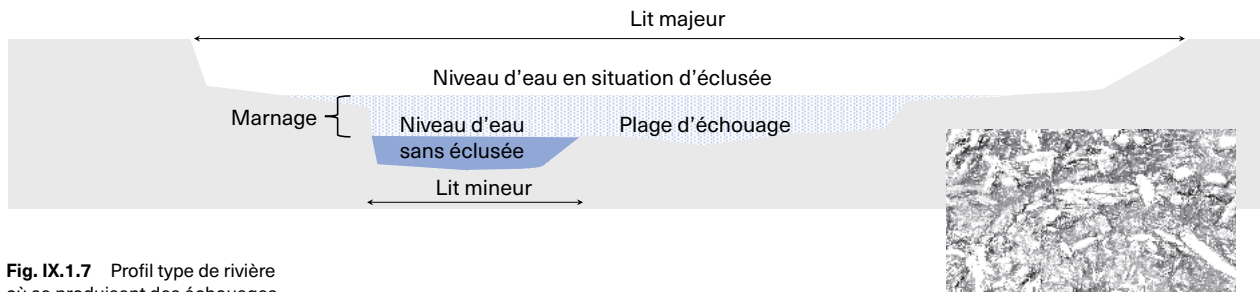


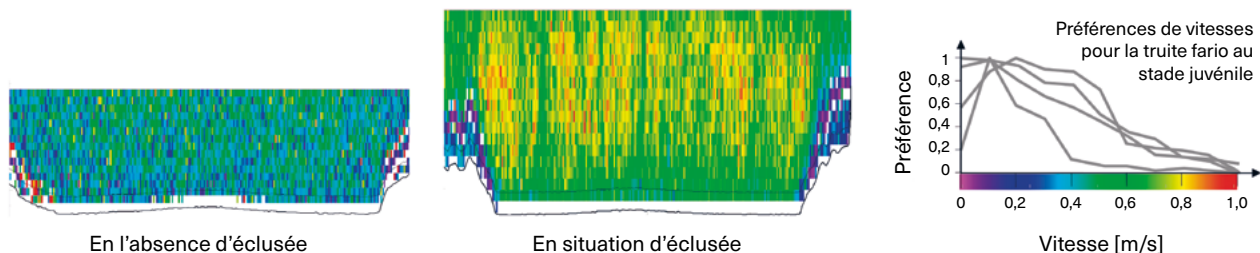
Fig. IX.1.7 Profil type de rivière où se produisent des échouages de poissons par suite de l'abaissement du plan d'eau en fin d'éclusee.

importance. L'indicateur d'échouage OFEV ^[6] dépend de la surface asséchée relative à la surface mouillée totale et de la vitesse d'abaissement de l'eau, en prenant en compte différents scénarios selon les espèces en présence, leur stade de développement et le moment considéré (jour ou nuit).

Dérive

Fig. IX.1.8 Champs de vitesses de courant mesurées dans la section d'un chenal avec et sans éclusee, mis en relation avec la préférence de vitesse de la truite fario juvénile.

La dérive désigne le phénomène par lequel les poissons et macroinvertébrés sont entraînés en aval par les courants. Elle est causée par les vitesses d'écoulement durant les éclusees [Fig. IX.1.8](#). Exposé à des vitesses supérieures à sa capacité de nage ordinaire, le poisson est déstabilisé dans son habitat quotidien, tandis que le migrateur ne peut pas remonter le courant.



En réaction, le poisson se rabat sur le fond. Il y trouve refuge quand le substrat est présent avec une granulométrie favorable à son insertion (gravier, galets). À défaut, il est directement exposé à des vitesses élevées [Fig. IX.1.9](#). Le phénomène est donc accentué quand le substrat est appauvri par l'érosion, voire absent sur les fonds rocheux [Fig. IX.1.10](#). De ce fait, il touche aussi les macroinvertébrés.

Les paramètres d'habitat générateurs de dérive lors d'éclusees sont donc la vitesse du courant, la granulométrie du substrat, et indirectement la hauteur d'eau qui influence la capacité d'érosion (contrainte de cisaillement).

Fig. IX.1.9 Variation verticale de la contrainte de cisaillement et des vitesses de courant sur fond lisse ou rugueux.

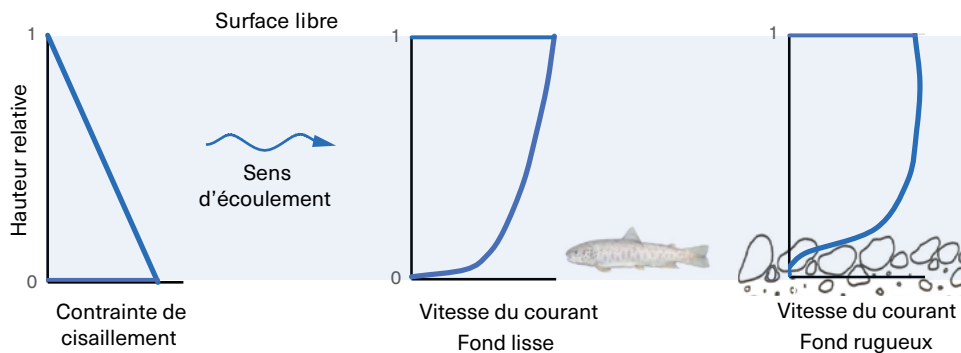


Fig. IX.1.10 Rivière à fond lisse. Les alluvions du lit ont été emportées jusqu'à l'apparition du toit rocheux.

Photo : J.-M. Ribí



IX.1.3 Mesures d'assainissement prises sur la production d'électricité

Avec la collaboration de Jean-Claude Kolly

L'objectif d'assainissement des éclusées est d'atténuer les impacts écologiques par une sollicitation modérée du cours d'eau. Il peut être opéré soit en changeant les consignes d'exploitation, soit en réalisant des aménagements compensatoires, mais également en combinant les deux. Du point de vue de la législation suisse, la priorité est mise sur les «mesures de construction».

Variation des paramètres d'éclusées

Les mesures d'exploitation ont pour but de limiter les variations des paramètres d'éclusées en fonction des perturbations observées. Elles visent à diminuer le débit d'éclusées, augmenter le débit de base, passer de l'un à l'autre de manière plus graduelle, réduire le nombre d'éclusées, etc., en tenant compte des exigences saisonnières du milieu affecté. Cependant, la faisabilité de ces mesures est tributaire de la flexibilité, déjà présente ou à créer, de la centrale hydroélectrique. Cette flexibilité dépend de la composition de l'installation en termes de paliers de turbinage et d'asservissements, et bien entendu, du programme de production d'électricité.

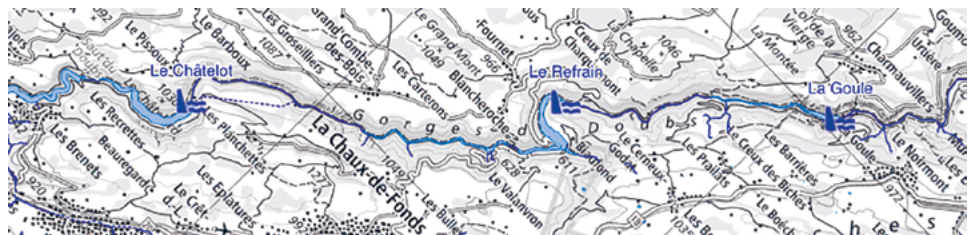
En Suisse, les détenteurs d'installations hydroélectriques existantes sont indemnisés pour les pertes de production d'électricité dues à des mesures d'assainissement prises sur l'exploitation (LEne, OEne). Malgré cela, ces mesures sont rarement retenues. Outre leur coût élevé, elles restreignent en effet la liberté de production d'électricité nécessaire pour répondre aux besoins des consommateurs et peuvent compromettre la stabilité du réseau électrique. De plus, la durée d'indemnisation est limitée à 40 ans et écourtée en cas de renouvellement de la concession de l'aménagement hydroélectrique. C'est pourquoi les mesures d'assainissement sous forme d'aménagements compensatoires sont souvent plus appropriées. Les mesures d'exploitation sont parfois prises en complément.

Pour illustrer les limites des mesures d'exploitation, considérons l'exemple de l'étude d'assainissement des éclusées générées par l'usine de Broc (Groupe E, énergéticien suisse). Cette centrale aménagée sur la Jogne, affluent du lac de la Gruyère, est alimentée depuis le lac de Montsalvens. Elle est équipée de cinq machines hydrauliques. Une des mesures examinées concerne les paliers d'enclenchement des deux premiers groupes de turbines. Au lieu d'un lâcher instantané de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (montée en puissance de 0 à 4,5 MW), puis de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ (4,5 à 9 MW), l'incidence d'une variation progressive en 15 minutes par palier a été chiffrée en tenant compte des apports, du niveau du lac, des prix horaires, etc., grâce à un outil de simulation. Les pertes de production sont suffisamment importantes pour remettre en question cette mesure lorsque les prix de l'énergie sont élevés.

Centrales en cascade

Il y a cependant des rivières où des centrales en cascade peuvent revoir leur production pour le bien du tronçon aval. C'est le cas du Doubs franco-suisse [Fig. IX.1.11](#), où trois centrales coordonnent depuis 2017 leur mode d'exploitation afin de limiter les impacts sur la faune halieutique.

Fig. IX.1.11 Barrages en cascade sur le Doubs franco-suisse : Le Châtelot, Le Refrain et La Goule (d'amont en aval).



Ces trois aménagements, aux caractéristiques très différentes, jouent chacun un rôle particulier.

Tab. IX.1.1 Caractéristiques des trois aménagements successifs sur le Doubs franco-suisse.

Aménagement	Le Châtelot	Le Refrain	La Goule
Nom du lac	Moron	Biaufond	La Goule
Volume de la retenue (10 ⁶ m ³)	12	1,2	0,3
Débit équipé (m ³ /s)	44	23	22
Puissance installée (MW)	30	11	5
Production annuelle (GWh)	100	60	25
Débit de dotation (m ³ /s)	2	2,66	1,3-2,7

Les principales modifications introduites par le règlement d'eau ^[14] concernent le temps de réduction des débits turbinés.

Au Châtelot, la réduction doit être limitée à 1,5 m³/s par heure tant que le débit turbiné dépasse 20 m³/s, puis à 1,5 m³/s en 2 h dans l'intervalle 20 à 7 m³/s. En revanche, aucun palier n'est possible, en l'état, pour l'abaissement de 7 à 0 m³/s. L'installation de turbines supplémentaires est actuellement à l'étude pour une réduction plus graduelle.

Pour Le Refrain, le taux d'abaissement du débit est de 1 m³/s en 2 h dans l'intervalle de 23 à 3 m³/s, puis 1 palier intermédiaire à 2 m³/s dans l'intervalle de 3 à 0 m³/s. À La Goule, le taux d'abaissement suit celui du Refrain. Ces mesures sont destinées à lutter contre l'échouage des poissons.

Le débit de base en aval de La Goule est de 5 m³/s, et augmenté à 7 m³/s en période sensible (du 1^{er} décembre au 15 mai).

La démodulation des éclusées est pratiquée au Refrain lorsque le débit à la sortie du lac des Brenets (en amont du barrage du Châtelot) est inférieur à 10 m³/s. Cette pratique consiste à abaisser le niveau du lac de Biaufond (barrage du Refrain), préalablement aux éclusées du Châtelot.

Ces modifications imposent aux exploitants de communiquer leur programme de turbinage aux autres afin que la démodulation puisse se faire. Un monitoring ^[15] mis en place depuis 2017 a permis de constater que les débits minimaux sont augmentés, et que l'indice des éclusées ^[16] a été divisé par 2 ou 3 en fonction de l'éloignement du barrage. Le régime hydrologique du Doubs est moins artificiel. Sur la partie aval, une tendance au rafraîchissement estival a pu être observée.

Comme on peut le constater, des mesures d'exploitation acceptables pour les producteurs peuvent donc apporter une amélioration significative aux cours d'eau, en particulier dans le cas des centrales en cascade.

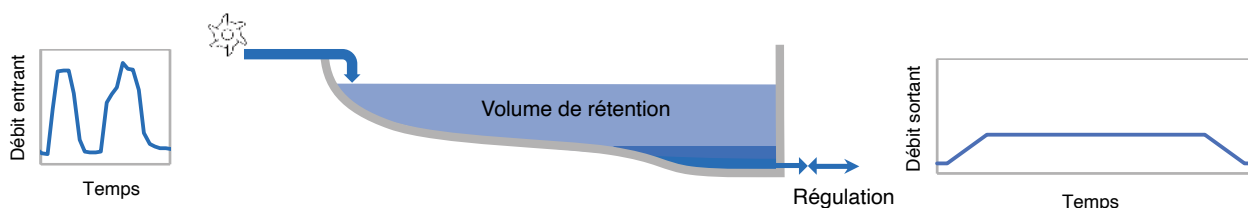
IX.1.4 Assainissement des éclusées par des aménagements compensatoires

Les aménagements compensatoires sont réalisés à la restitution des eaux turbinées. Ils consistent à retenir ces dernières dans un bassin en vue de les relâcher graduellement, à les dériver vers un cours d'eau plus important ou vers un lac, ou encore à améliorer l'habitat sur le tronçon soumis aux éclusées.

Rétention

Les rétentions sont des mesures de gestion des débits turbinés, à l'aide d'un volume de stockage [Fig. IX.1.12](#). À l'entrée, le bassin ad hoc est alimenté par le lâcher des turbines, alors qu'à la sortie le débit restitué au cours d'eau est régulé selon les scénarios écologiques. Il ne s'agit pas seulement de limiter l'amplitude des débits, mais aussi d'agir sur la durée de leurs variations. Le volume requis est calculé selon les principes de l'hydraulique classique [9]. L'organe de régulation est une vanne, souvent combinée avec une turbine. L'ensemble doit permettre de procéder à des éclusées préventives destinées à alerter la faune aquatique, ainsi qu'à des ajustements saisonniers. Pour une meilleure intégration, l'aménagement peut aussi servir au développement de biotopes, d'activités de loisirs, de sites paysagers, ainsi qu'au laminage de crues [10].

Fig. IX.1.12 Schéma de fonctionnement d'un bassin de rétention des eaux turbinées.



Dérivation

Quand un cours d'eau important s'écoule à distance raisonnable du site examiné, la dérivation des eaux turbinées à sa destination est envisageable. À l'endroit de la restitution, le débit du cours d'eau récepteur doit être tel que les éclusées causées par dérivation ne soient pas dommageables au sens de OEaux, art. 41, qui fixe notamment un rapport maximal de 1,5 entre les débits $Q_{\max}$ et $Q_{\min}$. En l'occurrence, $Q_{\max}$ est ici le débit du cours d'eau augmenté du rejet du turbinage dérivé, et $Q_{\min}$ celui du cours d'eau seul. Reste à préciser les conditions d'application de ce critère pour le cours d'eau récepteur.

La dérivation peut aussi être pratiquée à destination d'un lac qui est sollicité comme rétention. Dans ce cas, il faut que le volume déversé ainsi que le marnage occasionné soient dérisoires par rapport aux conditions régulières du lac récepteur. Il faut aussi examiner les impacts des rejets sur la courantologie du lac.

Les exemples présentés dans le sous-chapitre IX.4 se rapportent aux mesures de rétention et de dérivation.

Amélioration des habitats

Concernant les mesures d'amélioration des habitats dans le lit, leur intérêt ressort du constat que les éclusées sont nettement plus pénalisantes dans un lit chenalisé [3]. L'objectif de l'aménagement est de retrouver des conditions favorables au sens des courbes de préférence [Fig. IX.1.5](#) face aux atteintes dominantes. Les actions sont entreprises dans le lit ou au niveau des berges, dans le but d'enrichir la morphologie et de disposer de zones protégées [11]. Dans le lit sont intégrés des éléments tels

que blocs saillants, épis, seuils et resserrements, afin de structurer ou fractionner les écoulements, ce qui permet de dégager des bras où les vitesses de courant et les profondeurs d'eau sont modérées, c'est-à-dire habitables. L'aménagement des berges avec un parement ondulé, ou des déflecteurs [Fig. IX.1.13](#) et [12], génère des écoulements diversifiés et sinueux, favorise la dissipation d'énergie, et laisse des zones d'accalmie dans les intervalles entre les structures.

Fig. IX.1.13 Exemple de berge structurée avec des déflecteurs. Vue prise dans le sens d'écoulement, sur la Dranse à Sembrancher (Valais).

Photo: J.-M. Ribl

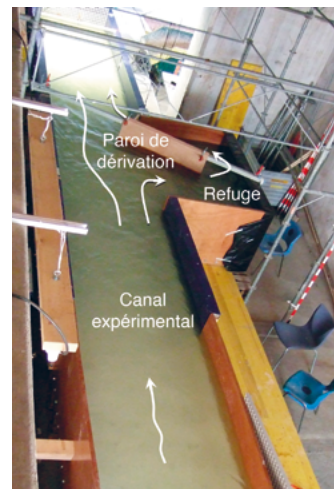
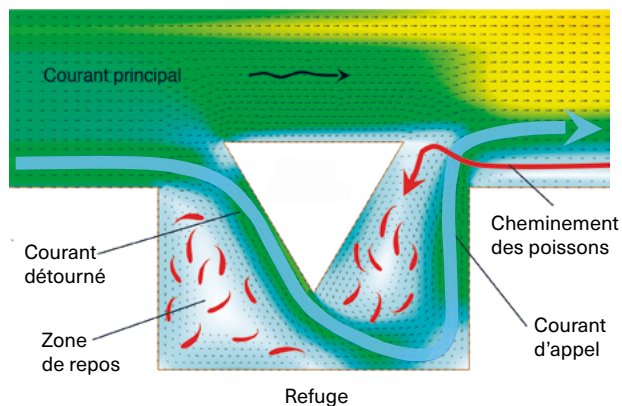


Des mesures ciblées peuvent être mises en œuvre pour répondre à des problèmes spécifiques. Par exemple, afin de protéger les poissons contre des vitesses de courant excessives, des refuges à poissons ont été développés sous forme de niches excavées dans les berges [13]. Le principe [Fig. IX.1.14](#) repose sur la circulation d'eau forcée autour d'un îlot placé au centre du refuge avec, à la sortie, un courant d'appel pour les poissons qui remontent le cours d'eau principal en longeant la berge. Des essais menés dans un canal expérimental avec des juvéniles de truites fario ont montré l'attractivité d'un tel dispositif [13]. Le suivi de certains aménagements réalisés en rivière est actuellement en cours (voir sous-chapitre IX.4).

Rivière parallèle

Une autre variante repose sur la dissociation des fonctions, sous la forme d'un cours d'eau aménagé en parallèle du chenal d'évacuation des éclusées (exemple du ruisseau de contournement de la Jogne à Broc). L'opportunité peut se présenter de réactiver des bras naturels désaffectés ou des baissières, afin de favoriser le rétablissement d'espaces écologiques.

Fig. IX.1.14 Refuge à poissons: principe de fonctionnement sur champ de vitesses Basement 2D (à gauche) et vue du canal expérimental (à droite). Sur le schéma, le blanc correspond à des vitesses quasi nulles et le jaune à des valeurs de 1,0 à 1,2 m/s.



Mesures combinées

En définitive, il faut reconnaître que les mesures individuelles sont rarement suffisantes. Les impacts des éclusées étant multiples et variés, l'assainissement repose généralement sur une combinaison de mesures.

Bibliographie du sous-chapitre IX.1

- [1] EAWAG, OFEFP, 2004, *Rapport final Fischnetz, Sur la trace du déclin piscicole*, Berne.
- [2] Malavoi, J., Souchon, Y., 1992, «Hydrologie et dynamique hydroécologique des cours d'eau», *Revue des sciences de l'eau*, 5(2), p. 247-261.
- [3] Person, E., 2013, *Impact of hydropeaking on fish and their habitat*, rapport de thèse, EPFL, Lausanne.
- [4] Vismara, R., Azzellino, A., Bosi, R., Crosa, G., Gentili, G., 2001, «Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the River Adda, Northern Italy: comparing univariate and multivariate approaches», *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(1), p. 37-50.
- [5] Wasson, J. G., Malavoi, J. R., Maridet, L. 1998, *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières (vol. 14)*, Éditions Quae.
- [6] Tonolla, D., Meile, T., Zurwerra, A., Büsler, P., Oppliger, S., Essyad, K., 2017, *Éclusées – Mesures d'assainissement*, Office fédéral de l'environnement, Berne.
- [7] Tonolla, D. (éd.), 2017, *Élaboration et appréciation de mesures d'assainissement des éclusées, Nouvelles connaissances issues de la recherche et de la pratique*, mandat OFEV.
- [8] Charmasson, J., Zinke, P. 2011, *Mitigation measures against hydropeaking effects*, SINTEF Energy Research, 1, 51.
- [9] US Army Corps of Engineers, 2000, *HEC-HMS, Technical Reference Manual, Modeling Reservoirs*, Hydrologic Engineering Center.
- [10] Heller, P., 2007, *Méthodologie pour la conception et la gestion des aménagements hydrauliques à buts multiples par une analyse systémique*, n° 3781, EPFL.
- [11] Cowx, I. G., Welcomme, R. L. (éd.), 1998, *Rehabilitation of rivers for fish: a study undertaken by the European Inland Fisheries Advisory Commission of FAO*, Food & Agriculture Org.
- [12] Zanini, F., Stocker, A., Dubois, J., Boillat, J.-L., 2019, *Revitalization of the Dranse river and flood protection in Sembrancher-Vollèges*.
- [13] Ribi, J.-M., Boillat, J.-L., Peter, A., Schleiss, A. J., 2014, «Attractiveness of a lateral shelter in a channel as a refuge for juvenile brown trout during hydropeaking», *Aquatic sciences*, 76, p. 527-541.
- [14] OFEN et Préfet du département du Doubs (France), 2017, *Règlement d'eau du Doubs franco-suisse*.
- [15] Teleos, Scimabio, 2023, *Monitoring du Doubs franco-suisse, rapport de synthèse 2017-2023*.
- [16] Courret, D., Larinier, M., 2008, *Suivi de l'amélioration du Doubs franco-suisse, Analyse hydrologique, État des lieux en 2005*.
- [17] Confédération suisse, 1991, RS 814.20, Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux).
- [18] Confédération suisse, 1998, RS 814.201, Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux).

Dans les cours d'eau régulés par les barrages hydroélectriques, la production intermittente induit des variations rapides du débit et du niveau d'eau (éclusées ou *hydropeaking*), souvent accompagnées de fluctuations de température (*thermopeaking*). Dans le contexte de la renaturation et de l'assainissement des régimes d'éclusées, le régime thermique des rivières reste encore peu considéré, malgré son importance pour les écosystèmes aquatiques.

Ce sous-chapitre présente une brève synthèse concernant le rôle de la température dans le fonctionnement des cours d'eau et les principales composantes d'un régime thermique naturel. Il décrit ensuite les perturbations thermiques causées par les ouvrages hydroélectriques, en particulier le *thermopeaking*. Il expose les principes des outils de mesure et de modélisation utiles pour caractériser la situation thermique et analyser des scénarios d'évolution. Enfin, plusieurs mesures d'assainissement sont présentées et discutées sous l'angle de leur impact sur le régime thermique.

IX.2.1 Enjeux liés au régime thermique des rivières

Rôle de la température

La température de l'eau est un paramètre majeur de l'écologie aquatique. Elle influence la qualité physico-chimique de l'eau, en agissant sur la solubilité de l'oxygène et la vitesse des réactions biogéochimiques, comme la décomposition de la matière organique. Mais son rôle est surtout déterminant pour l'habitat : la plupart des espèces aquatiques présentent des préférences thermiques qui conditionnent leur répartition, leur croissance, leur reproduction et leurs déplacements. Le régime thermique, au même titre que l'habitat physique, influence ainsi l'abondance et la diversité des espèces.

En tant que facteur d'altération de l'habitat, il est donc important de considérer le régime thermique dans les projets de gestion ou de renaturation. Cette exigence devient d'autant plus cruciale face aux effets du changement climatique, qui peuvent introduire ou accentuer un stress thermique pour les écosystèmes aquatiques.

Régime thermique naturel

Le régime thermique d'une rivière décrit l'évolution de la température de l'eau dans le temps et l'espace. Sa dynamique temporelle inclut des variations journalières, saisonnières et interannuelles, tandis que sa dimension spatiale dépend des conditions locales, à l'échelle d'une section, d'une station ou d'un tronçon.

Ce régime thermique résulte d'échanges d'énergie et de masse entre l'eau et son environnement. Trois grands types de processus le gouvernent : les échanges thermiques avec l'atmosphère, les échanges thermiques avec le lit, et les flux d'advection. Ces processus sont présentés brièvement ci-après et peuvent être étudiés en détail dans la littérature dédiée [1, 2].

Les **échanges thermiques avec l'atmosphère** comprennent les apports et pertes de chaleur par rayonnement, ainsi que les échanges sensibles (par convection) et latents (liés à l'évaporation ou la condensation). L'ensemble de ces échanges est principalement influencé par les conditions météorologiques (température, humidité, vent, nébulosité), la saison, l'heure, mais aussi par les caractéristiques du cours d'eau comme le rapport surface/volume, l'exposition au soleil, la profondeur, ou la présence de ripisylve.

Les **échanges thermiques avec le lit de la rivière** se produisent principalement par conduction à travers les sédiments et par advection hyporhéique, c'est-à-dire par les échanges d'eau entre la rivière et les interstices du lit. Ces processus tendent à amortir les variations de température, à une échelle journalière ou supérieure en cas d'échanges profonds. Leur importance dépend de la conductivité thermique des sédiments, de leur humidité, de la morphologie du lit, de sa perméabilité, et des gradients hydrauliques locaux.

Les **flux d'advection**, enfin, désignent le transport de chaleur par le mouvement de l'eau. Ils interviennent à deux niveaux. D'une part, l'advection longitudinale transporte la température d'amont en aval, au fil de l'écoulement ; d'autre part, les apports latéraux (affluents, arrivées d'eaux souterraines, ruissellement ou précipitations) modifient la température locale s'ils présentent une température différente et un volume significatif. L'influence de l'advection est principalement contrôlée par les débits, la température des eaux entrantes, la vitesse de l'écoulement ainsi que la profondeur du cours d'eau.

Altérations du régime thermique naturel

Le régime thermique d'un cours d'eau dépend de nombreux facteurs, tels que les conditions atmosphériques, les apports d'eau externe, la morphologie du lit ou la couverture végétale. Toute modification de l'un de ces éléments peut donc entraîner une altération du régime thermique. Ces perturbations proviennent fréquemment d'activités humaines : aménagements hydrauliques (barrages, dérivations), rejets d'effluents thermiques, prélèvements d'eau ou changements dans l'occupation du sol, comme la déforestation ou l'urbanisation. En affectant les échanges d'énergie ou la dynamique de l'écoulement, ces modifications peuvent altérer le régime thermique naturel et modifier les conditions d'habitat pour les espèces aquatiques. Le cas spécifique des altérations du régime thermique induites par les ouvrages hydroélectriques est détaillé dans la section suivante.

Changement climatique

Le changement climatique a de multiples impacts sur la gestion des eaux en Suisse, dont une tendance marquée à l'élévation des températures des eaux de surface [3]. Les longues séries de mesures montrent déjà une hausse moyenne de +0,3 à +0,4 °C par

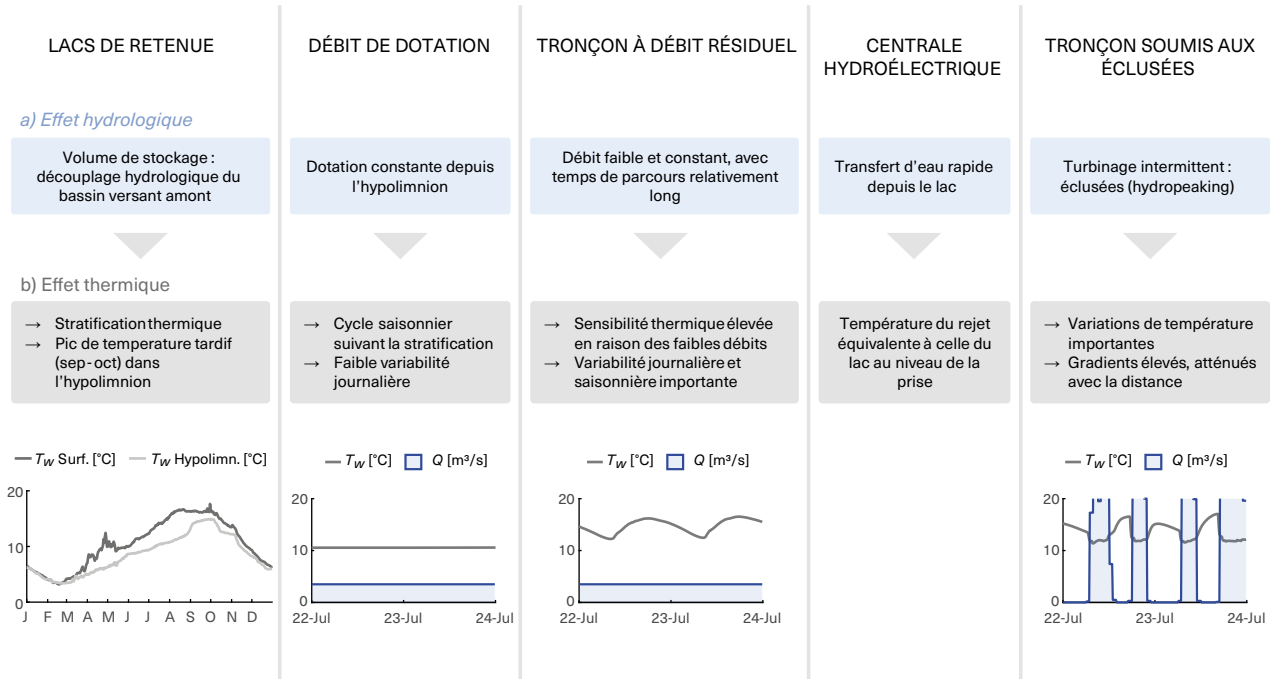
décennie [4]. Ce réchauffement s'explique par la hausse des températures de l'air, mais aussi par l'évolution des régimes hydrologiques, sous l'effet de la modification des précipitations, du recul des glaciers et de la diminution de l'enneigement.

Les projections climatiques prévoient une poursuite de cette tendance, avec une augmentation moyenne comprise entre +1 et +4 °C d'ici 2100 selon les scénarios climatiques, et des hausses pouvant atteindre +6 °C en été dans les bassins alpins [5]. Ces changements affecteront profondément la qualité de l'eau, la teneur en oxygène, la physiologie des espèces et la structure des communautés biologiques. Les espèces d'eau froide seront particulièrement exposées, avec un risque élevé de régression de leur habitat.

IX.2.2 Altérations du régime thermique liées aux ouvrages hydroélectriques

Fig. IX.2.1 Effets des lacs de retenue et des centrales hydroélectriques sur les régimes hydrologique et thermique du cours d'eau.

La présence sur les cours d'eau de barrages et des lacs de retenue associés représente un atout pour une production énergétique locale, pilotable, renouvelable et décarbonnée. Cependant, ces ouvrages altèrent le régime hydrologique naturel du cours d'eau concerné (voir sous-chapitres IX.1 et IX.3), et en modifiant donc aussi le régime thermique [Fig. IX.2.1](#).



Impacts thermiques liés aux barrages

Les lacs de retenue, en raison de leur grande profondeur, de leur temps de résidence élevé et de leur faible ombrage, développent des régimes thermiques sensiblement différents de ceux des rivières naturelles. Ils présentent généralement une stratification

thermique estivale et parfois hivernale. Dans ce contexte, les températures maximales de la couche hypolimnique sont atteintes plus tardivement, souvent en septembre ou en octobre, comparativement aux températures de surface.

Le débit de dotation relâché à la base du barrage adopte le régime thermique de la couche lacustre correspondant à la profondeur de la prise d'eau. Par conséquent, la température du tronçon aval dépend fortement de la profondeur de cette prise et de l'état de stratification du réservoir. Par rapport à un régime thermique naturel, les lâchers issus de couches hypolimniques peuvent entraîner des températures plus fraîches au printemps et en été, puis plus élevées en automne et en hiver, avec une faible variabilité journalière. Ces effets peuvent se prolonger sur plusieurs kilomètres en aval.

Dans les tronçons à débit résiduel, le maintien d'un débit faible et constant réduit l'inertie thermique de la rivière, rendant celle-ci plus sensible aux conditions atmosphériques. Il en résulte une variabilité thermique journalière et saisonnière marquée. Toutefois, en période de sécheresse estivale, l'apport constant du débit résiduel peut limiter l'atteinte de températures extrêmes.

Impacts thermiques liés aux éclusées

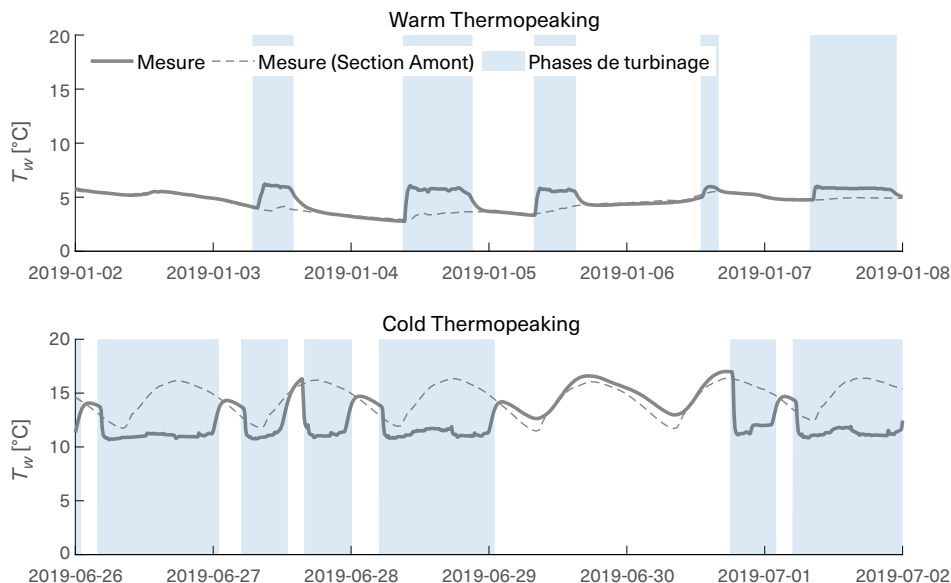
À l'aval immédiat des centrales hydroélectriques, les lâchers d'eau liés à la production intermittente génèrent des variations rapides de débit, appelées éclusées ou *hydropеaking*. L'eau turbinée provient généralement du lac de retenue et transite rapidement par une conduite forcée ou une galerie souterraine, avec peu d'échanges thermiques avec l'environnement. Elle conserve ainsi une température proche de celle qu'elle avait au moment de son captage dans le lac.

En rejoignant le lit de la rivière, cette eau entre en contact avec une masse d'eau dont la température a évolué le long de son parcours, sous l'influence des conditions atmosphériques. Ce contraste thermique peut provoquer, lors des éclusées, des variations brutales de température en aval de la centrale : on parle alors de *thermopeaking*. Contrairement à l'*hydropеaking*, qui survient à chaque éclusée, le *thermopeaking* ne se manifeste que si une différence de température existe entre les eaux turbinées et celles du cours d'eau récepteur. Il dépend donc de l'heure, de la saison et des conditions météorologiques.

L'amplitude et la direction de ces variations (refroidissement dans le cas d'un *cold thermopeaking*, réchauffement pour un *warm thermopeaking*) dépendent de l'écart de température entre les deux masses d'eau. Le phénomène est particulièrement accentué lorsque les eaux turbinées rejoignent un tronçon à débit résiduel, où la faible quantité d'eau en place favorise un échauffement rapide en été et un refroidissement accentué en hiver, renforçant ainsi le contraste thermique [Fig. IX.2.2](#).

Ces fluctuations thermiques peuvent perturber le comportement des organismes aquatiques, affectant leur mobilité, leur dérive ou leur survie. En raison de la simultanéité des variations de débit et de température, il est difficile d'isoler les effets spécifiques du *thermopeaking*. Toutefois, plusieurs études expérimentales ont démontré que des variations thermiques rapides peuvent, à elles seules, provoquer des réactions comportementales significatives chez les poissons et les invertébrés ^[6, 7].

Fig. IX.2.2 Exemple d'évolution de la température mesurée sur la Sarine en aval de la centrale hydroélectrique de Hauterive durant des éclusées en été (en haut) et en hiver (en bas). Les traits en pointillés représentent la température de l'eau mesurée en amont de la centrale.



Caractérisation du thermopeaking

En Suisse, l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) propose une méthode standardisée pour évaluer le degré d'altération thermique lié au thermopeaking, fondée sur deux indicateurs principaux : le taux de variation maximal journalier de la température (exprimé en °C/h) et l'amplitude journalière de température (en °C). Pour chacun de ces indicateurs, les valeurs journalières sont calculées à partir d'une série de mesures, et le 90e percentile annuel est retenu comme critère d'évaluation (respectivement TT90 pour les taux de variation et AT90 pour les amplitudes). Le nombre moyen de pics quotidiens (PM) et leur 95e percentile (P95) servent de critères secondaires pouvant entraîner une dégradation de la classe d'évaluation ^[8].

L'évaluation est fondée sur des séries de température mesurées de part et d'autre du rejet, sur des durées suffisantes et à haute résolution temporelle. Ces indicateurs permettent de diagnostiquer l'état du cours d'eau, d'orienter les objectifs de réhabilitation, et ensuite de comparer l'efficacité de différentes variantes d'assainissement.

Limites des indicateurs de caractérisation

Les indicateurs actuellement utilisés pour évaluer le thermopeaking, tels que TT90 et AT90, sont utiles pour caractériser les variations thermiques infrajournalières mais présentent certaines limites. En premier lieu, ces indicateurs ne fournissent aucune information sur la distribution des températures, ni sur leur temporalité, ni sur les tendances à plus long terme du régime thermique (températures moyennes, maximales, saisonnières, etc.). En outre, le fait de se baser sur un quantile unique peut conduire

à négliger des fluctuations plus modérées mais fréquentes, qui peuvent aussi avoir un impact écologique significatif. Enfin, ces indicateurs uniques ne sont pas spécifiquement adaptés pour chaque situation selon les préférences thermiques des espèces aquatiques des milieux concernés.

Dans le cadre d'un projet d'assainissement des éclusées ou de renaturation intégrant une analyse thermique, il est essentiel de définir des indicateurs écologiques en lien direct avec les exigences thermiques des espèces cibles. Une nouvelle approche méthodologique fondée sur la base de premiers retours d'expérience propose de prendre en compte ces préférences thermiques [9]. Il est donc recommandé d'associer dès les premières étapes du projet une expertise écologique spécifique.

IX.2.3 Mesure et modélisation des températures

L'étude du régime thermique d'un cours d'eau, qu'il soit naturel ou régulé, repose sur deux approches complémentaires : la mesure, qui permet de caractériser la situation actuelle, et la modélisation numérique, qui permet d'extrapoler ces observations dans le temps et l'espace pour évaluer des scénarios ou combler des lacunes d'information.

Les paragraphes suivants présentent un aperçu des principales techniques de mesure de la température en rivière, ainsi que les fondements de la modélisation numérique du régime thermique.

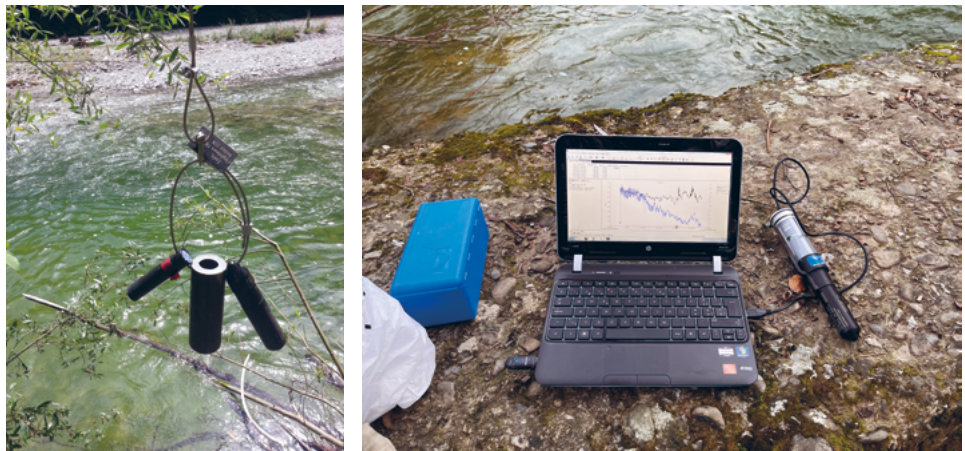
Capteurs de température autonomes

Les capteurs de température autonomes [Fig. IX.2.3](#) sont largement utilisés pour enregistrer des séries temporelles à pas de temps fins (horaire ou subhoraire), avec une précision variable souvent comprise entre 0,1 et 0,5 °C. Leur mise en œuvre est simple, leur conception robuste et ils peuvent être déployés de manière autonome pour de longues durées. Toutefois, ils nécessitent une calibration régulière, ou a minima avant et après les campagnes de mesure, pour garantir la fiabilité des données sur la durée.

Les capteurs peuvent se distinguer par leur précision, leur résistance à la pression (utilisation en profondeur), leur capacité de mémoire, leur autonomie (batterie), leur

Fig. IX.2.3 Exemple d'un dispositif de mesure avant immersion, comprenant une sonde de température, un lest et une sonde combinée température-pression (à gauche), et illustration de la récupération des données sur le terrain pour des capteurs sans transmission à distance (à droite).

Photos : D. Dorthe



mode de lecture (optique, Bluetooth, etc.), leur stabilité dans le temps (dérive), leur temps de réponse aux variations de température, les fréquences d'enregistrement possibles, ainsi que leur coût. Le choix d'un capteur dépendra donc des contraintes du site et des objectifs du projet qui fixeront les exigences en termes de durée de la campagne de mesure, de précision et de fréquence d'acquisition.

Les capteurs doivent être installés de façon à rester immergés en continu, ce qui peut s'avérer difficile dans les rivières soumises à de fortes variations de niveau, notamment en cas d'éclusées. Lorsque cette immersion permanente ne peut être garantie, l'usage de capteurs combinant mesures de la température et de la pression (par ex. HOBO MX20L) permet de repérer les phases de non-immersion et d'écarter les données concernées.

Les mesures effectuées par ces instruments sont ponctuelles. En conditions naturelles, la température de l'eau peut présenter des gradients importants au sein d'une même section, notamment lorsque la largeur ou la profondeur du cours d'eau sont importantes, ou en présence de singularités thermiques (rejets, affluents ou émergences d'eaux souterraines). Il est donc utile de caractériser d'abord la distribution spatiale des températures afin de déterminer le nombre de sondes à déployer et leur emplacement, en fonction des objectifs de l'étude.

Mesure par fibre optique

La mesure de température par fibre optique distribuée (FO-DTS, pour *Fiber-Optic Distributed Temperature Sensing*) permet d'obtenir des profils de température continus à haute résolution spatiale et temporelle sur plusieurs kilomètres de linéaire. Les câbles sont généralement déployés dans le lit ou le long des berges, et les données peuvent être enregistrées à haute fréquence sur des périodes allant de quelques jours à plusieurs semaines. En rivière, cette méthode est particulièrement efficace pour détecter et caractériser des singularités thermiques, là où les mesures ponctuelles classiques peinent à restituer l'hétérogénéité spatiale. En contrepartie, elle nécessite une mise en œuvre sur le terrain nettement plus exigeante, notamment en termes d'alimentation, de protection mécanique du câble et de calibration [10, 20, 21].

Imagerie thermique infrarouge

L'imagerie thermique infrarouge (TIR) constitue une méthode efficace pour cartographier la température de surface des cours d'eau de manière continue dans l'espace. Cette technique offre une cartographie fine des contrastes thermiques, avec une couverture spatiale et une résolution variables selon la méthode d'acquisition (caméra fixe, drone, avion ou satellite). L'essor des drones a largement favorisé le développement de cette méthode, en raison de leur capacité à acquérir rapidement des images à haute résolution (inférieure au mètre) sur des distances de plusieurs kilomètres. Cette méthode est aujourd'hui couramment utilisée pour analyser la distribution spatiale des températures de surface et détecter des anomalies thermiques (résurgences d'eaux souterraines, rejets, affluents, zones d'ombre, etc.) que des capteurs ponctuels ne permettent pas de mettre en évidence. Elle peut également être mobilisée pour optimiser l'implantation de capteurs de température en identifiant les zones les plus hétérogènes ou les plus sensibles.

Toutefois, la TIR ne fournit qu'une mesure de la température de surface, qui peut être décorrélée de celle de la colonne d'eau, notamment en cas de stratification thermique ou de faible brassage. L'acquisition des données requiert certaines précautions car les conditions atmosphériques (vent, humidité, couverture nuageuse, température) et les caractéristiques du cours d'eau peuvent influencer la qualité des mesures. Une validation au sol, à l'aide de capteurs de température immergés, est donc indispensable pour calibrer et corriger les images. Enfin, le traitement des données nécessite une expertise technique et des outils spécialisés ^[11].

Rôle et familles de modèles numériques

Les mesures de température permettent de documenter le régime thermique d'un cours d'eau dans les conditions actuelles. Toutefois, lorsqu'il s'agit d'anticiper l'évolution future de ce régime dans un contexte de changement climatique, ou d'évaluer l'effet potentiel d'un aménagement ou d'une mesure de restauration, il devient nécessaire de recourir à la modélisation. Deux grandes approches de modélisation numérique coexistent : les modèles statistiques, qui s'appuient sur des relations statistiques établies pour des données observées, et les modèles processuels, qui reposent sur la représentation explicite des processus physiques gouvernant les échanges thermiques.

Modèles statistiques

Les modèles statistiques (également appelés empiriques ou *data-based*) établissent des relations entre la température de l'eau et diverses variables environnementales. Leur complexité varie selon la structure du modèle et les variables considérées : elle va de la simple régression linéaire entre température de l'air et température de l'eau à des modèles avancés basés sur des algorithmes d'apprentissage automatique (*machine learning*), capables d'intégrer un grand nombre de variables. Les progrès récents en *machine learning* ont considérablement amélioré les performances prédictives de ces approches.

Ces modèles se distinguent par leur relative simplicité et leurs besoins modérés en données, ce qui les rend particulièrement adaptés aux applications à large échelle, lorsque les modèles processuels sont trop coûteux ou difficiles à mettre en œuvre. Ils permettent également d'identifier les principaux facteurs expliquant la variabilité thermique.

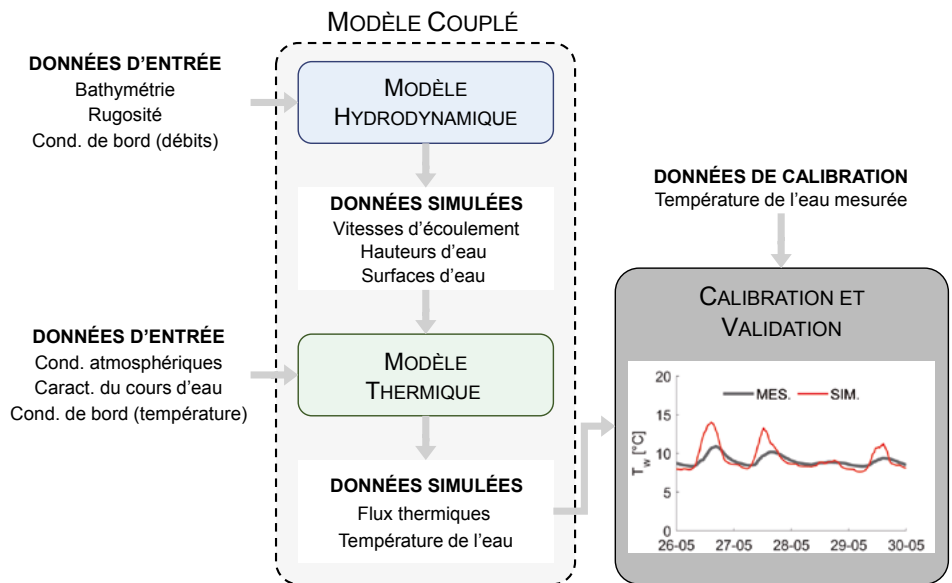
Cependant, leur principale limite tient à l'absence de représentation explicite des processus physiques d'échange d'énergie. Leur capacité à extrapoler au-delà du domaine d'apprentissage, c'est-à-dire hors des conditions représentées par les données mesurées, reste donc limitée, en particulier dans des contextes évolutifs tels que le changement climatique. L'émergence de modèles d'apprentissage automatique physiquement guidés ou avec une dimension spatiale tend toutefois à améliorer cette capacité d'extrapolation. Un aperçu détaillé des modèles statistiques et d'apprentissage automatique est disponible dans la littérature ^[12, 13].

Modèles processuels

Les modèles processuels (également appelés mécanistiques, déterministes ou *process-based*) simulent la température de l'eau en représentant explicitement les échanges d'énergie entre la rivière et son environnement. Ces échanges thermiques sont calculés à partir des conditions atmosphériques, des caractéristiques physiques du cours d'eau et de ses conditions hydrauliques (vitesse, largeur, profondeur).

Les conditions atmosphériques et les caractéristiques du cours d'eau sont généralement mesurées sur place, alors que les variables hydrauliques peuvent être estimées à l'aide de formules empiriques ou, de manière plus précise, par couplage avec un modèle hydrodynamique [Fig. IX.2.4](#). Plusieurs outils hydrodynamiques couramment utilisés permettent en effet d'intégrer un module thermique dans leur structure de modélisation, en 1D (par ex. HEC-RAS) ou en 2D (par ex. BASEMENT). Une revue détaillée des différents modèles processuels disponibles peut être trouvée dans la littérature ^[14].

Fig. IX.2.4 Représentation schématique du fonctionnement d'un modèle couplé hydrodynamique-thermique.



Le principal inconvénient des modèles processuels réside dans leur complexité de mise en œuvre. Ils requièrent un grand nombre de données d'entrée détaillées, telles que les débits et températures aux conditions de bord, les paramètres météorologiques, la bathymétrie ou encore les propriétés physiques du lit de la rivière. En contrepartie, ces modèles permettent de simuler différents scénarios, qu'ils concernent la gestion, des aménagements ou l'évolution climatique. Ils offrent ainsi une meilleure compréhension des mécanismes thermiques en jeu et produisent des indicateurs utiles à l'évaluation écologique, ce qui en fait des outils particulièrement adaptés aux projets de restauration et d'adaptation des cours d'eau.

Formulation hydrodynamique 1D

Contrairement aux modèles statistiques, dont les structures sont très diverses, les modèles processuels reposent sur des principes physiques communs et adoptent généralement une structure similaire. Celle-ci est illustrée ici à travers l'exemple d'un modèle unidimensionnel tel que celui utilisé dans HEC-RAS [15].

L'évolution de la température de l'eau T_w , en fonction de la distance le long de la rivière (x) et du temps (t) est décrite par une équation dite d'advection-diffusion, complétée d'un terme représentant les échanges de chaleur avec l'environnement :

$$\frac{\partial T_w}{\partial t} = -U \frac{\partial T_w}{\partial x} + D \frac{\partial^2 T_w}{\partial x^2} + \frac{q_{\text{net}}}{\rho_w \cdot c_{pw} \cdot d} \quad (1)$$

Chaque terme de cette équation représente un processus physique. L'advection traduit le transport de chaleur par l'écoulement, avec une vitesse U le long de l'axe x . La diffusion exprime la tendance naturelle de la température à s'uniformiser localement, selon un coefficient de dispersion D . Le troisième terme représente les échanges de chaleur avec l'environnement, qui peuvent réchauffer ou refroidir l'eau avec q_{net} correspondant au bilan net des échanges thermiques entre le cours d'eau et son environnement, exprimé en W/m². L'effet de ces flux thermiques sur la température de la rivière est modulé par la masse volumique de l'eau (ρ_w), sa capacité calorifique (c_{pw}) et la profondeur d'eau (d). Enfin, le bilan énergétique est calculé à partir d'une expression intégrant plusieurs flux, positifs ou négatifs ;

$$q_{\text{net}} = q_{sw} + q_{\text{atm}} - q_b + q_h - q_l + q_{\text{sed}} \quad (2)$$

Les termes considérés dans ce bilan varient selon les modèles. Dans la formulation proposée, q_{sw} représente le rayonnement solaire, q_{atm} le rayonnement atmosphérique, q_b le rayonnement émis par l'eau, q_h le flux de chaleur sensible, q_l le flux de chaleur latente, et q_{sed} le flux de chaleur entre les sédiments et l'eau. Les modèles numériques n'intègrent qu'une partie de tous les échanges thermiques pouvant intervenir entre le cours d'eau et son environnement. Il est donc essentiel d'identifier les flux dominants à intégrer et de définir des méthodes adaptées pour quantifier chacun d'eux.

Influence des flux thermiques intégrés dans le modèle

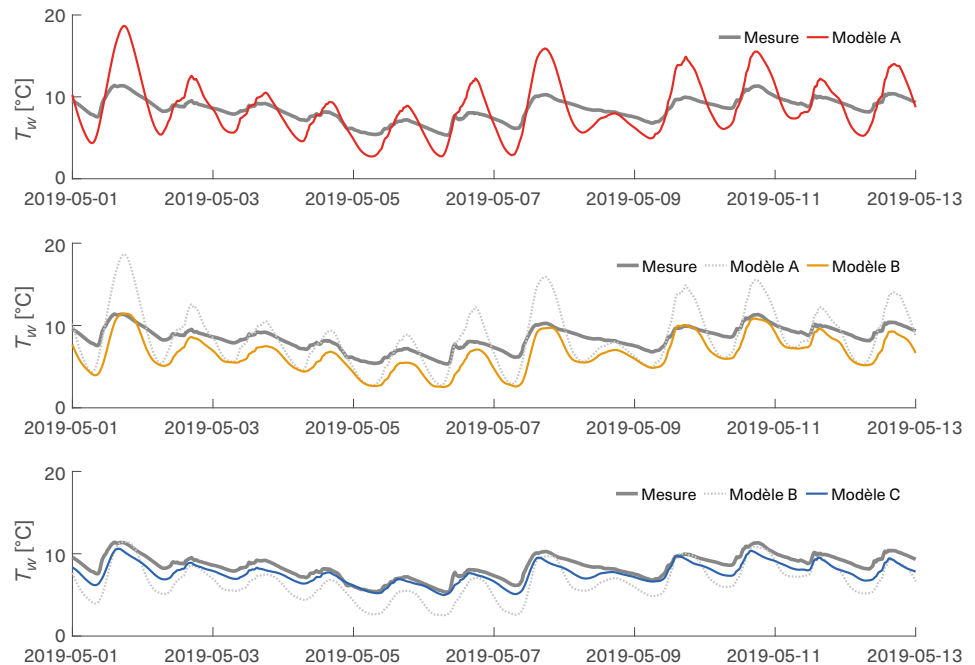
Des descriptions détaillées relatives à l'établissement et la calibration d'un modèle numérique thermique sont disponibles dans la littérature [16, 22, 23]. L'importance des choix de modélisation est illustrée ici à travers un exemple synthétique. La figure IX.2.5 présente une comparaison entre trois configurations de modèle thermique appliquées à un tronçon de rivière, en les confrontant aux températures mesurées sur une période printanière. Ces trois versions permettent d'illustrer progressivement les effets de différentes améliorations dans la représentation des échanges thermiques. Des informations plus détaillées sur ce cas sont disponibles dans la littérature [16].

Le Modèle A repose sur un modèle hydrodynamique calibré du tronçon étudié, couplé au module thermique de HEC-RAS. Les échanges avec l'atmosphère sont calculés à partir des données météorologiques brutes issues de la station la plus proche. Cette configuration surestime nettement les hausses de température en journée, avec une surestimation de la variabilité des températures simulées.

Le Modèle B reprend cette base, mais intègre une correction du rayonnement solaire pour tenir compte de l'effet d'ombrage induit par la végétation et la topographie environnantes. Cette correction permet de mieux contraindre les flux radiatifs, réduisant les pics diurnes qui ne dépassent plus les températures mesurées. En revanche, les températures nocturnes sont toujours sous-estimées, traduisant un refroidissement trop rapide.

Le Modèle C complète la configuration précédente en intégrant les échanges thermiques avec la couche de sédiments, dont les caractéristiques ont été calibrées. Cette dernière version permet de mieux restituer les amplitudes journalières observées, en atténuant les variations extrêmes et en améliorant l'adéquation entre températures simulées et mesurées, de jour comme de nuit.

Fig. IX.2.5 Exemple de comparaison entre la température mesurée sur une section et celle simulée avec trois configurations de modèle différentes (A, B et C).



Principes pratiques pour la modélisation numérique thermique

La diversité des contextes et des objectifs ne permet pas de définir un protocole standard pour la modélisation thermique. Néanmoins, certains principes pratiques adaptables peuvent guider une démarche rigoureuse.

Acquisition précoce de données de calibration

Les flux thermiques dominants varient selon les cours d'eau et les saisons. Pour les identifier et calibrer le modèle, il est donc essentiel de disposer de larges séries de mesures de température de l'eau, représentatives des différentes conditions saisonnières pertinentes. Un modèle visant à reproduire le régime thermique sur toutes les saisons devrait, a minima, s'appuyer sur des données enregistrées sur une année complète. La mise en place du dispositif de mesure doit donc être anticipée.

Acquisition des données d'entrée locales non biaisées

En complément des données hydrodynamiques classiques (débits, bathymétrie, rugosité), la modélisation thermique requiert des données météorologiques. Celles-ci peuvent provenir d'une station météo proche, mais il est important de s'assurer qu'elles reflètent fidèlement les conditions locales à proximité du cours d'eau, car des biais peuvent survenir en fonction de l'éloignement, de l'exposition, de la topographie ou de la végétation.

Représentation correcte des flux radiatifs et de l'ombrage

Le rayonnement solaire est généralement dominant dans le bilan thermique et doit être estimé avec soin. Si des mesures locales du rayonnement au niveau du cours d'eau sont possibles, leur mise en œuvre sur de longues périodes et à plusieurs stations reste contraignante. Une approche éprouvée consiste à corriger les données de rayonnement mesurées par une station météo proche à l'aide d'un modèle d'ombrage, intégré au modèle thermique ou calculé avec un outil SIG (par ex. GRASS-GIS) à partir d'un modèle numérique de surface intégrant topographie, végétation, et éventuellement bâti.

Ciblage progressif des échanges thermiques à intégrer

Il est conseillé de débiter avec un modèle simple, intégrant les principaux flux, puis d'ajouter progressivement les processus secondaires en fonction des caractéristiques du site et des écarts observés avec les mesures. Par exemple, les échanges avec les sédiments deviennent importants en présence d'une zone hyporhéique active. D'autres flux, comme ceux liés au vent, aux précipitations ou aux apports d'eaux souterraines, peuvent également s'avérer significatifs selon le contexte local.

IX.2.4 Mesures d'assainissement

Si les stratégies d'assainissement du régime des éclusées sont aujourd'hui bien établies, leurs effets thermiques restent peu documentés, et les exemples de réalisations ayant intégré cette dimension sont rares ^[19]. De manière générale, toute mesure réduisant l'hydropeaking tend aussi à modérer le thermopeaking, mais l'impact global sur le régime thermique reste incertain. Trois grandes familles de mesures peuvent être identifiées :

- les mesures opérationnelles, qui modifient les débits turbinés via la modulation de la production électrique ;
- les mesures structurelles, telles que bassins de rétention ou galeries de dérivation, qui modifient les débits relâchés sans affecter la production ;
- les mesures d'adaptation, qui modifient le milieu récepteur (morphologie, végétation) pour en réduire la sensibilité face aux éclusées.

Leurs caractéristiques techniques sont abordées au sous-chapitre IX.1 ; seules leurs implications thermiques sont résumées ici, des développements plus détaillés étant disponibles dans la littérature ^[18].

Mesures opérationnelles

Les mesures opérationnelles consistent à ajuster le fonctionnement des centrales hydroélectriques pour réduire les impacts environnementaux. Cela inclut l'augmentation du débit de dotation, la réduction des débits de pointe, la limitation des vitesses de montée et de descente, ou encore la diminution du nombre de pics journaliers. Ces interventions, souples et efficaces car agissant à la source, impliquent cependant un coût économique et environnemental induit par la perte de flexibilité dans la production de pointe. Les mesures permettant de réduire la fréquence, l'amplitude et les vitesses de variation du débit contribuent également à limiter ces mêmes paramètres sur les variations thermiques.

L'augmentation du débit résiduel présente en revanche un effet thermique plus spécifique et plus complet. En modifiant le rapport entre débit turbiné et débit de base, elle atténue l'amplitude des variations de débit et, par conséquent, les fluctuations thermiques. Elle contribue également à limiter les extrêmes de température, en réduisant la sensibilité thermique du tronçon. Un exemple simulé de l'effet d'une augmentation du débit résiduel sur la température de l'eau est présenté pour quatre journées estivales [Fig. IX.2.6a](#). On observe que la température durant les éclusées est peu modifiée, mais qu'entre les éclusées, les augmentations de température sont nettement limitées. Cela permet d'atténuer les températures maximales, l'amplitude des variations journalières et l'effet de thermopeaking.

Pour limiter les pertes de production, cette mesure peut être appliquée de manière ciblée lors de périodes critiques (fortes chaleurs ou forts écarts thermiques entre l'eau turbinée et la rivière). En effet, contrairement aux effets hydrauliques des éclusées qui ne dépendent que du débit turbiné, les effets thermiques ne se manifestent que dans certaines conditions.

Enfin, dans les retenues stratifiées, l'installation de prises d'eau multi-profondeurs peut permettre de moduler la température de l'eau restituée. Ce type de dispositif, sans effet sur le régime de débit, agit uniquement sur la température (et la qualité) de l'eau soutirée. Son déploiement reste complexe pour des ouvrages existants.

Bassins de rétention

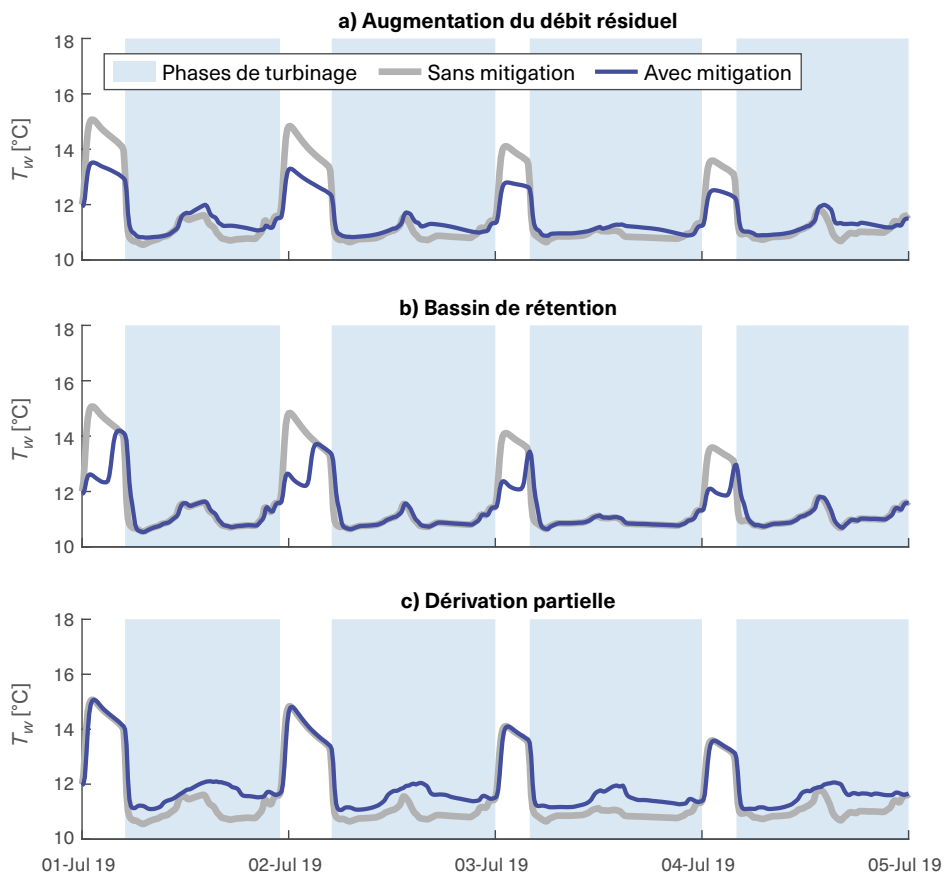
Les bassins de rétention atténuent les variations de débit et de température associées en stockant une partie de l'eau turbinée au début de l'éclusée, puis en la restituant de manière progressive à la fin. Leur efficacité dépend principalement de leur volume et se limite généralement aux seuls taux de variation de la température, sans modifier significativement les températures moyennes, maximales ou minimales dans le cours d'eau. Néanmoins, certains effets secondaires peuvent être observés.

Selon la configuration du bassin et le temps de séjour, l'eau turbinée peut légèrement se réchauffer ou se refroidir avant restitution, se rapprochant ainsi de la température de la rivière. Cet effet reste marginal, sauf dans le cas de bassins caractérisés par une large surface libre et un temps de séjour prolongé.

Par ailleurs, le moment du remplissage et de la vidange peut influencer la dynamique thermique journalière. Un exemple simulé montre l'effet d'un bassin de rétention sur quatre journées estivales [Fig. IX.2.6b](#). L'atténuation thermique est visible

au début de l'éclusee, avec une pente plus douce de la courbe « Avec mitigation ». Cette atténuation est néanmoins limitée par le remplissage rapide du bassin dû à un fort débit turbiné. En fin de journée, la vidange différée du bassin permet de lisser le pic thermique qui surviendrait autrement dans le tronçon avec un débit résiduel sous l'effet de conditions atmosphériques encore chaudes. Ces effets, bien que secondaires, illustrent la complexité d'une gestion thermique fine, plus variable que la réponse hydrodynamique aux éclusees.

Fig. IX.2.6 Comparaison de températures simulées avec et sans mitigation pour trois mesures différentes. Des informations plus détaillées sur ce cas sont disponibles dans la littérature ^[19].



Dérivation des éclusees

Les galeries de dérivation visent à transférer tout ou partie des eaux turbinées vers un point de rejet différent. Cette stratégie permet de supprimer ou réduire les éclusees sur un tronçon sensible, en reportant les variations de débit vers un exutoire moins vulnérable, comme un cours d'eau de plus grande taille ou un lac.

En cas de dérivation partielle, seule une fraction du débit turbiné est détournée. Un exemple simulé illustre l'effet d'une dérivation partielle sur quatre journées estivales [Fig. IX.2.6c](#). La capacité de la galerie est ici sollicitée en priorité lors du turbinage et fixée à deux tiers du débit turbiné maximal, l'éventuel surplus étant restitué au cours d'eau. L'effet thermique est modéré, avec une atténuation partielle du refroidissement

durant les éclusées. Lorsque cela est possible, il est pertinent d'exploiter ces ouvrages pour répartir plus progressivement les débits turbinés entre la galerie et le cours d'eau récepteur. Cela peut contribuer à limiter en plus les taux de variation de la température et du débit.

Dans le cas d'une dérivation totale, les éclusées sont entièrement supprimées du tronçon concerné, éliminant ainsi le phénomène de thermopeaking. Toutefois, cette solution modifie profondément le régime hydrologique et thermique du tronçon concerné. La réduction du débit entraîne une diminution de l'inertie thermique, rendant le cours d'eau plus sensible aux variations climatiques. On observe alors, en général, des températures plus élevées en été et plus basses en hiver. Une telle mesure ne peut donc être envisagée sans une évaluation rigoureuse de ses impacts écologiques.

Mesures d'adaptation

Des mesures peuvent également être mises en œuvre au niveau du cours d'eau, non pas pour atténuer directement l'effet des éclusées, mais pour améliorer les conditions thermiques d'habitabilité. Les interventions morphologiques, en renforçant la diversité physique du milieu, génèrent une hétérogénéité thermique qui facilite l'accès des espèces à des conditions adéquates. L'accès à des zones de refuge thermique (affluents, arrivées d'eaux souterraines, fosses) doit être favorisé. Si la plupart des actions de restauration physique vont dans ce sens, certaines peuvent au contraire accroître la vulnérabilité thermique et devenir contre-productives. C'est le cas, par exemple, d'un élargissement important du lit accompagné d'une réduction de la hauteur d'eau et de l'ombrage qui augmentent la vulnérabilité face aux extrêmes thermiques [20].

Pour évaluer ces aspects, la température peut être intégrée à des modèles d'habitat dans le cadre de l'analyse de mesures de restauration physique. Dans ce contexte, l'échelle spatiale est généralement restreinte et la modélisation s'appuie sur un modèle 2D [24].

La mise en place d'une végétation rivulaire constitue également une mesure pertinente pour limiter les amplitudes journalières de température. Elle agit en filtrant une partie du rayonnement solaire et en modifiant localement les conditions microclimatiques (température de l'air, humidité, vent) [16, 21].

Intégration des enjeux thermiques dans les projets d'assainissement

Jusqu'à présent, la problématique du thermopeaking a rarement été traitée de manière spécifique dans les projets d'assainissement. Étant une conséquence directe de l'hydropeaking, les fluctuations thermiques diminuent généralement lorsque les variations de débit sont atténuées, même si les seuils d'impact peuvent différer.

Cependant, les effets thermiques de l'exploitation hydroélectrique ne se limitent pas aux éclusées : ils incluent également les influences des lacs de retenue, de leur stratification thermique et des tronçons à débit résiduel. Une approche élargie, intégrant l'ensemble du régime thermique, peut ainsi modifier l'évaluation de l'efficacité ou de la pertinence des mesures envisagées.

Cela implique d'identifier dès le début les espèces cibles et leurs tolérances thermiques, en définissant des indicateurs adaptés (taux de variation, seuils critiques,

variabilité). Une expertise écologique doit être mobilisée en amont pour orienter ces choix. Plus largement, l'implication des parties prenantes est essentielle, en particulier celle des exploitants hydroélectriques, afin d'assurer la faisabilité technique et opérationnelle des scénarios étudiés.

Enfin, le régime thermique doit être considéré dans une perspective évolutive. Les mesures d'assainissement, souvent coûteuses et conçues pour durer, doivent rester efficaces sous les conditions climatiques futures. Même si les amplitudes relatives du thermopeaking dépendent principalement du mode d'exploitation et sont peu sensibles au changement climatique, l'élévation des températures de base pourrait conduire à franchir des seuils écologiques critiques, en particulier dans les tronçons à faible débit fortement exposés aux extrêmes estivaux ^[18]. Les modèles numériques représentent alors un outil adapté pour examiner les conditions futures.

L'évaluation des effets thermiques liés aux variantes de production hydroélectrique doit à la fois s'appuyer sur l'analyse des conditions actuelles et anticiper les évolutions induites par le changement climatique. Cette démarche repose sur des modèles numériques de plus en plus élaborés, nourris par les données issues de scénarios climatiques (par ex. CH2018). Malgré cette sophistication croissante, certains besoins fondamentaux demeurent, parmi lesquels des mesures de température représentatives, indispensables pour caractériser la situation et calibrer les modèles, ainsi qu'une expertise écologique mobilisée dès les premières phases pour définir des indicateurs adaptés aux espèces et aux enjeux locaux.

Bibliographie du sous-chapitre IX.2

- [1] Caissie, D., 2006, «The thermal regime of rivers: A review», *Freshwater Biology*, 51(8), p. 1389-1406.
- [2] Leach, J. A., Kelleher, C., Kurylyk, B. L., Moore, R. D., Neilson, B. T., 2023, «A primer on stream temperature processes», *WIREs Water*, 10(4), e1643.
- [3] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2021, *Effets des changements climatiques sur les eaux suisses, Hydrologie, écologie et gestion des eaux*, Connaissance de l'environnement n° 2101, Berne.
- [4] Michel, A., Brauchli, T., Lehning, M., Schaeffli, B., Huwald, H., 2020, «Stream temperature and discharge evolution in Switzerland over the last 50 years: annual and seasonal behaviour», *Hydrology and Earth System Sciences*, 24, p. 115-142.
- [5] Michel, A., Schaeffli, B., Wever, N., Zekollari, H., Lehning, M., Huwald, H., 2022, «Future water temperature of rivers in Switzerland under climate change investigated with physics-based models», *Hydrology and Earth System Sciences*, 26(4), p. 1063-1087.
- [6] Mameri, D., Hayes, D. S., Führer, S., Fauchery, E., Schmutz, S., Monserat, A., Hasler, T., Graf, D. R. M., Santos, J. M., Ferreira, M. T., Auer, S., 2023, «Cold thermopeaking-induced drift of nase *Chondrostoma nasus* larvae», *Aquatic Sciences*, 85(2), 56.
- [7] Auer, S., Hayes, D. S., Führer, S., Zeiringer, B., Schmutz, S., 2023, «Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus*)», *River Research and Applications*, 39(3), p. 401-411.
- [8] OFEV, 2017, *Éclusées – Mesures d'assainissement, Un module de l'aide à l'exécution, Renaturation des eaux*.
- [9] Tonolla, D. (éd.), 2023, *Élaboration et appréciation des mesures d'assainissement des éclusées – Nouvelles connaissances issues de la recherche et de la pratique, rapport sur mandat de l'OFEV*.
- [10] Briggs, M. A., Rey, D. M., Opatz, C. C., Terry, N. C., Newman, C. P., Gruhn, L. R., Johnson, C. D., 2025, *Fiber-optic distributed temperature sensing of hydrologic processes – Diverse deployments and new applications by the US Geological Survey* (n° 2025-3006), US Geological Survey.
- [11] Dugdale, S. J., 2016, «A practitioner's guide to thermal infrared remote sensing of rivers and streams: recent advances, precautions and considerations», *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 3(2), p. 251-268.
- [12] Benyahya, L., Caissie, D., St-Hilaire, A., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B., 2007, «A Review of Statistical Water Temperature Models», *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 32(3), p. 179-192.
- [13] Zhu, S., Piotrowski, A. P., 2020, «River/stream water temperature forecasting using artificial intelligence models: A systematic review», *Acta Geophysica*, 68(5), p. 1433-1442.
- [14] Dugdale, S. J., Hannah, D. M., Malcolm, I. A., 2017, «River temperature modelling: A review of process-based approaches and future directions», *Earth-Science Reviews*, 175, p. 97-113.
- [15] Brunner, G. W., 2016, *HEC-RAS river analysis system user's manual version 5.0*, US Army Corps of Engineers, 962.
- [16] Dorthé, D., Pfister, M., Lane, S. N., 2025, «Model inputs and data requirements for process-based stream temperature modeling in regulated Peri-Alpine rivers», *Water Resources Research*, 61(9), e2024WR038860.
- [17] Dorthé, D., Pfister, M., Lane, S. N., 2025, «The thermal future of a regulated river: spatiotemporal dynamics of stream temperature under climate change in a peri-Alpine catchment», *Hydrology and Earth System Sciences*, 29(22), 6309-6331.
- [18] Dorthé, D., 2025, *Storage hydropower in a changing climate: Understanding, predicting, and mitigating thermal impacts on rivers*, thèse de doctorat, université de Lausanne.
- [19] Schweizer, S., Lundsgaard-Hansen, L., Meyer, M., 2021, «Die Schwall-Sunk-Sanierung der Hasliaare: Erste Erfahrungen nach Inbetriebnahme und ökologische Wirkungskontrolle», *Wasser Energie Luft*, 113, p. 1-8.
- [20] Hall, A., Selker, J. S., 2021, «High-resolution temperature modelling of stream reconstruction alternatives», *River Research and Applications*, 37(7), p. 931-942, <https://doi.org/10.1002/rra.3824>.
- [21] Rubin, J. F., Richard, A., Chevalley, P. A., O'Rourke, J., Ingold, S., Rebetez, M., et al., 2012, *Rapport Clim-arbres*, La Maison de la Rivière et Haute École du Paysage, d'Ingénierie et d'Architecture de Genève.
- [22] Wade, J., Kelleher, C., Kurylyk, B. L., 2024, «Incorporating physically-based water temperature predictions into the National water model framework», *Environmental Modelling & Software*, 171, 105866.
- [23] Wawrzyniak, V., Allemand, P., Bailly, S., Lejot, J., Piégay, H., 2017, «Coupling LiDAR and thermal imagery to model the effects of riparian vegetation shade and groundwater inputs on summer river temperature», *Science of The Total Environment*, 592, p. 616-626.
- [24] Antonetti, M., Hoppler, L., Tonolla, D., Vanzo, D., Schmid, M., Doering, M., 2023, «Integrating two-dimensional water temperature simulations into a fish habitat model to improve hydro- and thermopeaking impact assessment», *River Research and Applications*, 39(3), p. 501-521.

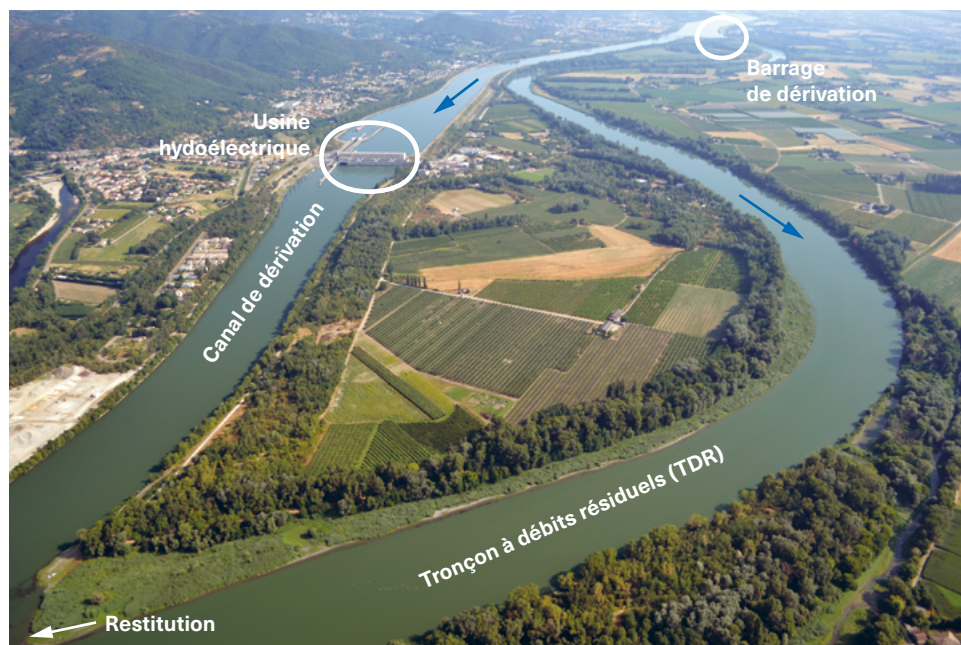
Module

Débit moyen interannuel d'un cours d'eau (voir section II.3.2).

Le tronçon à débits résiduels (TDR) est la partie de la rivière qui va du pied d'un barrage de dérivation jusqu'à la restitution [Fig. IX.3.1](#). Selon les usages et le type d'ouvrage, l'eau stockée dans le réservoir amont est partiellement dérivée dans un canal latéral dit de dérivation, échappant ainsi sur plusieurs kilomètres à la rivière dans un tronçon dit « influencé » ou « court-circuité ». Le chenal est rarement à sec ; un *débit plancher* est généralement fixé par la loi. En Suisse, la loi prescrit un *débit plancher* ou *débit résiduel minimal* calculé à partir du débit d'étiage Q_{347} (art. 31 de la loi fédérale sur la protection des eaux de janvier 1991). En France, ce débit résiduel minimal correspond au 1/10^e du *module* du cours d'eau (ou au 1/20^e sur les cours d'eau dont le module est supérieur à 80 m³/s ou d'importance nationale cités à l'article R214-111-3 du code de l'environnement). Selon les réglementations en vigueur, le débit réservé, fixé par concession à une valeur constante relativement faible, peut être égal ou légèrement supérieur au débit plancher. Ce débit minimal réglementaire permet de préserver la faune aquatique et les usages du cours d'eau (pompage, sports d'eaux vives, etc.).

Fig. IX.3.1 Le tronçon à débits résiduels du Rhône, de Beauchastel à l'aval de Valence.

Photo : H. Piégay



Les tronçons à débits résiduels enregistrent des impacts environnementaux très variables en fonction des caractéristiques hydrologiques qui sont modifiées et des contextes morpho-sédimentaires. Les tronçons à débits résiduels sont impactés par des barrages de plus ou moins grande taille qui assurent des fonctions variées. Ils peuvent être destinés à produire de l'électricité, se protéger des inondations aval en assurant un écrêtement des crues, irriguer, ou encore offrir des activités de loisir dans leur réservoir. Un TDR existe en France sur des ouvrages au fil de l'eau comme sur la Garonne, le Rhin ou le Rhône, où l'effet de l'ouvrage sur le régime de crue reste modéré car le réservoir ne stocke pas ou peu l'eau. Lorsque la capacité de la centrale hydroélectrique localisée sur le canal de dérivation est dépassée, le débit de crue est alors évacué par le TDR. En revanche, d'autres TDR plus alpins se situent à l'aval de réservoirs de grande capacité comme sur la Durance (affluent du Rhône à Avignon) ou sur le Drac (affluent de l'Isère à Grenoble). Ceux-ci peuvent stocker l'eau et la restituer à différents moments de l'année, modifiant ainsi fortement le régime de crue et la saisonnalité du débit.

Du fait de la modification du régime hydrologique (débit minimal, intensité et fréquence des crues, saisonnalité), ces aménagements affectent également la morphologie du TDR et donc son écologie, mais la réponse est cependant très variable selon le contexte géographique et les paramètres hydrologiques modifiés.

L'apport d'alluvions grossières peut être interrompu alors même que le TDR a encore une certaine capacité de transport : le lit peut alors s'enfoncer jusqu'à atteindre la dalle rocheuse ou former un *pavage*. Dans certains cas, le tronçon à débits résiduels peut aussi enregistrer des phénomènes d'exhaussement lorsque la charge sédimentaire arrive principalement des affluents localisés dans le tronçon court-circuité et que celui-ci n'a plus les débits permettant d'évacuer ces apports. La section d'écoulement peut également se réduire et se figer en raison d'un fort développement de la végétation riveraine, ce qui conduit d'ailleurs certains opérateurs à lutter contre cette végétalisation afin de maintenir une section d'écoulement permettant d'évacuer les forts débits. Il est parfois nécessaire de chasser les sédiments fins qui s'accumulent dans le réservoir, ce qui peut conduire au *colmatage* du substrat sur le TDR. Ce phénomène est en outre accentué lorsque les alluvions du fond du lit sont rarement mises en mouvement. L'apparition excessive d'algues peut aussi être observée si les alluvions sont peu mobiles.

Selon les caractéristiques des ouvrages, de leurs effets sur l'hydrologie et le transport solide, ou encore de leur gestion, les transformations morphologiques des TDR peuvent être très variées. C'est pourquoi un diagnostic est nécessaire pour bien évaluer les phénomènes d'ajustement, leurs impacts à la fois écologiques et sociétaux, et les réponses qu'il est possible d'apporter pour les atténuer. Différentes stratégies de restauration sont ainsi préconisées, adaptées à chaque contexte. Une première stratégie consiste à relever le débit réservé, souvent extrêmement faible sur certains ouvrages construits avant la prise en considération de leurs effets écologiques. Il est aussi possible de promouvoir des lâchers d'eau pour atténuer certains effets préjudiciables de l'ouvrage et de sa gestion, ou encore d'agir parfois directement sur les formes et les processus de transport solide au sein du TDR lui-même.

Pavage

Couche de galets de grande taille se formant à la surface du lit, par suite de l'export progressif des particules les plus petites vers l'aval dans un contexte de déficit d'apports solides.

Colmatage (intersticiel)

Infiltration de particules fines de diverses natures dans la matrice sédimentaire du lit d'un cours d'eau.

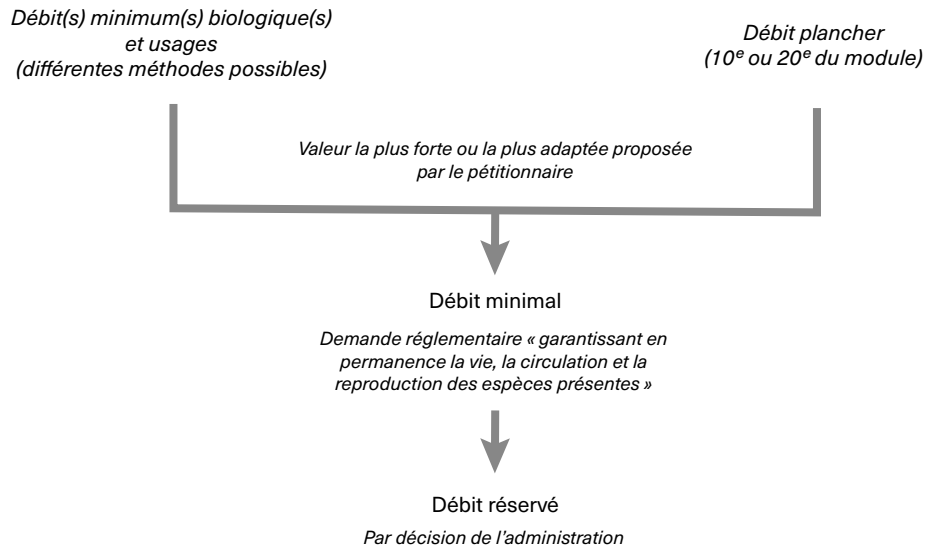
IX.3.1 Relèvement du débit réservé et la question du débit minimum biologique

Comme indiqué plus haut, le débit réservé est fixé dans le titre administratif de l'ouvrage en dérivation (règlement d'eau ou cahier des charges). Il correspond à la plus forte valeur entre le débit plancher et un débit minimum qui tient compte des

enjeux biologiques et d'autres usages. Le débit minimum biologique (DMB) est le débit « *minimal garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans les eaux au moment de l'installation de l'ouvrage* » (Légifrance, Code de l'environnement, article L214-18). Ce débit tient compte des besoins des espèces vivant dans le cours d'eau. Si plusieurs espèces sont à considérer, plusieurs DMB peuvent être calculés et c'est une valeur intégrative qui est alors proposée. La détermination du DMB cible l'enjeu écologique et ne prend pas en compte les autres usages, contrairement au débit minimal. Même s'ils sont proches, le débit minimal, le débit minimum biologique (DMB), le débit plancher et le débit réservé ne sont donc pas équivalents [Fig. IX.3.2](#) et [1].

Fig. IX.3.2 Processus de détermination du débit réservé en France.

Source: [1]



En Suisse, la loi fédérale indique ainsi que le débit planché doit être augmenté « *lorsque les exigences suivantes ne sont pas satisfaites et qu'elles ne peuvent l'être par d'autres mesures : la qualité des eaux superficielles est conforme aux prescriptions en dépit du prélèvement et des déversements d'eaux à évacuer, l'alimentation des nappes d'eaux souterraines est assurée de manière à ce que les prélèvements nécessaires à l'approvisionnement en eau potable puissent se faire normalement et à ce que la teneur en eau des sols agricoles n'en soit pas sensiblement affectée ; les biotopes et les biocénoses rares dont l'existence est liée directement ou indirectement à la nature et à la taille du cours d'eau doivent être conservés ; si des raisons impérieuses rendent cette conservation impossible, ils seront remplacés, dans la mesure du possible, par d'autres de même valeur ; la profondeur d'eau nécessaire à la libre migration des poissons doit être garantie ; les eaux piscicoles dont le débit Q_{347} est inférieur ou égal à 40 l/s sont maintenues comme telles lorsqu'elles se trouvent à une altitude de moins de 800 m et qu'elles servent de frayère aux poissons ou d'habitat à leur progéniture* ». Définir des débits minimum, notamment biologiques, qui garantissent l'ensemble des fonctionnalités du milieu (fonctionnement physique, autoépuration...) ou encore la continuité écologique est ainsi un enjeu d'amélioration des conditions écologiques des TDR. On parle également de débits environnementaux (*environmental flows* en anglais),

définis ainsi par la déclaration de Brisbane ^[2]: «la quantité, la saisonnalité et la qualité des débits nécessaires à la durabilité des écosystèmes d'eau douce et estuariens ainsi qu'aux besoins et au bien-être des hommes qui dépendent de ces écosystèmes». Différentes méthodes ont été proposées pour les définir. Elles se fondent sur des critères hydrologiques ou hydrauliques et peuvent être liées à des réponses écologiques, via notamment les caractéristiques des «habitats» ^[3].

Les approches hydrologiques sont simples, relativement rapides, et requièrent une bonne analyse du régime hydrologique et de ses altérations. Elles reposent sur des valeurs seuils à partir de la courbe des débits classés, sur des valeurs moyennes de débits associées à des durées, ou sur le pourcentage d'une valeur caractéristique du régime hydrologique. Elles n'intègrent pas de critères écologiques, ni hydrauliques ou hydromorphologiques. Il existe cependant des approches écohydrologiques qui étudient les altérations hydrologiques et les associent à une réponse écologique, notamment concernant la végétation riveraine ^[4].

L'approche hydraulique se base sur la relation entre la surface mouillée, les vitesses ou les hauteurs d'eau moyennes (donnant ainsi une idée de l'habitat disponible), et la valeur de débit ou une autre métrique hydraulique afin de détecter un seuil au-delà duquel ces caractéristiques d'habitat évoluent peu alors que le débit augmente. Plus d'une vingtaine de méthodes ont été recensées. Dans ce cadre, Baran *et al.* ^[3] soulignent que la plage de débit à partir de laquelle les conditions hydrauliques et la surface mouillée évoluent très nettement se situe très souvent entre 15 et 25 % du module. Ces méthodes ne reposent que sur des caractéristiques physiques et aucun critère biologique n'est pris en compte. Dans le cas de méthodes écohydrauliques, la détermination du débit minimum biologique s'appuie sur un lien statistique établi entre les conditions hydrauliques qui varient en fonction du débit et les préférences des organismes, bien souvent piscicoles, en termes d'habitat (hauteur d'eau, vitesse, substrat). Ces modèles de préférence correspondent à des relations non linéaires liant la densité d'individus à des variables hydrauliques ^[4]. Ils peuvent être transférables d'une rivière à une autre et s'appliquent bien souvent à des débits bas à moyens. Plusieurs méthodes d'évaluation des habitats existent. Elles se fondent sur des modèles hydrauliques numériques comme la méthode IFIM/PHABSIM (*Instream Flow Incremental Methodology*) aux États-Unis, la méthode EVHA (Évaluation de l'HABitat) en France, ou encore le modèle CASiMiR ^[5] en Allemagne. Les résultats dépendent généralement de la représentativité des sites de mesure, de leurs caractéristiques morphologiques et du choix des modèles biologiques utilisés. Il est préférable d'appliquer ces méthodes à des espèces sensibles aux conditions hydrauliques, telles que les salmonidés ou les cyprinidés rhéophiles à des stades adultes et/ou de reproduction.

L'une des mesures emblématiques de la restauration des tronçons à débits résiduels est le relèvement du débit réservé afin de minimiser les impacts écologiques de la dérivation. Ce débit peut aussi tenir compte d'enjeux sociétaux associés à d'autres usages (loisirs, exploitation de la ressource en eau) que ceux de l'hydroélectricité. Le relèvement du débit réservé est notamment l'une des mesures phares de la restauration du Rhône français ^[6]. Le comité de bassin Rhône-Méditerranée-Corse a ainsi lancé en 1992 un «plan d'action Rhône» et identifié cinq tronçons court-circuités pour lesquels l'augmentation des débits réservés présente un fort enjeu. Depuis cette date, plusieurs TDR ont enregistré un relèvement du débit réservé, à commencer par le TDR de Pierre-Bénite à l'aval de Lyon en 2000, puis ceux de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon sur le Haut-Rhône dans les années 2003-2005, et enfin

plus récemment ceux de Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar, Donzère et du Péage-de-Roussillon sur le Rhône moyen.

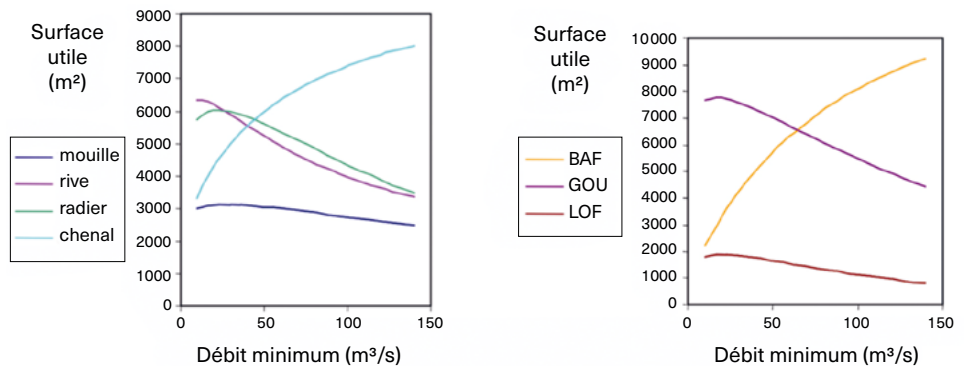
Dans le cas de Pierre-Bénite, le débit réservé a été relevé en juin 2000 de 10-20 m³/s selon la saison (soit 1/104^e et 1/52^e du module) à 100 m³/s (1/10^e du module). L'objectif était d'augmenter la diversité des espèces piscicoles d'eaux vives, de réduire le risque d'eutrophisation grâce à une meilleure dilution de la pollution organique et à un renouvellement plus rapide de l'eau, de reconnecter la végétation ripicole, et d'améliorer les conditions paysagères, tout en minimisant les pertes énergétiques. Les lignes d'eau ont été relevées de 16 à 91 cm ; la largeur mouillée, initialement comprise entre 60 à 120 m, s'étend maintenant entre 76 et 139 m, soit un gain de 8 hectares. Les vitesses de courant qui allaient de 0,13 à 0,89 m/s s'échelonnent maintenant de 0,37 à 1,62 m/s. On voit se développer à nouveau dans ce TDR des populations de hotus, spirilin, ablette et barbeau [6].

Dans le cas plus récent du TDR du Rhône au Péage-de-Roussillon, le relèvement du débit réservé a aussi été saisonnalisé. Le 1^{er} janvier 2014, ce débit a été relevé de 10-20 m³/s (soit 1/106^e et 1/53^e du module) à des variations intra-annuelles allant de 50 m³/s (mi-septembre à mi-février) à 125 m³/s (mai à mi-juin), avec deux paliers intermédiaires à 70 et 110 m³/s. La *guilde* du chenal, qui regroupe les espèces vivant dans des conditions rapides et/ou profondes comme le barbeau adulte, l'ablette, le hotu et le toxostome, a été particulièrement favorisée par une augmentation de débit réservé entre 50 et 70 m³/s. Les gains sont proportionnellement plus élevés pour la fourchette basse de débit que haute. Les guildes observées plutôt en rive (chevesne juvénile, vairon, goujon...), mouille (gardon, chevesne adulte...) et radier (barbeau juvénile, chabot...) présentent une valeur d'habitat (ici, la surface des habitats considérée comme utile pour ces guildes) qui diminue avec l'augmentation des lignes d'eau et des profondeurs plus importantes Fig. IX.3.3 et [7].

Guilde

Ensemble des espèces, en l'occurrence de poissons, qui partagent le même habitat.

Fig. IX.3.3 Évolution des surfaces utiles pour certaines guildes (à gauche) et quelques espèces au stade adulte (à droite), en fonction d'un débit réservé simulé dans le TDR du Rhône au Péage-de-Roussillon. BAF = Barbeau fluviatile, GOU = goujon, LOF = loche franche
Source : [7]



Les différents scénarios testés ont souligné que celui proposant des modulations saisonnières comprises entre 34 et 109 m³/s (SM2) offrait le meilleur compromis entre les composantes biologiques (les espèces piscicoles d'eaux vives, les boisements, la végétation amphibie, les limicoles, les potentialités de frayères à brochet...) et hydrauliques (gains de vitesse, surface en eau et hauteur d'eau). Mais il nécessiterait une adaptation en diminuant le nombre de mois à 34 m³/s afin de ne pas pénaliser les gains sur la faune piscicole (en réduisant à trois mois cette valeur de débit). Vis-à-vis de la reproduction du brochet, le scénario SM2 offre le plus de surfaces de frayères, compte tenu des « hautes eaux » attendues au printemps qui permettent la submersion de

Casiers Girardon

Ouvrages hydrauliques composés d'une digue longitudinale submersible et de tenons perpendiculaires destinés à concentrer l'écoulement dans un lit plus étroit pour favoriser la navigation.

Limicoles

Petits échassiers de l'ordre des Charadriiformes.

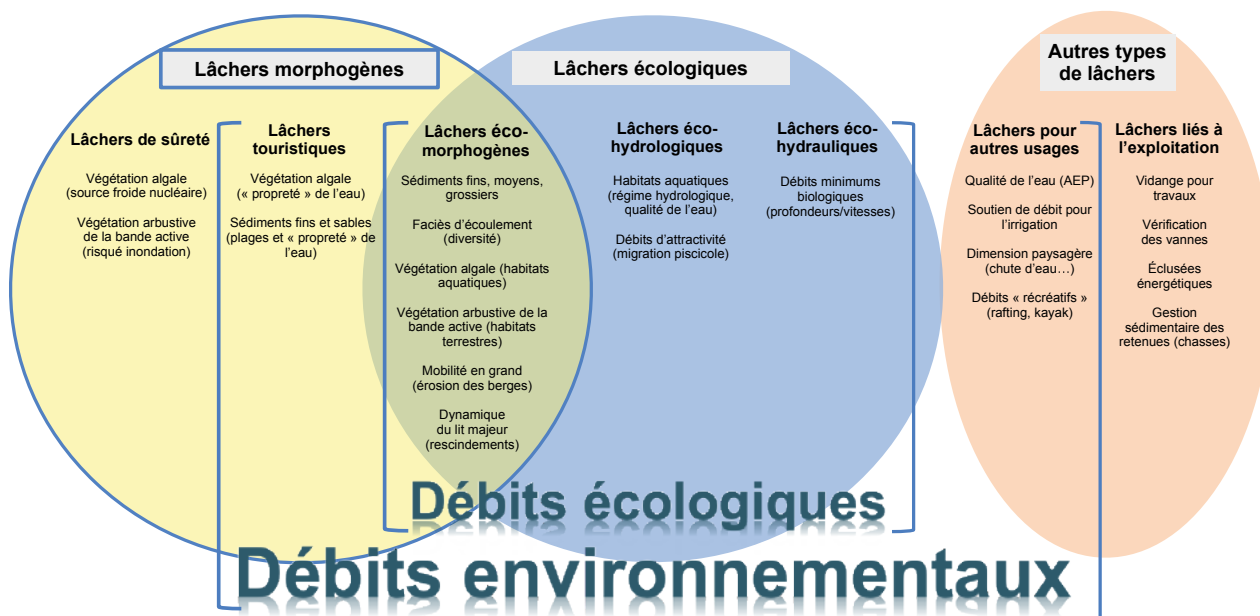
nombreux supports de végétaux (cariçaie, phalaridaie...), situés à proximité du chenal et des *casiers Girardon*. Les *limicoles* (échassiers) sont favorisés par les scénarios de modulations saisonnières et notamment le scénario SM2 qui permet de rendre fonctionnel des vasières attractives en début d'automne. Les gains les plus importants pour les boisements alluviaux ne peuvent être obtenus sans relèvement du débit à 109 m³/s durant la période végétative. En complément des suivis sur le compartiment aquatique (programme Rhoneco), un programme de suivi spécifique aux communautés amphibiennes et terrestres est aussi réalisé, indiquant des changements significatifs associés à la modulation saisonnière [8].

IX.3.2 Lâchers d'eau dans les tronçons à débit résiduel

Lorsque le réservoir amont a la capacité de stocker une certaine quantité d'eau, il est aussi possible, en dehors du débit réservé ou des épisodes de crue, de lâcher une certaine quantité d'eau pour améliorer les conditions d'habitat dans le chenal ou répondre à différentes attentes des acteurs, notamment en lien avec la baignade, la pratique des sports d'eaux vives ou encore la gestion de la ressource en eau. On parle de lâchers morphogènes lorsque ceux-ci agissent sur la morphologie du lit. Ils sont dits écomorphogènes lorsqu'ils servent des objectifs écologiques [Fig. IX.3.4](#) et [9]. Pour les mettre en œuvre, il est nécessaire de les dimensionner en termes de fréquence, intensité et durée, afin d'atteindre les objectifs définis. Ils visent à atténuer une altération hydromorphologique et donc améliorer la qualité des habitats aquatiques et rivulaires. Les « lâchers écomorphogènes » permettent de restaurer certaines fonctionnalités écologiques dans un contexte multi-pressions donné.

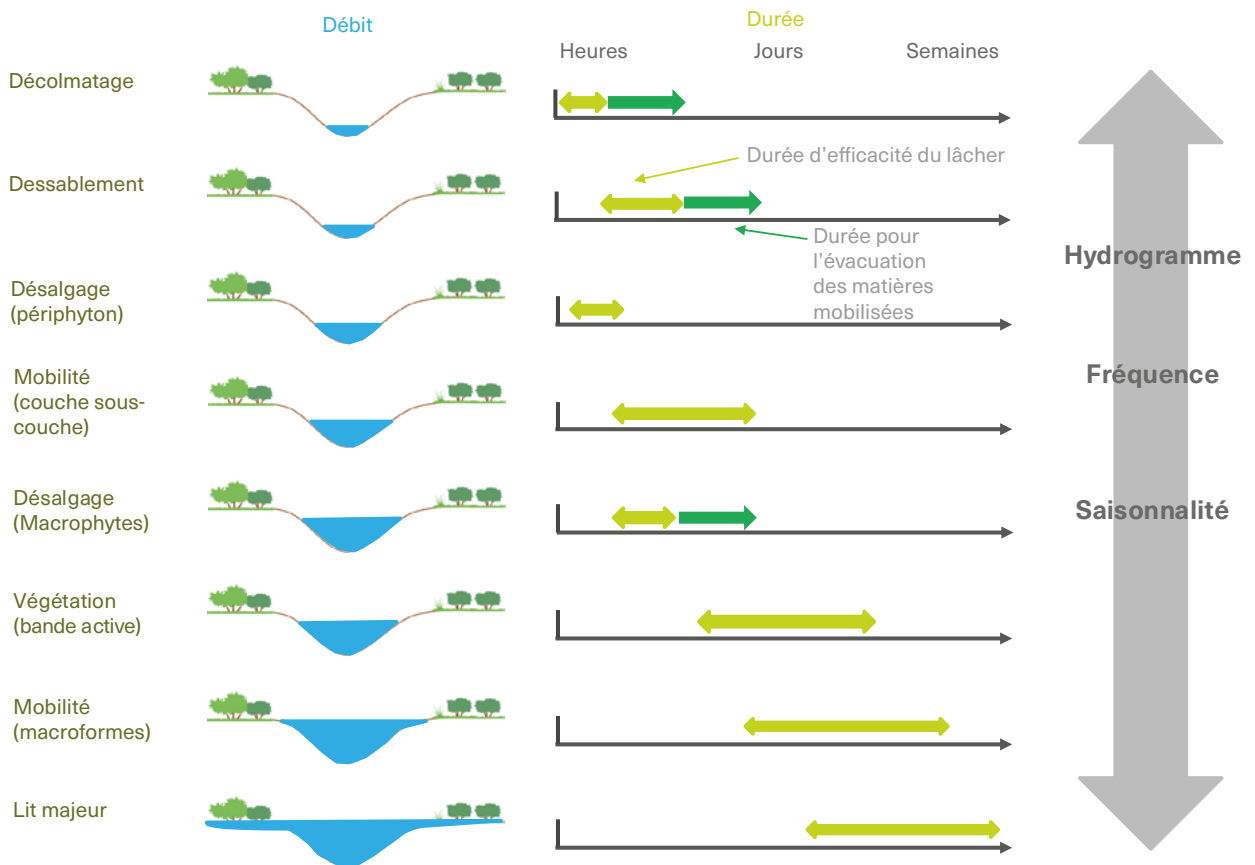
Fig. IX.3.4 Typologie des lâchers d'eau depuis un barrage.
Source : [9]

Les différents types de lâchers d'eau depuis un barrage et les compartiments visés



Différentes altérations hydromorphologiques peuvent être atténuées par des lâchers écomorphogènes [Fig. IX.3.5](#) et [9]. Elles sont présentées ci-après, selon un gradient croissant d'échelle d'intervention, d'intensité et de durée du lâcher. On pense notamment aux enjeux de colmatage superficiel comme sur la Durance, aux problèmes d'ensablement comme sur la Selves, au développement algal comme sur le Drac, au pavage et au colmatage interstitiel comme sur plusieurs TDR du Rhône (Pierre-Bénité, Le Péage-de-Roussillon, Montélimar, Baix-Le-Logis-Neuf, Donzère) ou sur le Rhin (Kembs). Dans d'autres situations sont identifiés des problèmes de végétalisation de la bande active par des macrophytes, ou encore une végétation ligneuse ripicole qui s'installe sur les bancs et fixe le lit. C'est notamment le cas de l'Isère en Combe de Savoie, ou des TDR du Rhône et du Rhin cités précédemment. Des formes fluviales figées, une dynamique fluviale voire une mobilité latérale du chenal qui se ralentissent, s'accompagnent souvent d'un vieillissement des peuplements ripicoles et des annexes aquatiques du lit majeur, comme sur les TDR du Rhône et du Rhin listés plus haut.

Fig. IX.3.5 Schéma de principe des couples débit-durée en fonction des grands types d'objectifs visés par un lâcher.
Source : [9]



Le colmatage superficiel ou l'ensablement sont par exemple observés sur des TDR dont le débit de crue amont a été très significativement réduit. Le cours d'eau n'est alors plus à même de remettre en mouvement ces sédiments fins apportés par les affluents secondaires arrivant dans le TDR. Les processus de développement algal et de colmatage interstitiel se font jour lorsque le fond du lit du TDR est rarement mis en

mouvement. Cela se produit lorsque le TDR est devenu pavé, recouvert d'une couche de particules très grossières qui ne peuvent plus être déplacées, les débits permettant de les entraîner étant rarement atteints. Pour répondre à ces altérations par des débits écomorphogènes, ces derniers doivent être relativement élevés afin de pouvoir mettre en mouvement les particules du lit. Concernant la dynamique de la végétation aquatique et riveraine, la question est plurielle. On peut envisager des lâchers écomorphogènes susceptibles d'arracher la végétation ; cependant, cela nécessite une fois encore des débits généralement peu fréquents et donc difficiles à générer sous forme de lâchers. Il est aussi possible d'intervenir lors de la phase de dispersion ou de germination des graines, ce qui requiert des lâchers de moindre durée et intensité, mais une telle option doit s'appuyer sur une bonne connaissance de l'écologie des espèces ciblées.

Le lâcher écomorphogène n'est pas le couteau suisse de la restauration des TDR. Il peut être utile pour résoudre certains problèmes, mais s'avère inadapté dans d'autres situations, justifiant alors le recours à des mesures de restauration (voir section suivante). Il est donc important de bien formuler le diagnostic fonctionnel du tronçon, de déterminer les altérations et d'indiquer en quoi un lâcher morphogène peut être potentiellement pertinent, en identifiant les conditions morphologiques sur lesquelles

Fig. IX.3.6 Débits de lâcher testés sur la Selves.

a) situation au débit réservé

(0,24 m³/s)

b) à 10 m³/s

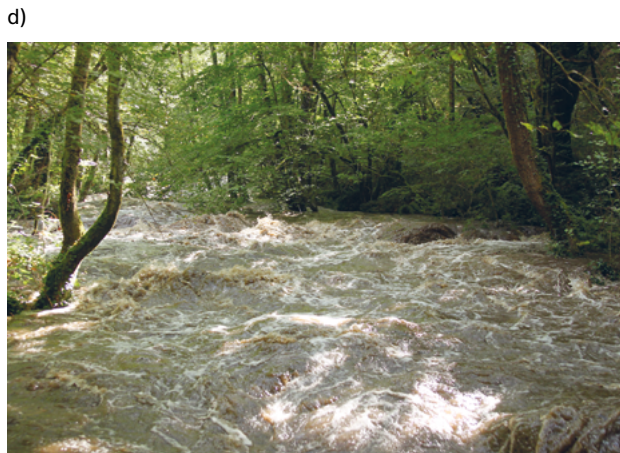
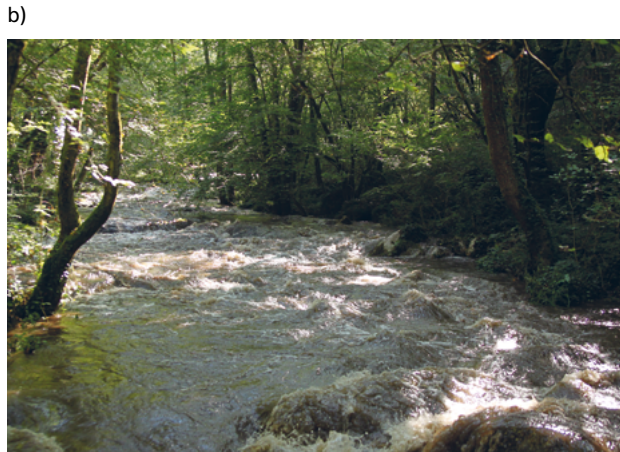
c) à 15 m³/s

d) à 20 m³/s

Le module de la Selves est de 4,8 m³/s et le débit de crue biennale de 61 m³/s.

Source : [9]

Photos : R. Loire



il est possible d'agir. Cette étape franchie, il est alors nécessaire de dimensionner le lâcher en termes de durée, intensité, période de réalisation du lâcher, fréquence, et conditions de déclenchement. Cette étape peut exiger quelques expérimentations [Fig. IX.3.6](#) et [9]. Il convient également d'étudier les contraintes associées, d'établir les indicateurs et les seuils de réussite afin de suivre les réponses du chenal, et si besoin d'adapter le dimensionnement du lâcher.

IX.3.3 Mesures de restauration morphologique des tronçons à débit résiduel

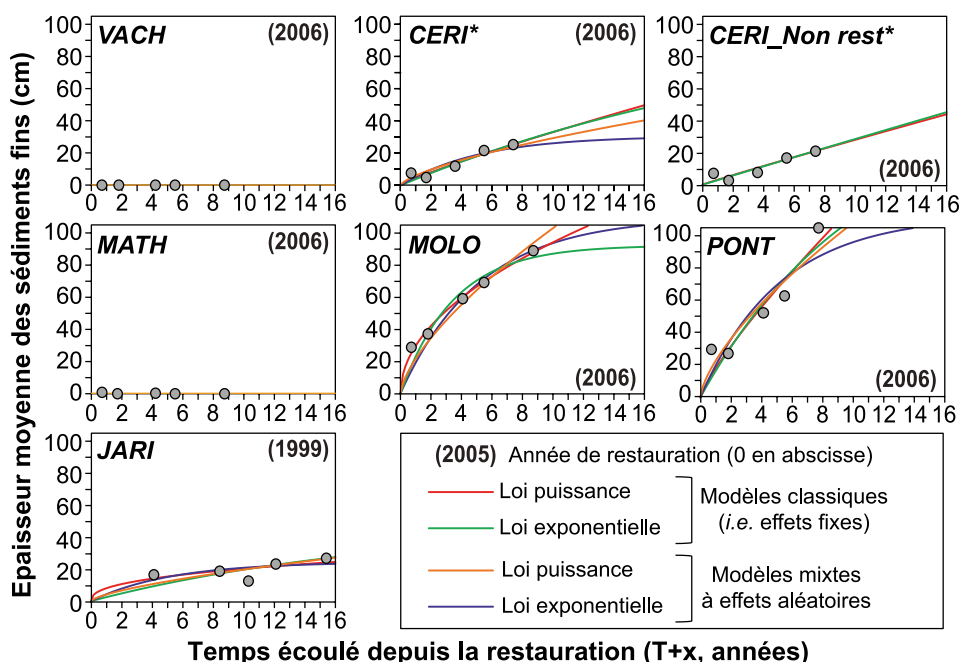
Lorsqu'il n'est pas possible d'améliorer les conditions écologiques du TDR à partir du relèvement du débit réservé ou de lâchers écomorphogènes, il peut être alors envisagé de diversifier les conditions d'habitats du TDR. Différentes stratégies sont possibles en fonction des impacts observés. Dans beaucoup de cas, il s'agit d'atténuer les effets de l'incision et du pavage en favorisant une reconnexion ou une remise en eau des annexes fluviales, ou une recharge sédimentaire via des injections mécaniques, ou bien en restaurant le processus d'érosion latérale.

La reconnexion de bras secondaires est préconisée sur des tronçons fluviaux qui présentaient auparavant des bras multiples aujourd'hui déconnectés, ou une dynamique fluviale qui était active avec un lit mobile, susceptible de se recouper à intervalles réguliers. Les bras secondaires existant au moment de l'aménagement s'atterrissent rapidement en raison de l'abaissement de la ligne d'eau, consécutif à la dérivation, et de l'incision du lit. Par ailleurs, la dynamique fluviale n'est généralement plus assez active pour assurer un renouvellement de ces bras par de nouveaux recoupements.

Il s'agit ici d'une restauration des habitats, une restauration plutôt active qui peut promouvoir une diversité fonctionnelle des bras restaurés s'il y en a plusieurs. Cette diversité fonctionnelle peut être activée en favorisant en amont des écoulements vers les chenaux dans lesquels les vitesses de courant et les hauteurs d'eau varient selon les fréquences d'alimentation. Elle peut également favoriser une connectivité avec la nappe, à l'origine de conditions physico-chimiques différentes de celles des bras connectés par des écoulements superficiels. C'est la stratégie qui a été retenue sur le Rhône français. Dans le cas de Pierre-Bénite, trois bras ont été recreusés. L'un d'eux est alimenté par la nappe adjacente lorsque le TDR est en débit réservé. Il est toujours connecté au Rhône par l'aval et bénéficie d'écoulement amont quand le fleuve est en crue. Les deux autres bras sont alimentés par les écoulements superficiels, par retour d'eau aval pour le premier et par une connexion amont permanente pour le second. Le premier n'est jamais connecté par l'amont. D'un point de vue fonctionnel, il est dit lentique, et le second lotique. Ces différents fonctionnements permettent de maximiser la biodiversité végétale ou faunistique, chaque bras pouvant abriter des espèces qui n'existent pas dans les deux autres. La connexion hydrologique amont est ainsi l'un des principaux facteurs qui structurent la biodiversité des invertébrés sur le Rhône, comme l'a montré ^[10]. La principale critique d'une telle restauration des habitats fonctionnels est son caractère transitoire, non durable, notamment lorsque les TDR ont potentiellement une forte capacité d'ajustement.

Deux types de suivi ont été engagés depuis 25 ans sur le Rhône, l'un pour évaluer les gains écologiques à partir de communautés piscicoles et d'invertébrés, l'autre pour évaluer la durée de vie de ces bras [Fig. IX.3.7](#). La géométrie des TDR rhodaniens étant relativement figés avec un très faible transport solide, ils sont de bons candidats pour une restauration des habitats. Riquier *et al.* ^[11] ont ainsi montré que le stade

Fig. IX.3.7 Épaisseur moyenne des dépôts de sédiments fins observée dans plusieurs bras restaurés (VACH, CERI, MATH, MOLO, PONT, JARI), en fonction du temps écoulé depuis la restauration selon quatre modèles statistiques différents.
 * Les données du CERI ont été divisées en deux groupes : le chenal entier (CERI) et la sous-section non restaurée (CERI_Unrest).
 Source : [11]



aquatique pouvait facilement se maintenir sur plusieurs décennies, voire plusieurs siècles (Fig. IX.3.7). Quelques situations marquées par des incisions localisées ont également permis d'illustrer les effets immédiats sur les niveaux d'eau dans les bras restaurés et leur atterrissement partiel. Dans d'autres cas, la restauration des habitats peut aussi se concevoir dans le chenal lui-même ; par exemple, une pratique courante consiste à recharger localement certains secteurs afin qu'ils soient utiles au frai des espèces lithophiles comme les salmonidés. Là encore, le succès de la restauration va dépendre de la capacité du chenal à mettre en mouvement ces sédiments. Lorsque cette condition est remplie, il faudra envisager de recharger les zones de frayères à intervalles réguliers si l'on souhaite restaurer durablement ces habitats.

Lorsque le chenal est dynamique et peut réagir aux mesures de restauration, il convient alors de travailler avec les processus (*process-based restoration*, en anglais), notamment en réintroduisant de la charge sédimentaire ou en facilitant l'érosion des berges afin de réinitier de la mobilité latérale et du transport solide, car sinon le chenal est capable de remodeler, voire de détruire les habitats créés. L'exemple du TDR rhénan de Kembs à l'aval de Bâle est à ce titre intéressant. Le projet allemand de restauration des habitats riverains pensé dans un contexte fluvial plutôt statique est localement perturbé par des entrées de *charge de fond*, car le Rhin transporte encore une charge solide résiduelle. Il est ainsi possible d'aller au-delà d'une restauration des habitats et de restaurer également certains processus. C'est le cas sur le Rhin à l'aval de Kembs à partir de 2009 et du Rhône dans les années qui ont suivi. Une redynamisation des TDR est alors envisagée afin de restaurer le transport d'une charge de fond, typique d'un fleuve alpin. Quelle quantité introduire, quelle taille de particules préconiser, selon quelle récurrence faut-il réinjecter ces matériaux pour que l'effet soit durable, quelle forme doit avoir le dépôt, où le déposer ? Doit-on le faire mécaniquement ou peut-on favoriser une érosion latérale à l'origine de ces entrées ? Quelle source

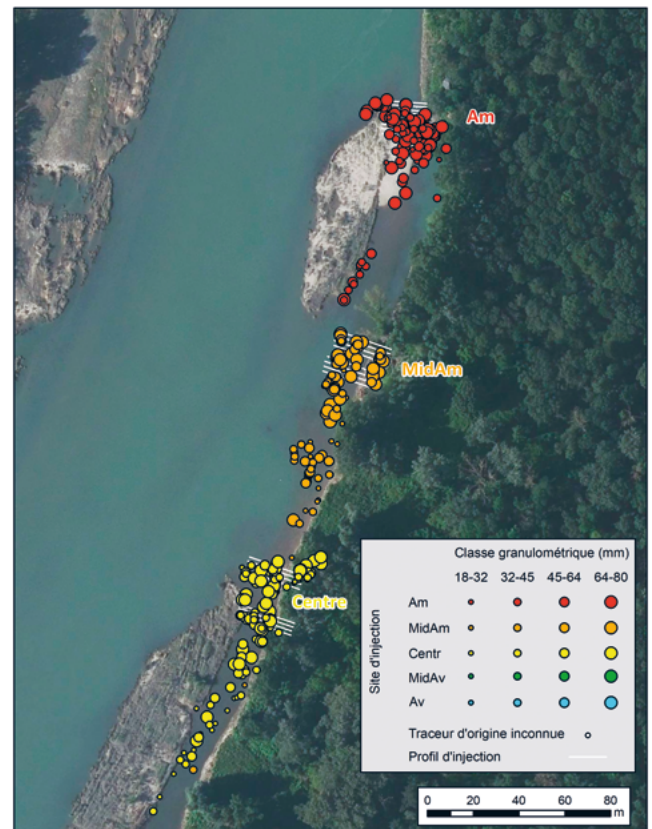
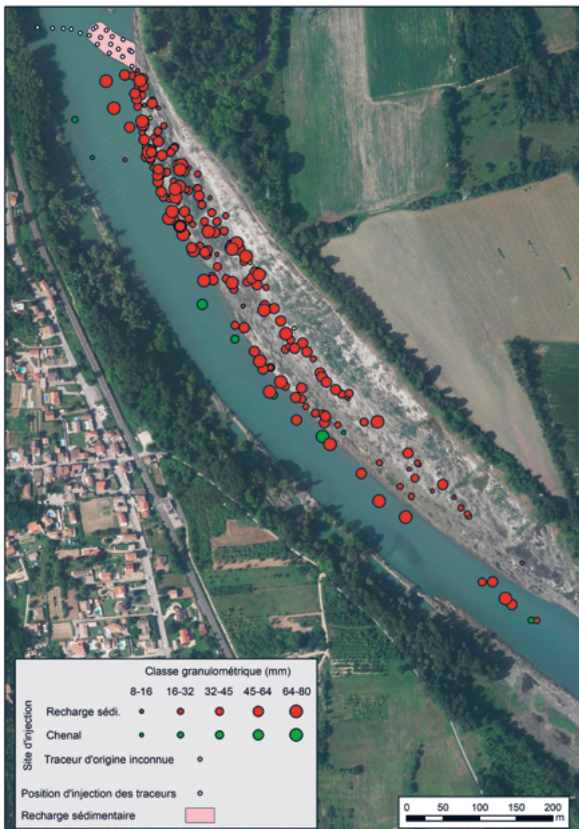
Charge de fond
 Masse d'alluvions mobilisables par charriage.

de sédiments utiliser ? Combien de temps les injections sont-elles possibles avant d'épuiser cette ressource ? Quelle distance parcourent annuellement les particules ? À quelle échéance vont-elles affecter un secteur aval où s'exercent des usages vulnérables à ces apports sédimentaires ? La recharge sédimentaire peut-elle en outre déstabiliser le pavage et induire des ajustements susceptibles d'être préjudiciables ? Quelle est la réponse à attendre des écosystèmes aquatiques et riverains ? Autant de questions auxquelles il convient de répondre si l'on souhaite restaurer une telle dynamique et évaluer la durabilité des effets de l'opération, ainsi que les risques potentiels associés et évidemment les bénéfices écologiques.

Restaurer un transit sédimentaire est aujourd'hui relativement fréquent. Il est généralement préconisé d'injecter au moins chaque année la capacité annuelle de transport si l'on souhaite observer des effets physiques significatifs et injecter les matériaux dans des zones hydrauliquement favorables à leur reprise. Des expériences ont été suivies sur le Rhin de Kembs où des effets écologiques positifs ont été constatés. Le risque de déstabilisation du pavage a été aussi analysé. Sur les TDR du Péage de Roussillon, de Baix-Le-Logis-Neuf et de Chautagne sur le Rhône, les vitesses de transfert et les risques pour la navigation ont été évalués [Fig. IX.3.8](#). Restaurer les formes associées, notamment des bancs, qui peuvent abriter des peuplements ripicoles pionniers potentiellement soumis à des processus de régénération, nécessite bien souvent des quantités injectées plus importantes que celles aujourd'hui retenues. La recharge par érosion latérale est un processus complexe qui requiert sans doute également des quantités injectées plus importantes.

Fig. IX.3.8 Suivis de la mobilité de galets (position et taille - axe b) équipés de puces RFID (radio-frequency identification), réalisés sur le Rhône au Péage-de-Roussillon, pour évaluer (à gauche) la dispersion d'un dépôt injecté (en rose), et (à droite) le comportement des graviers au droit d'une berge déroctée du secteur de l'Île des Graviers.

Source : [12]



La restauration des processus et notamment du transit de la charge de fond est bien souvent recommandée après une phase de restauration des habitats, en tant qu'étape complémentaire et plus ambitieuse. Il convient cependant d'être vigilant car restaurer les processus d'ajustement morphologique peut contrecarrer les effets d'une restauration de l'habitat dont l'efficacité repose au contraire sur des processus d'ajustement peu actifs. De fait, si le TDR présente une certaine capacité d'ajustement, il est plus judicieux d'intervenir dès le début de la restauration sur les processus et d'accompagner les ajustements du tronçon afin de maximiser les chances de succès des opérations, plutôt que d'intervenir de manière graduelle et atténuer les effets des premières mesures.

IX.3.4 Conclusion

Améliorer l'état écologique des TDR est un projet ambitieux mais évidemment possible. De nombreux projets ont été réalisés et les retours d'expérience peuvent nourrir les nouvelles opérations. L'ingénierie de la restauration dispose aujourd'hui d'un important corpus de connaissances et de techniques. Il existe des modèles écohydrauliques ou écohydrologiques pour évaluer la réponse écologique des différents scénarios de restauration envisagés avant d'intervenir. C'est là l'une des plus-values des suivis engagés sur les premières opérations de restauration. Certaines de ces restaurations sont suivies depuis plus de 25 ans, telles celles sur le Rhône. Comme l'a montré ce sous-chapitre, différentes mesures sont envisageables et se complètent bien souvent. Préconiser des lâchers morphogènes dans un TDR qui ne reçoit plus de sédiments est toujours délicat lorsqu'il touche la mobilité de la charge de fond, car il contribue inexorablement à la vidange sédimentaire de la section, à son incision progressive, voire dans certains cas au pavage. Le lâcher peut dès lors s'accompagner de recharges sédimentaires pour atténuer ces effets. C'est toute la réflexion qui est aujourd'hui en cours sur le Drac dans la réserve naturelle à l'amont de Grenoble : redynamiser la dynamique fluviale et les habitats associés sans trop toucher au patrimoine sédimentaire, voire en le restaurant autant que possible. Mais certaines mesures peuvent aussi entrer en conflit, comme nous l'avons vu. Leur niveau d'ambition et la durabilité de leurs effets sont aussi variables. Avant de déterminer les mesures à mettre en œuvre, il convient donc d'établir un diagnostic précis du TDR, de ses altérations physiques et écologiques, et de son fonctionnement potentiel une fois restauré.

Bibliographie du sous-chapitre IX.3

- [1] Bellot, C., 2023, *Comprendre les débits: débits moyens, débit minimum, débit réservé...*, France Hydro Électricité.
- [2] <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2018.00045/full>.
- [3] Baran, P., Courret, D., Larinier, M., 2011, *Les méthodes de détermination des débits minimum biologiques*, Annexe 2 de la circulaire du 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau, <https://patbiodiv.ofb.fr/fiche-methodologique/travaux-rivieres/methodes-determination-debits-minimum-biologiques-dapres-note-technique-baranp-courret-d-larinierm-142>.
- [4] Lamouroux, N., Augeard, B., Baran, P., Capra, H., Le Coarer, Y., Girard, V., Gouraud, V., Navarro, L., Prost, O., Sagnes, P., Sauquet, E., Tissot, L. 2018, «Débits écologiques: la place des modèles d'habitat hydraulique dans une démarche intégrée», *Hydroécol. Appl.*, tome 20.
- [5] http://www.casimir-software.de/ENG/habitate_eng.html.
- [6] Doutriaux, E., Terrier, C., Zylberlat, M., 2004, «Aménagement du Rhône et débit réservé», *Ingénieries*, n° 38, Supplément, p. 37-44.
- [7] Smirclaid, CNR, 2006, *Réhabilitation du vieux Rhône du Péage de Roussillon: augmentation du débit réservé et renaturation des lônes, Étude de définition et d'avant-projet, Phase 2: Incidences des scénarios d'augmentation du débit réservé et des modulations saisonnières*.
- [8] Pont, B., Prat-Mairet, Y., Labroche, A., 2019, «Réponse des communautés amphibiennes et terrestres à une augmentation du débit réservé avec modulation saisonnière», *Techniques Sciences Méthodes*, 9, p. 45-54.
- [9] Loire, R., Kondolf, G. M., Malavoi, J. R., Melun, G., Piégay H., 2021, *Lâchers d'eau morphogènes: guide de mise en œuvre*, Office français de la biodiversité, Collection Guides et protocoles.
- [10] Riquier, J., Piégay, H., Šulc Michalková, M., 2015, «Hydromorphological conditions in eighteen restored floodplain channels of a large river: linking patterns to processes», *Freshwater Biology*, 60, p. 1085-1103.
- [11] Riquier, J., Piégay, H., Lamouroux, L., Vaudor L. 2017, «Are Restored Side Channels Sustainable Aquatic Habitat Features? Predicting the Potential Persistence of Side Channels as Aquatic Habitats Based on Their Fine Sedimentation Dynamics», *Geomorphology*, 295, p. 50728.
- [12] Peeters, A., Cassel, M., Navratil, O., Vazquez-Tarrio, D., Perret, F., Bourjaillat, B., Mouquet-Noppe, C., Rey, L., Nedelec, R., Berthier-Laumond, S., Michel, K., Tissot, N., Parmentier, H., Piégay, H., 2024, *Suivi des enregistrements géophone et RFID, Synthèse des campagnes de terrain, Rapport scientifique final*, Observatoire des sédiments du Rhône, 6^e programme d'action.

Selon la loi fédérale sur les eaux (LEaux art. 39a), les impacts des éclusées doivent être prioritairement assainis par des mesures constructives. Cette limitation par rapport aux mesures d'exploitation est le résultat d'un consensus entre deux objectifs potentiellement en opposition, à savoir l'intérêt écologique des cours d'eau et le maintien d'une production indigène et maîtrisée d'énergie renouvelable.

À côté de l'aménagement du bassin de rétention de KWO (Kraftwerke Oberhasli AG, à Innertkirchen sur la Hasliaare, dans le canton de Berne) déjà très largement décrit, les assainissements de Schiffenen pour la Sarine aval sur les cantons de Fribourg et Berne et de Ritom pour le Ticino au canton du Tessin constituent des projets représentatifs, tant par l'ampleur des éclusées à résoudre que par la complexité de la situation dans laquelle ils s'inscrivent. Ces deux projets sont ainsi brièvement décrits ci-après à titre d'illustration.

IX.4.1 Barrage de Schiffenen: impacts des éclusées sur la Sarine

Philippe Heller

Auteurs du projet Groupement SE2H	Débits naturels de la Sarine à Schiffenen Débit de crue (Q_{100}): 750 m ³ /s Débit moyen annuel: 40 m ³ /s Débit d'étiage (Q_{347}): 11,2 m ³ /s	Débits restitués par le barrage de Schiffenen Débit plancher: 5 m ³ /s Débit d'éclusées: 135 m ³ /s Croissance: +7,1 cm/min Décroissance: -5,4 cm/min	Variantes développées Bassin de rétention au pied de Schiffenen Bassin de rétention complété par une dérivation vers l'Aar Dérivation vers le lac de Morat (ScheM)
Maître d'ouvrage Groupe e SA	Géométrie de la Sarine Pente: 0,26 ‰ puis 2,2 ‰ dès Laupen Largeur moyenne: 20 m puis 45 m Granulométrie: absente puis 4,5 cm Tronçon Schiffenen-Laupen creusé dans la molasse à -4 m	Critère d'habitabilité Espèces cibles: truite fario Vitesse de courant (valeurs idoine): 0,1 à 0,8 m/s Hauteur d'eau (valeurs idoine): 0,2 à 0,8 m Substrat: 0,7 à 7,0 cm Croissance visée: +0,4 cm/min Décroissance visée: -0,18 cm/min	Coût indicatif Bassin: 125 000 000 CHF Dérivation: 250 000 000 CHF ScheM: 180 000 000 CHF (à charge des éclusées) Migration piscicole: 22 000 000 CHF Charriage: 8 500 000 CHF

Situation du barrage

Le barrage de Schiffenen, mis en service en 1964, constitue, avec une hauteur de 47 m et une retenue d'environ 66 Mio m³, le dernier palier de production hydroélectrique sur la Sarine fribourgeoise. Dans cet objectif et avec un bassin versant de 1 400 km², il bénéficie des débits artificiellement régulés en amont par le lac de la Gruyère (barrage de Rossens). Afin de maximiser la chute utile au pied du barrage où le débit est turbiné, le lit de la Sarine en aval a été creusé dans la molasse sur une épaisseur d'environ 4 m. Ce «chenal», d'une largeur actuelle d'environ 20 m et d'une longueur d'environ 4 km avec une pente très faible de 0,26 ‰ (à l'origine 1,3 ‰), rejoint le lit naturel de la Sarine juste en amont de Laupen, à la frontière cantonale entre Fribourg et Berne. Ce tronçon, naturellement plus plat, est favorable au développement d'une zone de déposition sédimentaire. Il est suivi, après la jonction avec la Singine, par un dernier tronçon de la Sarine qui rejoint l'Aare avec une pente plus marquée de 2,2 ‰. La figure IX.4.1 illustre cette situation hydrographique.

Fig. IX.4.1 Situation hydrographique du barrage de Schiffenen avec la Sarine et l'Aar^[2].



Hydrologie actuelle

Le débit concédé de la centrale de Schiffenen s'élève à 135 m³/s pour un débit techniquement équipé de 180 m³/s, tandis que le débit résiduel de dotation est aujourd'hui de 5,0 m³/s. La stricte application de la LEaux art. 31, avec un Q_{347} de 11,2 m³/s, définirait un débit résiduel de 2,65 m³/s. Il convient cependant de relever que le débit de 135 m³/s est rarement atteint de manière journalière. Les consignes d'exploitation le limitent plutôt à 125 m³/s. Par ailleurs, l'augmentation et la diminution des débits sont concédées sur une durée de 45 min. Dans la pratique actuelle, cette durée est également largement rallongée (quelques heures). L'objectif initial de cet aménagement étant de produire de l'énergie électrique de pointe pour répondre à la demande cumulée des consommateurs lors des fortes consommations, il en découle nécessairement des éclusées importantes en aval. La production énergétique s'élève en moyenne à 125 GWh/an, principalement répartie en cycle journalier sur les jours ouvrables.

Quels que soient les débits considérés, le ratio entre le débit journalier minimal et le débit journalier maximal dépasse très largement la limite légale de 1,5. Ce ratio s'élève actuellement à 27 et potentiellement à 51. La loi impose ainsi une obligation d'assainissement de l'ouvrage par rapport aux éclusées.

Assainissement

L'analyse de la situation hydrologique actuelle à l'aval du barrage et de ses conséquences a été réalisée selon le manuel de l'Aide à l'Exécution développé par l'OFEV [1]. Cette analyse a fixé le périmètre d'étude de la Sarine depuis le barrage Schiffenen jusqu'à l'Aar, et de l'Aar depuis le barrage de Mühleberg jusqu'au lac de Bienne. Une modélisation hydraulique 1D a été développée sur l'ensemble du linéaire analysé avec des modèles 2D sur chacune des 9 stations choisies (modèle hydraulique 2D, puis modèle Casimir de préférence d'habitat). Le choix des indicateurs (6 indicateurs principaux, plus la dérive et la température), des espèces cibles et des saisons a également été réalisé selon l'Aide à l'Exécution afin d'établir l'analyse des déficits et des causes.

Avec le besoin d'une précision à 15 minutes, le cumul de toutes les contraintes sur les mesures existantes a permis de définir la période 2014-2018 comme représentative et surtout comme complète pour l'ensemble du linéaire analysé. Ces mesures ont été complétées par des simulations hydrologiques « sans aménagement » afin de reproduire des débits exempts de l'impact de l'ensemble des barrages amont, tant sur l'Aar que sur la Sarine. Ces analyses ont ainsi permis de conforter les objectifs d'assainissement avec leur quantile pour les quatre éléments qui caractérisent les éclusées (débit plancher, débit d'éclusee, taux de montée et taux de descente du niveau d'eau).

La synthèse de ces analyses fait ressortir les éléments suivants.

- Sur le tronçon creusé dans la molasse en aval du barrage de Schiffenen (aval du barrage de Schiffenen → amont de Laupen), la morphologie artificielle explique autant que l'hydrologie des éclusées les mauvais résultats obtenus. Outre le paramètre hydrologique D2 qualifié de « mauvais », ce tronçon est jugé comme « médiocre ou moyen ». Un état cible « bon » est visé par l'assainissement, par opposition à « excellent » jugé trop onéreux à atteindre.
- Sur le tronçon terminal de la Sarine (de Laupen → Aar), l'impact des éclusées se fait très clairement ressentir et explique l'essentiel des déficits. À partir d'un état actuel qualifié de « moyen », de manière identique au tronçon précédent, un état cible « bon » est visé par l'assainissement. Les principales causes de l'état actuel sont le débit d'éclusee qui impacte les habitats piscicoles, le taux de montée qui impacte la dérive du macrozoobenthos et le taux de descente qui impacte l'échouage sur les berges.
- Sur les tronçons de l'Aar, si les éclusées se font encore ressentir, elles sont cependant cumulées à d'autres causes concomitantes, notamment les dérivations de Kallnach et de la Vieille Aar, le turbinage de Niederried et le déphasage des débits par KWO. Alors que certains indicateurs sont qualifiés de « bon », les indicateurs sensibles aux éclusées montrent un état « médiocre à moyen ». Un état cible « bon » est visé par l'assainissement. Les principales causes de l'état actuel sont le débit plancher qui impacte les habitats piscicoles et les frayères, ainsi que le taux de descente qui impacte l'échouage sur les berges, notamment dans certaines sections critiques.

IX.4.2 Barrage de Schiffenen : projets d'assainissement des éclusées

Philippe Heller

Le développement des variantes d'assainissement du barrage de Schiffenen a suivi une approche basée sur 3 appuis : les études antérieures, afin de valoriser tout le travail déjà accompli ; la topographie du site afin d'atteindre l'exhaustivité des mesures tout en restant dans le domaine physiquement possible ; une analyse combinatoire de dominance pour éliminer les variantes suboptimales. Au total, 20 variantes sont ainsi développées et sommairement analysées.

Une analyse multicritère permet ensuite de réduire ce nombre à 6 variantes, parmi lesquels 3 ressortent clairement, à savoir :

- la **variante Bassin** : création d'un bassin avec un volume compris entre 380 000 et 800 000 m³ au pied du barrage de Schiffenen, avec un ruisseau de contournement pour la connexion piscicole entre le lac de Schiffenen et la Sarine aval, et avec un rejet direct dans la Sarine. Le « petit » volume peut prendre place directement dans le chenal creusé dans la molasse et ainsi valoriser écologiquement un ouvrage actuellement sans intérêt, autre que celui de faire transiter le débit. Un léger turbinage au pied du bassin compense la perte énergétique au barrage de Schiffenen. Une optimisation de la gestion de ce bassin aval permet de démontrer, qu'avec les objectifs d'assainissement visés pour le barrage de Schiffenen, un volume d'au moins 800 000 m³ est nécessaire, en particulier pour garantir le débit plancher pendant le week-end. La figure IX.4.2 illustre cette variante ;

Fig. IX.4.2 Schéma de la variante Bassin [2].



- la **variante Dérivation** : création d'un bassin de 380 000 m³ au pied du barrage de Schiffenen et d'une dérivation de 44 m³/s vers la retenue de Niederried dans l'Aar, avec potentiellement un turbinage au pied du bassin. Cette variante permet de lisser les débits partiellement rejetés dans la Sarine à l'aval du bassin et de dériver l'essentiel du débit d'éclusée dans la retenue de Niederried. Avec le canal de Kallnach qui rejette ses débits quasiment dans la retenue de Hagneck,

Fig. IX.4.3 Schéma de la variante Dérivation ^[2].



cette variante [Fig. IX.4.3](#) crée un axe d'écoulement technique presque complet entre le lac de Schaffenen et le lac de Bielle, préservant ainsi les cours d'eau de la Sarine et de l'Aar contre les éclusées ;

- la **variante ScheM**: création d'une dérivation entre le lac de Schaffenen et le lac de Morat. En dehors des crues avec une gestion sécuritaire du barrage réservée, cette variante préserve intégralement la Sarine et l'Aar des éclusées générées par le barrage de Schaffenen. Bénéficiant d'une chute additionnelle de 103 m, cette variante permet la production additionnelle d'environ 100 GWh/an, soit une production propre d'environ 280 GWh additionnée à une perte de 180 GWh au barrage de Schaffenen et sur les centrales de l'Aar. Cette variante [Fig. IX.4.4](#) prévoit un débit résiduel adéquat sur la Sarine.

Fig. IX.4.4 Schéma de la variante Schaffenen - Morat ^[3].



Variante Schiffenen - Morat

La variante ScheM, avec un débit turbiné similaire ($118 \text{ m}^3/\text{s}$ projeté contre $135 \text{ m}^3/\text{s}$ actuel) concentre les éclusées dans le lac de Morat. Compte tenu de sa taille et par son effet de volume (surface de la Sarine en aval du barrage à comparer à la surface du lac), l'effet hydraulique est physiquement très largement réduit. Inscrit dans un système lentique et non plus lotique, il convient cependant d'analyser en détail les impacts potentiels de ce projet sur ce lac. Ces effets pourraient également encore se faire sentir dans le lac de Neuchâtel (bien que de manière réduite à cause de sa taille sensiblement plus grande que celle de Morat). Plus en aval, le lac de Bienne ne devrait pas être impacté, étant déjà, depuis la création du canal de l'Aar en 1878, l'exutoire actuel de la Sarine. La figure IX.4.5 illustre le profil en long du projet ScheM.

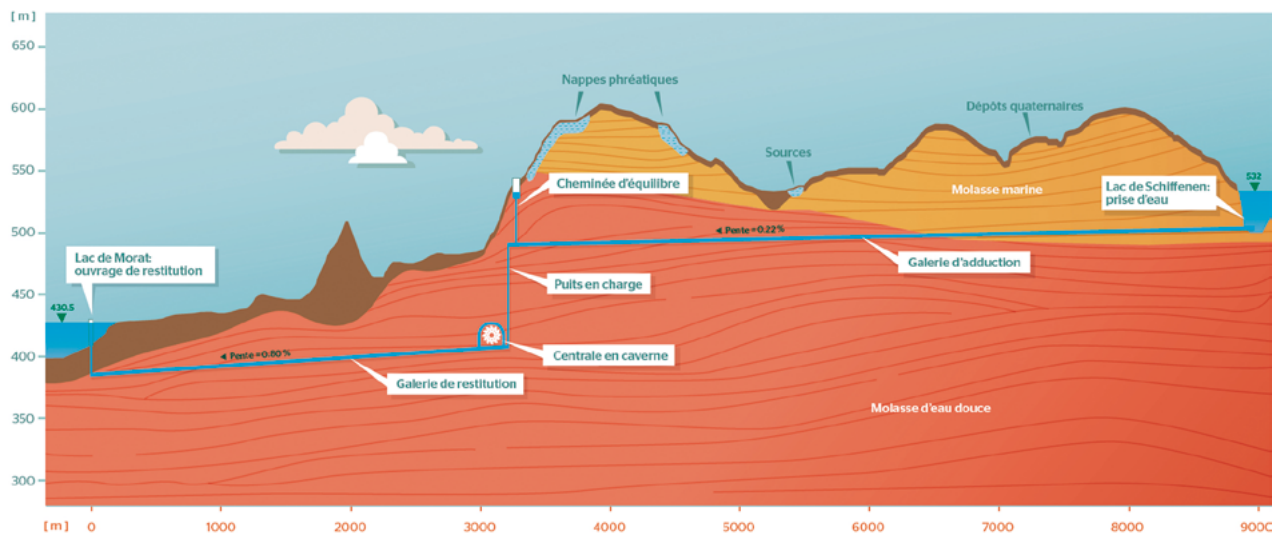


Fig. IX.4.5 Coupe schématique de l'aménagement de Schiffenen - Morat [3].

Synthèse

Outre les analyses à l'aval du barrage de Schiffenen, notamment les effets de la diminution du débit moyen dans la Sarine sur la qualité des eaux et sur la nappe, avec leurs conséquences techniques et environnementales, les analyses pour le lac de Morat ont porté tant sur les effets hydrodynamiques et physicochimiques que sur ses rives et ses affluents, ou encore sur son environnement en général. L'impact sur la nappe dans le Seeland a également été apprécié. Ces analyses ont été réalisées à partir des données hydrologiques des années 2014 à 2018, complétées par des événements significatifs de crues historiques.

Le débit turbiné de la Sarine conduit à une rehausse habituelle du niveau du lac de Morat de l'ordre de 10 à 15 cm. Ce niveau varie toutefois avec le programme effectif de turbinage. À partir d'un modèle numérique de terrain d'une résolution de 0,25 m², l'impact surfacique sur les berges de cette variation de niveau est analysé. La comparaison entre le niveau actuel moyen de 429,30 msm, le niveau avec le projet ScheM de 429,45 msm et le niveau de crue du lac de 430,85 msm montre que le projet n'a pas d'impact significatif pour l'aménagement du territoire, les crues étant de loin prépondérantes.

L'analyse des situations de crue montre qu'une gestion adaptée au barrage de Schiffenen, avec un arrêt du turbinage ScheM en fonction de cotes d'alerte du lac de Morat et du lac de Bienne, permet de maintenir le niveau du lac en dessous de sa cote maximale actuelle. Les risques d'inondation par le lac de Morat ne sont ainsi pas majorés.

L'étude de courantologie du lac montre que les apports de ScheM, outre un effet très localisé autour de la tour de rejet ainsi qu'à l'entrée du canal de la Broye, ne modifient pas les courants dans le lac. Des événements de vent annuel (bise, vent d'ouest ou joran) génèrent des courants lacustres généralisés d'intensité largement supérieure (100 à 200 mm/s dans l'ensemble du lac). L'effet observé autour de la tour de rejet indique qu'une optimisation de la géométrie est encore nécessaire (géométrie fine du rejet, orientation, angles et hauteurs des ouvertures). Ces simulations ont permis de montrer qu'un courant généralisé dans le lac de Morat induit par le projet ScheM n'est pas à attendre et que, comparativement à la situation naturelle, les différences induites ne sont pas significatives.

Ce projet a encore été analysé du point de vue de la thermique lacustre ainsi que des charges polluatives avec les apports de charges nutritives par la Sarine. Si les effets thermiques ne sont pas significatifs, voire positifs avec un léger refroidissement estival bénéfique à la surchauffe actuelle du lac, les effets nutritifs sont contrastés avec un apport significatif (exprimé en tonnes par an) mais avec une concentration largement inférieure à celle de la Broye (exprimée en mg/m³).

En conclusion, les éclusées générées par le barrage de Schiffenen sont les conséquences d'une variation de la demande effective d'énergie électrique que chacun utilise quotidiennement sans même s'en apercevoir. Le remplacement de ces infrastructures est techniquement encore difficilement imaginable à ce jour alors même que leur nécessité est absolue pour la stabilité du réseau électrique ou la compensation de la variation de la consommation.

Dans le cas du barrage de Schiffenen, la variante ScheM d'assainissement des éclusées constitue un excellent consensus qui supprime toutes variations anthropiques de débit dans la Sarine et l'Aar et permet, en outre, une utile production énergétique hivernale. Les analyses menées n'ont pas montré d'obstacles majeurs à cette variante d'assainissement, tant pour le milieu récepteur constitué par le lac de Morat ou la nappe phréatique du Seeland que pour le milieu actuellement impacté par les éclusées, à savoir la Sarine et l'Aar et leur nappe respective. Avec la suppression des éclusées, cette variante génère ainsi un bilan environnemental positif, ce qui doit renforcer son acceptabilité générale. Toutefois, selon l'adage « l'énergie gratuite n'existe pas » qui relève en soi du second principe de la thermodynamique, croire qu'une variante d'assainissement puisse être développée sans aucun impact relève du domaine de la fiction.

IX.4.3 Aménagement hydroélectrique de Ritom : problématique liée aux éclusées

Renato Gaggini, avec la collaboration de Graziano Sangalli et Alfred Wittwer

Auteurs du projet Consorzio Ritom Ticino CRT EcoControl SA	Débits naturels de la rivière Ticino à Piotta : Débit de crue (Q_{100}): 150 m ³ /s Débit moyen annuel: 5 m ³ /s Débit d'étiage (Q_{347}): 2,16 m ³ /s	Débits restitués par Ritom : Débit plancher: 3 m ³ /s Débit d'éclusées: 24 m ³ /s Croissance: 5,7 cm/min Décroissance: 0,4 cm/min	Années de réalisation Phase 1 : bassin de lamination 2019-2023 Phase 2: diversification morphologique du lit de la rivière 2024-2025
Maître d'ouvrage Ritom SA	Géométrie de la rivière : Pente: 1,12 % Largeur moyenne: 20 m Granulométrie dominante: 25-40 cm	Critère d'habitabilité : Espèces cibles: truite fario Vitesse de courant (valeurs idoines): < 0,8 m/s Hauteur d'eau (valeurs idoines): > 0,6 m	Coût indicatif des travaux Bassin de lamination: 34 000 000 CHF Diversification morphologique du lit de la rivière: 1 500 000 CHF

Contexte général

La centrale hydroélectrique de Ritom, propriété des Chemins de fer fédéraux suisses (CFF), exploite depuis 1920 la chute de plus de 800 m entre le lac de Ritom et la centrale de Piotta. Outre les affluents naturels, les eaux du Val Canaria, de l'Unteralp et du Val Cadlimo sont acheminées dans le lac de Ritom par une galerie d'adduction. Le bassin versant total de l'usine de Ritom est de 58,52 km². L'eau turbinée par la centrale de Piotta est déversée dans le fleuve Ticino avec une fréquence et une intensité très variables, en fonction des besoins de production d'électricité pour la traction des trains.

La centrale de Ritom a un débit équipé de 6,7 m³/s pour actionner 4 turbines Pelton d'une puissance de 10 MW chacune; la production annuelle moyenne d'énergie de la centrale est d'environ 150 kWh.

Lorsque la concession pour l'utilisation des eaux du lac Ritom est arrivée à échéance, le canton du Tessin (par l'intermédiaire de l'Azienda Elettrica Ticinese AET) et les CFF sont parvenus à un accord pour demander le renouvellement de la concession pour 80 ans par l'intermédiaire d'une nouvelle société, Ritom SA, détenue par les CFF (75 %) et le canton du Tessin (25 %).

Cela a permis d'optimiser les synergies de production des deux partenaires, garantissant ainsi, d'une part, l'exploitation ferroviaire et, d'autre part, la production d'énergie liée à d'autres besoins généraux.

La nouvelle centrale de Ritom, située à côté de la centrale existante, la remplacera à partir de 2027. La nouvelle centrale utilise le même bassin versant que la centrale existante, mais dans la nouvelle centrale de Piotta seront installées deux turbines d'une capacité de 60 MW chacune, ainsi qu'une pompe (60 MW) permettant de pomper l'eau de la rivière Ticino, captée à Airolo, vers le lac Ritom. Le débit exploité augmentera jusqu'à un maximum d'environ 17 m³/s.

Les eaux turbinées produiront donc des débits sortants fluctuant dans la rivière Ticino sur un tronçon d'environ 5 km [Fig. IX.4.6](#) entre la centrale de Piotta et le bassin de Rodi appartenant à AET.

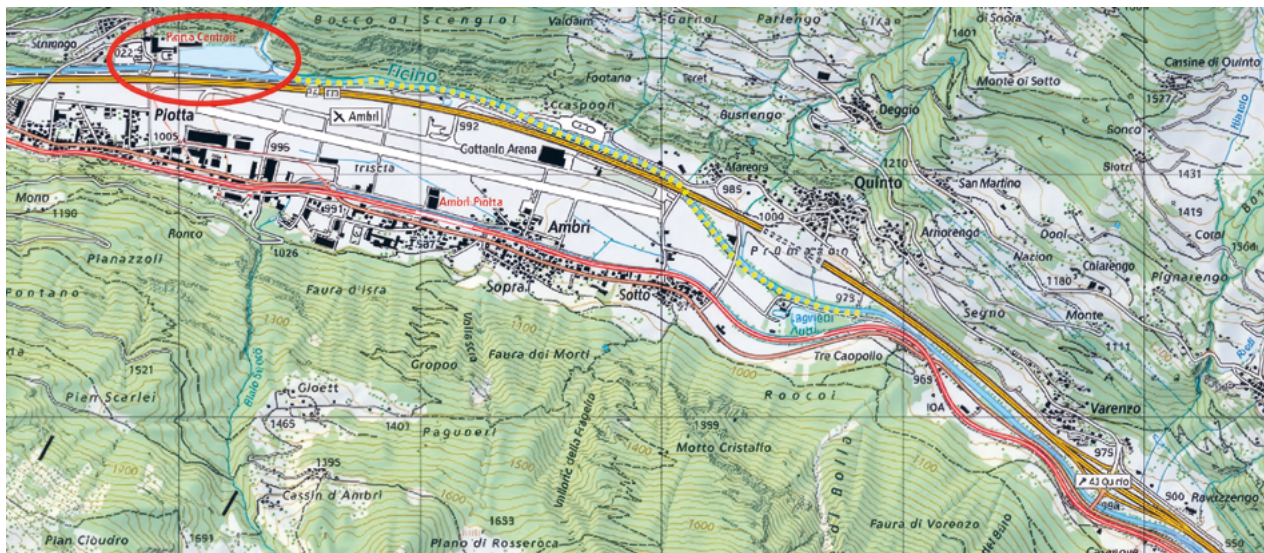


Fig. IX.4.6 Tronçon du fleuve Ticino ^[4] soumis aux éclusées: Piotta - Rodi.
Cercle rouge: centrales et bassin de compensation
Ligne jaune en pointillés: tronçon aménagé

La centrale de Stalvedro, propriété d'AET, est également située à proximité de la centrale de Ritom. La centrale de Stalvedro utilise les eaux du fleuve Ticino captées par le bassin d'Airola et les eaux du ruisseau Canaria pour un bassin versant total d'environ 118 km²; la centrale a un débit équipé de 12,5 m³/s et permet une production annuelle d'énergie d'environ 52 millions de kWh.

Problématique et objectifs du projet

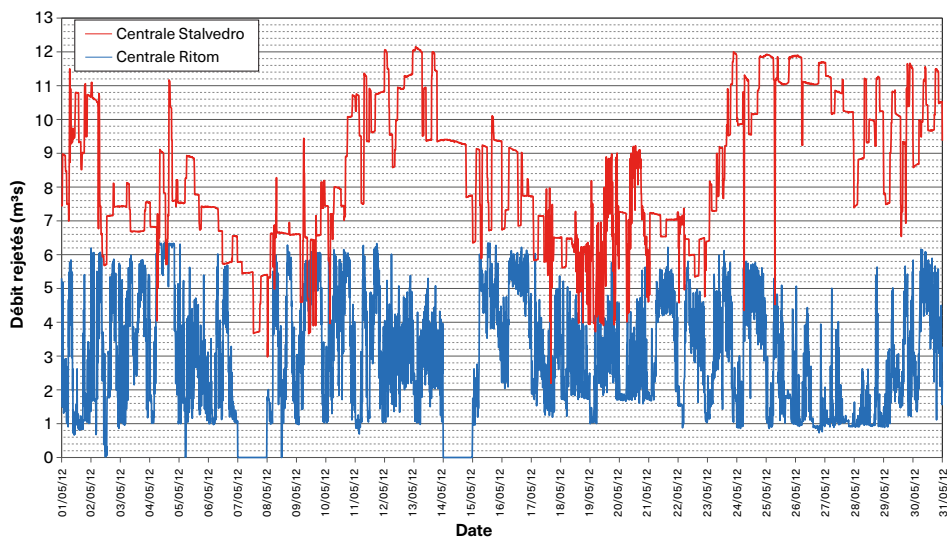
Les deux centrales existantes (Ritom - CFF et Stalvedro - AET) lâchent l'eau turbinée dans le même canal qui se jette dans le Tessin. Cela accentue encore le problème des éclusées puisque les deux centrales produisent de l'énergie avec des intensités et des fréquences très différentes [Fig. IX.4.7](#).

Compte tenu de la construction de la nouvelle centrale électrique de Ritom et de la création de la nouvelle société entre les CFF et AET, l'usine de Stalvedro a également été incluse dans le projet de rénovation afin d'optimiser davantage l'infrastructure et les synergies entre les deux usines hydroélectriques. La procédure prévoyait la rédaction d'un rapport d'impact sur l'environnement définissant les différents impacts et les mesures visant à les atténuer ou à les compenser: l'une des principales questions concernait précisément les éclusées.

Les principaux objectifs définis dans le rapport d'impact sur l'environnement pour l'assainissement environnemental du tronçon de rivière soumis aux éclusées sont les suivants:

- Éviter l'échouage des organismes lors de la baisse du niveau des eaux. En cas de réduction substantielle de la largeur du lit mouillé, les poissons et les macroinvertébrés risquent de ne plus pouvoir quitter à temps la zone littorale qui tombe à sec.

Fig. IX.4.7 Exemple des débits rejetés par les centrales de Ritom (en bleu) et Stalvedro (en rouge) en mai 2012 [5].



- Éviter l'entraînement des macroinvertébrés vers l'aval (dérive), qui se produit pendant la phase d'ascension des débits de pointe. Plus le débit maximal est atteint rapidement, plus les macroinvertébrés peuvent être arrachés du substrat du fond et être dérivés vers l'aval. Ce phénomène peut également entraîner une augmentation du transport solide en raison du déplacement des matériaux fins du fond. Il est donc nécessaire de veiller à ce que l'augmentation du débit se fasse le plus lentement possible.
- Éviter des conditions hydrauliques critiques pour les poissons, lors des débits de pointe, en raison de la vitesse excessive atteinte par l'eau. Cet aspect est notamment problématique dans les tronçons de rivière où le lit est banalisé, avec peu ou pas d'abris contre le courant derrière lesquels l'ichtyofaune peut se réfugier.

Afin d'atteindre les objectifs fixés, un bassin de compensation d'une capacité de 100 000 m³ a donc été prévu, dans lequel l'eau turbinée par les deux centrales s'écoulera avant d'être rejetée de manière contrôlée dans le fleuve Ticino. Le bassin seul n'est cependant pas en mesure de résoudre tous les problèmes qui se posent. Il a également été nécessaire d'intervenir sur la morphologie du fleuve.

IX.4.4 Aménagement hydroélectrique de Ritom : solutions pour atténuer les éclusées

Renato Gaggini, avec la collaboration de Graziano Sangalli et Alfred Wittwer

Éléments de réalisation

Les mesures prévues pour éliminer les impacts environnementaux causés par les éclusées sont essentiellement de deux types : un bassin de compensation [Fig. IX.4.8](#) d'une capacité de 100 000 m³ et une diversification morphologique du fleuve Ticino.

Fig. IX.4.8 Bassin de compensation pour la nouvelle centrale de Ritom et la centrale de Stalvedro.

Photo: EcoControl SA



Intervention n° 1 : bassin de laminage

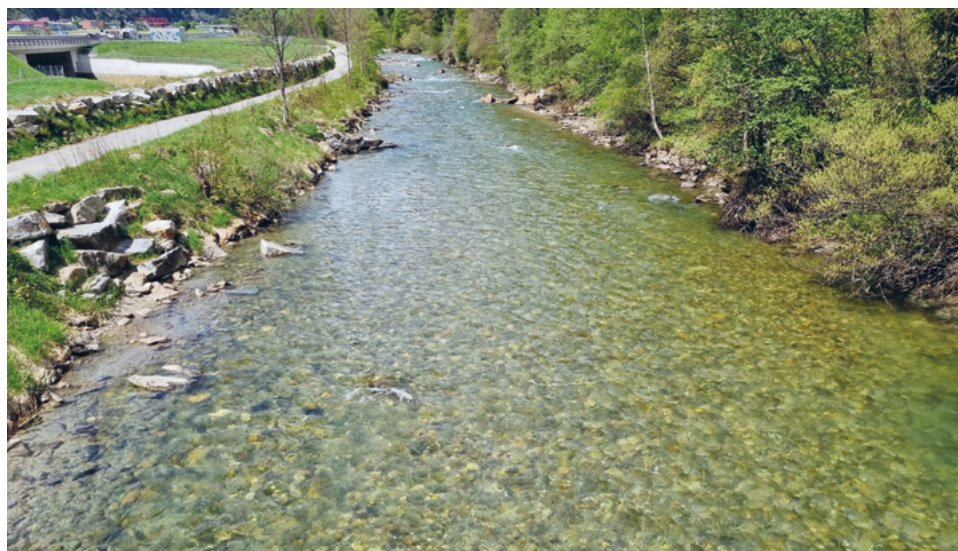
Le dimensionnement correct du bassin de compensation permet d'optimiser les rejets dans la rivière Ticino en limitant l'écart entre les débits maximum et minimum à un rapport ne dépassant pas 8 à 1 – en plus de limiter le pic maximal à $24 \text{ m}^3/\text{s}$ par rapport à un turbinage potentiel de $29,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

La gestion du bassin de compensation permet également de garantir un débit minimum de $3 \text{ m}^3/\text{s}$ dans la rivière Ticino en aval du bassin. Ce débit minimal garantit le maintien d'un lit mouillé égal à 88 % de l'ensemble du lit de la rivière.

Enfin, le contrôle des vannes du bassin permet de ralentir l'augmentation et la diminution des débits dans la rivière, rendant ainsi les variations de débit moins brusques.

Fig. IX.4.9 Tronçon de la rivière Ticino en aval des centrales hydroélectriques.

Photo: EcoControl SA



En ce qui concerne le débit maximal, l'analyse hydraulique de l'habitat a montré qu'en raison de la banalisation du lit de la rivière [Fig. IX.4.9](#), pour des débits supérieurs à 5 m³/s, des augmentations supplémentaires conduisent rapidement à des conditions critiques pour la faune piscicole. En effet, la vitesse du courant atteint des valeurs critiques pour la truite, pénalisant d'abord les stades juvéniles, mais devenant ensuite excessive pour les adultes également. L'atténuation des effets du débit maximal doit donc être recherchée par des interventions sur la morphologie du lit de la rivière.

Intervention n° 2 : diversification morphologique du lit de la rivière

Les évaluations réalisées dans le cadre du rapport d'impact environnemental ont permis de définir l'emplacement et le nombre de structures de diversification morphologique aptes à réduire les effets des débits maximaux. Les structures de ralentissement permettront également d'augmenter la surface des zones de frai en favorisant le dépôt et la stabilité des zones graveleuses, dont la faible disponibilité actuelle est l'un des facteurs limitants pour la reproduction de la truite dans le tronçon. Les principales structures envisagées sont : épis, clusters, refuges.

Une analyse de l'effet hydraulique d'un des épis a donc été réalisée pour un débit de 20 m³/s, ce qui correspond à l'ordre de grandeur des débits maximaux pour lesquels les effets de vitesse doivent être atténués. En se référant aux courbes de préférence de vitesse des frayères, il est possible d'identifier des gammes de vitesse qui correspondent à des conditions favorables de l'habitat. Chaque intervention, dans le cas d'exemple, permet la création d'une zone favorable en termes de vitesse, d'environ 900 m², dans une zone qui, auparavant, était presque totalement défavorable en raison du courant trop élevé. Sur cette base, le nombre et l'emplacement des mesures de diversification ont ensuite été définis.

Fig. IX.4.10 Épi à blocs permettant de structurer le lit de la rivière.

Photo : EcoControl SA



La figure IX.4.10 montre la construction d'un épi de berge, où l'on peut observer la turbulence de l'eau dans la zone centrale du lit de la rivière et au contraire la vitesse de courant modérée le long de la berge en aval de l'épi.

Dans la mesure du possible, on a essayé d'alterner différentes mesures de structuration afin de créer un milieu diversifié [Fig. IX.4.11](#). La figure IX.4.12 montre bien les variations en termes de vitesse du courant et la redistribution du substrat pour créer différents habitats.

En ce qui concerne les mesures de diversification morphologique, nous avons voulu inclure dans ce projet un type de refuge [Fig. IX.4.13](#) avec une structure caractéristique et bien définie afin qu'il puisse être reproduit dans d'autres contextes. Afin de vérifier l'efficacité de la structure en tant qu'habitat et pour la colonisation de la faune aquatique, un suivi a été mis en place.

Une fois les travaux de la nouvelle centrale Ritom terminés, un suivi complet sera mis en place pour contrôler l'efficacité des mesures environnementales prises. Ce suivi (prévu pour une durée de 10 ans) permettra de vérifier si les objectifs d'assainissement prévus auront été atteints.

Fig. IX.4.11 Plan montrant les différentes interventions (baies et clusters) dans leur séquence ^[6].

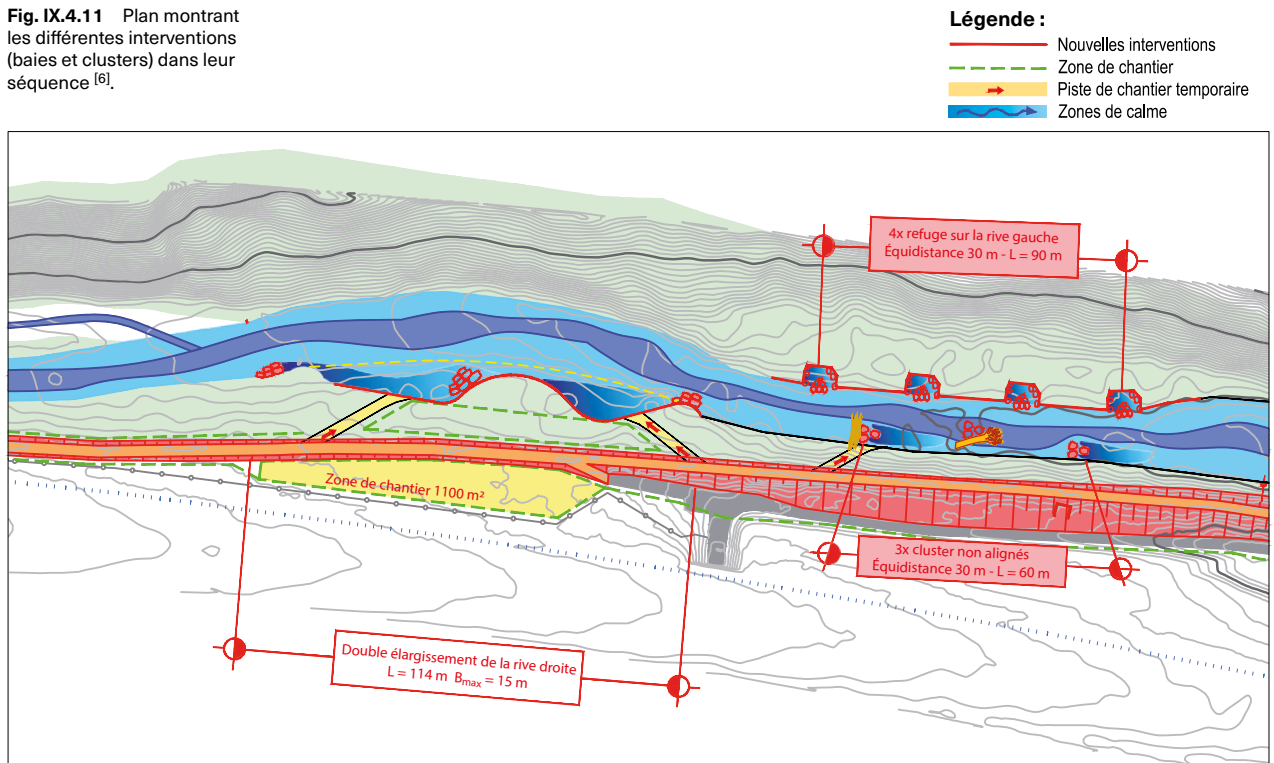
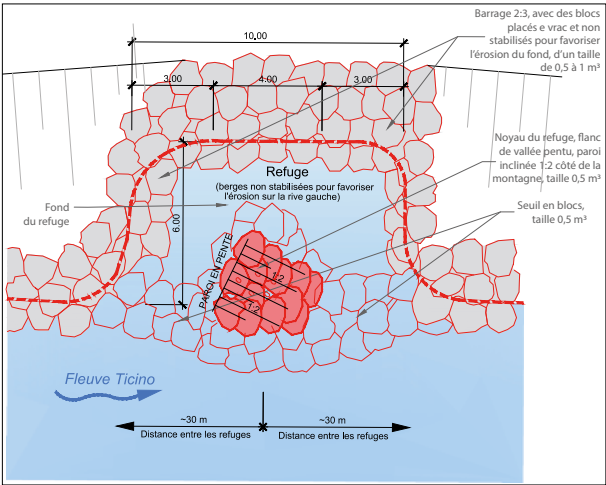


Fig. IX.4.12 Suite de clusters et de petites baies.
Photo : EcoControl SA



Fig. IX.4.13 Extrait de plan [6] (à gauche) et photo correspondante (à droite) montrant les détails de construction des petites baies.
Photo : EcoControl SA



Bibliographie du sous-chapitre IX.4

- [1] Tonolla, D., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Oppliger, S., Essyad, K., 2017, *Éclusées – Mesures d’assainissement*, Office fédéral de l’environnement, Berne.
- [2] André, S., Durand, P., Heller, P., Paillex, A., 2023, Ouvrage hydroélectrique de Schiffenen, *Assainissement selon LEaux 2011*, rapport du groupement SE2H, bureaux Gruner – Hydrique – Ecotec, document 5507/4008a, Lausanne.
- [3] État de Fribourg, DIME-DIAF, 2024, *Assainissement écologique des installations hydroélectriques de Schiffenen, Projet Schiffenen-Morat*, Conférence de presse du 4 décembre 2024, site consulté le 30 juillet 2025, <https://www.fr.ch/sites/default/files/2024-12/fr-pre-schem-241204.pdf>.
- [4] swisstopo, geo.admin.ch.
- [5] EcoControl SA, 2012, *rapport d’impact environnemental, phase 1*.
- [6] Consorzio Ritom Ticino CRT (IM Maggia Engineering – Lombardi SA
- Pagani+Lanfranchi SA), 2017, *projet de mise à l’enquête publique, extrait de plan*.
- [7] Consorzio Ritom Ticino CRT (IM Maggia Engineering – Lombardi SA – Pagani+Lanfranchi SA), 2022, *projet d’exécution, extrait de plan*.

X

Données de base

Sous la direction de Jean-Marc Ribi

X.1	Données géomatiques	539
X.2	Données hydrométriques	555
X.3	Données granulométriques	569
X.4	Données environnementales	583



Présentation générale du chapitre

Le projet de renaturation, comme tout autre, s'appuie sur des données qui, en raison du caractère pluridisciplinaire du domaine, sont diversifiées. En plus de l'observation, on peut évaluer sur le terrain le degré d'altération d'une rivière, par échantillonnage d'eau pour en connaître la qualité, par des relevés de la géométrie et de la granulométrie du lit, de l'emprise des cordons boisés riverains ou connexes, ou par le dénombrement d'individus de la faune aquatique ou l'identification d'espèces végétales, etc. De plus, le milieu est dynamisé par le débit et ses variations, et influencé par la température de l'eau. Quant à l'habitabilité, son appréciation repose sur des séries de vitesses et de hauteurs d'eau, et des tailles de granulats. Sur tous ses aspects et d'autres plus spécifiques, il est question de mesurer les grandeurs de paramètres significatifs en des endroits représentatifs.

Aujourd'hui, le travail est facilité par des bases de données dont la consistance est croissante. L'exemple le plus frappant est celui des géodonnées avec les modèles numériques de terrain et de surface finement discrétisés. Il est de ce fait possible d'amorcer un projet sur ces informations qui comme il se doit, sont à recouper par des observations in situ. Le travail est aussi enrichi par la modélisation qui, selon l'envergure qui lui est donnée, requiert beaucoup d'informations qu'il faut parfois saisir, sinon qualifier, homogénéiser.

Autrement dit, pour faire un usage judicieux de ces données numérisées, il faut en connaître la constitution qui elle-même en influence la qualité, principalement en termes de précision. Le métrologue renseigne sur le rapport qualité/prix de la donnée. C'est à l'utilisateur de définir ses besoins qui varient du global au sectoriel selon l'avancement du projet.

Dans ce chapitre, l'accent est mis sur les données géomatiques, hydrologiques, granulométriques et environnementales, selon le schéma « acquisition-traitement-utilisation ».

Bertrand Cannelle et Adrien Gressin,
avec la collaboration de Kilian Morel et Malo De Lacour

Le but de ce sous-chapitre est de présenter les principales techniques de mesure de données géomatiques, en mettant en évidence leurs avantages, leurs limites et leurs coûts dans le contexte de l'hydrologie et de la renaturation des cours d'eau. Une attention particulière sera portée sur les méthodes basées sur la lasergrammétrie et la photogrammétrie ^[2], qui sont actuellement les plus utilisées, que ce soit par des moyens aériens (avion ou drone) ou par des moyens terrestres, directement sur le terrain.

Nous commencerons par quelques définitions essentielles, avant de détailler les différentes techniques de mesure. Les traitements nécessaires à la préparation et à l'exploitation des données collectées seront ensuite abordés. Enfin, nous terminerons par quelques recommandations pratiques permettant d'obtenir des données adaptées aux besoins spécifiques des projets.

Chaque métier possède un vocabulaire spécifique qu'il convient de bien définir afin de le comprendre et de l'utiliser à bon escient. Il faut également rester vigilant face aux mots qui peuvent être identiques, tout en ayant des significations distinctes selon les communautés. Ces différents termes seront notamment repris pour qualifier les appareils de mesure.

X.1.1 Quelques définitions

Géoréférencement: consiste à mettre des données spatiales en cohérence les unes avec les autres. Il y a deux types de géoréférencement :

- le géoréférencement absolu, qui permet de positionner les données dans un référentiel global, par exemple dans le système de référence suisse CH1903+/MN95 ^[1];
- le *géoréférencement relatif*, qui permet de positionner les données par rapport à un référentiel local (limites de parcelle, ouvrage fixe existant, chantier de renaturation...), ou bien par rapport à d'anciennes données acquises afin d'étudier l'évolution du terrain, par exemple.

Il n'est pas toujours simple de passer d'un géoréférencement relatif à un géoréférencement absolu : cette question doit être abordée dès le départ en fonction du contexte d'utilisation des données.

Exactitude (accuracy): écart entre la valeur réelle, qui est rarement connue, et celle mesurée par le capteur. Cette grandeur doit être spécifiée avant l'acquisition afin d'adapter les moyens à mettre en œuvre pour collecter les géodonnées.

Précision : montre comment la répétabilité (ou reproductibilité) d'une mesure, dans des conditions inchangées, est identique.

Résolution : pour une orthophoto, il s'agit de la taille d'un pixel, en géométrie terrain ; pour un nuage de points, cela correspond soit à l'écart entre deux points consécutifs à une distance donnée (par ex. 1 pt tous les cm à 10 m), soit au nombre de points par unité de surface (par ex. 100 pts/m²). Dans ce dernier cas, on parle également de densité.

X.1.2 Techniques de mesure

Pour acquérir des géodonnées, il existe différentes techniques qui peuvent être utilisées individuellement ou conjointement. Chacune d'elles présente des avantages et des inconvénients. En pratique, il convient de se focaliser sur les géodonnées et leurs applications, plutôt que sur les techniques d'acquisition elles-mêmes : ces dernières doivent être choisies en fonction du cahier des charges relatif aux géodonnées à collecter.

Le GNSS (*Global Navigation Satellite System*)

L'abréviation GNSS désigne les systèmes de positionnement par satellites, souvent appelés GPS par abus de langage. Ces dispositifs utilisent différentes constellations de satellites pour mesurer les distances entre le récepteur et les satellites à un instant donné. La position du récepteur n'est connue que par celui-ci. Actuellement, les constellations exploitables sont : GPS (constellation américaine), Galileo (constellation

Fig. X.1.1 Antenne GNSS sur sa canne, avec son contrôleur.

Photo : K. Morel



européenne), Glonass (constellation russe), Beidou (constellation chinoise) et QZSS (constellation japonaise). La précision de positionnement peut aller de quelques mètres (par ex. grâce aux puces de nos smartphones) jusqu'au centimètre (récepteur professionnel, configuré convenablement, avec les mesures réalisées dans de bonnes conditions, en mode cinématique en temps réel – ou RTK, *Real-Time Kinematic*). Le principal inconvénient de cette technique réside dans le fait que le récepteur doit capter un nombre suffisant de signaux en provenance des satellites pour déterminer une position précise, ce qui n'est pas toujours possible, notamment dans les vallées encaissées, au pied des barrages, ou encore sous un couvert végétal dense. Le GNSS permet de réaliser des mesures ponctuelles, par exemple avec une canne d'arpenteur [Fig X.1.1](#).

La station totale

La station totale (ou tachéomètre) permet d'effectuer des mesures ponctuelles précises allant de quelques centimètres à plusieurs centaines de mètres, avec une précision meilleure que le centimètre, notamment à l'aide d'un prisme [Fig. X.1.2](#). Dès de l'acquisition, les mesures peuvent être classées par catégories (limites d'eau, obstacles, végétation...), ce qui facilite leur traitement. Les stations totales récentes sont équipées de scanners laser (voir plus loin) mais leur vitesse de scan est beaucoup plus lente. Elles peuvent également être munies d'une antenne GNSS pour obtenir directement un positionnement absolu.

Fig. X.1.2 À gauche, station totale sur son trépied; à droite, prisme sur sa canne.
Photo: K. Morel



Le nivellement

Le niveau [Fig. X.1.3](#) permet de réaliser des mesures de différences altimétriques avec une précision supérieure au millimètre sur quelques centaines de mètres. Pour couvrir de plus grandes distances, un cheminement est effectué, consistant à relever les différences altimétriques entre plusieurs points tout le long du trajet. Le principal inconvénient de cette technique est que la position planimétrique n'est pas déterminée : on obtient uniquement des différences d'altitude.

Fig. X.1.3 Niveau sur son trépied (à gauche), avec sa mire de nivellement (à droite).

Photo : K. Morel



Le scanner laser

Le scanner laser (terrestre ou aérien), appelé aussi LiDAR (*Light Detection And Ranging*), permet de collecter entre plusieurs dizaines de milliers et 2 millions de mesures 3D par seconde. Il peut être fixe (scanner terrestre) ou mobile (déplacé à pied, ou embarqué sur un véhicule terrestre, un drone ou encore un avion). Il s'agit d'un dispositif actif : un signal est envoyé dans une direction, et, en mesurant le temps qu'il met pour revenir, on en déduit la distance. L'éclairage de la scène à numériser n'est pas nécessaire.

Un scanner fixe [Fig. X.1.4](#) prend des mesures autour de lui sur 360 degrés (couvrant une distance de quelques dizaines de centimètres à plusieurs centaines de mètres selon le dispositif), puis il est déplacé à un autre endroit. Le positionnement relatif des différentes stations peut être assuré à l'aide de cibles de référence, ou par superposition directe des nuages de points. Le géoréférencement s'effectue soit en visant des cibles de référence spécialement mises en place, soit en s'appuyant sur des points fixes dont

Fig. X.1.4 Scanner laser terrestre sur son trépied, pouvant être utilisé pour la numérisation d'un bord de cours d'eau.

Photo : K. Morel



les coordonnées sont connues (piliers de barrage, par exemple), ou encore au moyen de GNSS.

Un scanner mobile doit être associé à d'autres capteurs (centrale inertielle, GNSS, caméra...) afin de connaître la trajectoire du capteur laser pendant l'acquisition. Ces informations permettent de déterminer les coordonnées 3D de chaque mesure. Des points de référence connus peuvent également être ajoutés dans le processus de traitement pour améliorer la précision des données. La figure X.1.5 présente un drone équipé d'un laser dans sa nacelle stabilisée. Ce LiDAR est également doté d'une caméra permettant d'ajouter de la couleur aux points 3D acquis par le laser.

Fig. X.1.5 Drone quadricoptère matrice 350 RTK (a), équipé du LiDAR stabilisé Zenmuse LZ (b) avec caméra.

Photos: M. De Lacour [3]



Depuis quelques années, il existe des scanners laser (terrestres ou mobiles) capables de réaliser des mesures à partir d'échos: un signal est émis, puis plusieurs échos sont sauvegardés lors de son retour. Cela se produit lorsque le faisceau rencontre différents objets successifs, comme une feuille d'arbre, puis une branche, puis le sol. Cette propriété permet d'obtenir des mesures de points au sol, même sous couvert végétal, ce qui est très utile par exemple pour les zones forestières. La figure X.1.6 montre un levé LiDAR par drone. Le signal émis par un LiDAR est un cône, à cause de la divergence du faisceau. La mesure est faite sur une surface et non pas sur un point. Le signal de droite de la figure X.1.6 présente le principe du multi-écho: une partie du signal est renvoyée par la branche de l'arbre et le reste par son tronc.

Fig. X.1.6 Exemple de levé LiDAR par drone. Le faisceau de droite correspond à un écho multiple (sur la branche et sur le tronc).

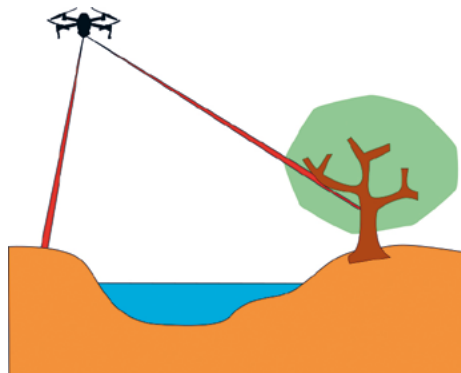
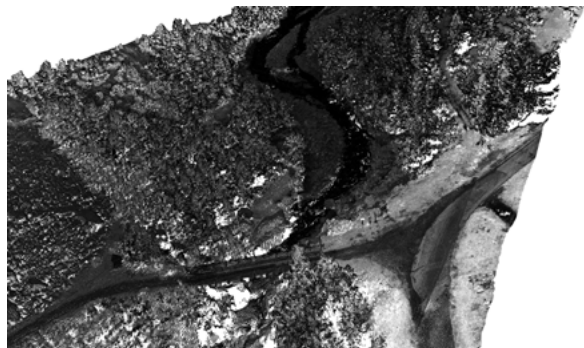


Fig. X.1.7 Nuage de points LiDAR acquis par drone.
 (a) Intensité mesurée par le LiDAR
 (b) Nuage de points colorisé grâce à la caméra additionnelle
 Photo : M. De Lacour



(a)



(b)

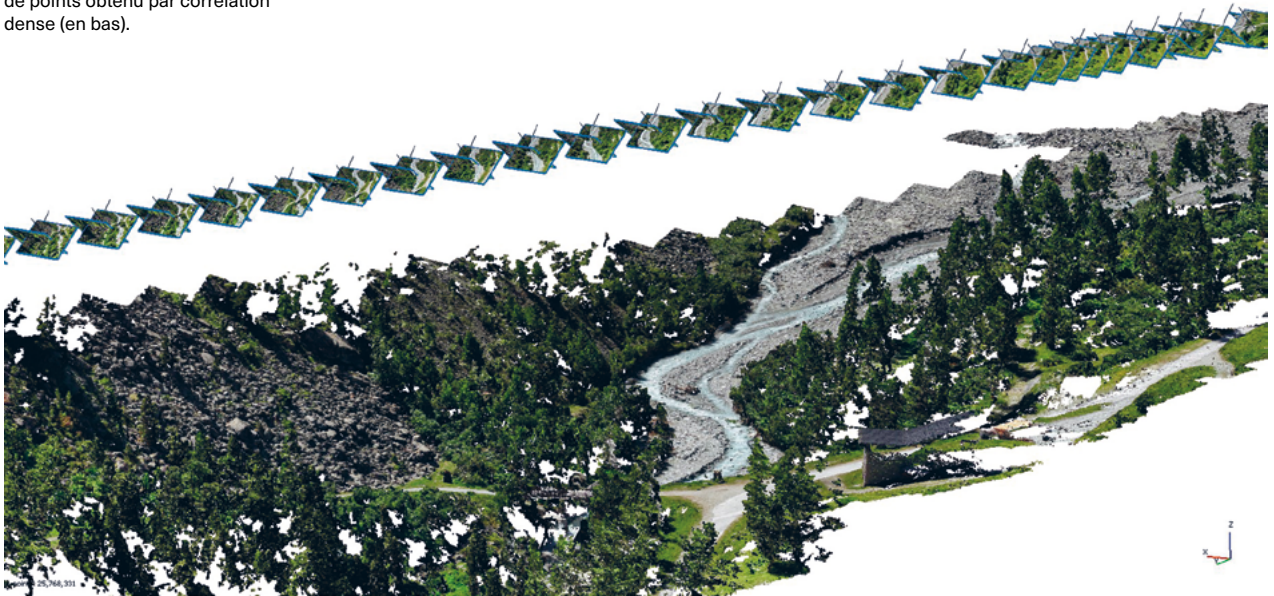
La photogrammétrie

La photogrammétrie est un procédé permettant de mesurer et/ou de reconstruire des objets en trois dimensions à partir d'images. Les prises de vue peuvent être réalisées depuis un avion, un drone ou simplement à l'aide d'un appareil photo tenu à la main. Cette technique, apparue à la fin du XIX^e siècle parallèlement à l'invention de la photographie, s'est largement démocratisée avec l'avènement de la photo numérique et les avancées informatiques. Ces dernières permettent d'effectuer sur un ordinateur personnel des traitements autrefois réservés à des équipements spécialisés, tels que l'aérotriangulation, la génération de modèles numériques de surface et la production d'orthophotos. Les produits photogrammétriques peuvent être variés :

- mesures manuelles ou automatiques d'objets géométriques (points, lignes, polygones) ;
- extraction automatique de nuages de points 3D par corrélation dense ;
- modèles numériques de surface (MNS) ;
- maillages 3D texturés ;
- orthophotos (voir section X.1.3).

Le traitement photogrammétrique repose sur plusieurs étapes automatiques successives. La première étape est l'extraction de points de liaison, consistant à identifier automatiquement des points communs entre différentes images afin d'établir leur correspondance spatiale. Durant l'étape suivante d'aérotriangulation, les positions relatives des images et des points sont calculées dans un système tridimensionnel commun, par ajustement mathématique des mesures effectuées à l'étape précédente. La position et l'orientation de chaque image sont ensuite déterminées. On peut alors passer à l'extraction d'information. Le produit le plus utilisé actuellement est le calcul de modèles numériques par corrélation dense [Fig. X.1.8](#) : cette méthode reconstruit

Fig. X.1.8 Illustration du processus photogrammétrique, avec les images acquises par un drone (rectangles texturés en haut de la figure) et le nuage de points obtenu par corrélation dense (en bas).



un nuage de points 3D à haute densité en comparant les textures de paires d'images voisines.

À noter que chacune de ces étapes est susceptible d'introduire des erreurs, et que la qualité du résultat final dépend fortement de celle des données initiales. Ainsi, la présence de végétation dense peut perturber l'identification des points de liaison et dégrader la qualité du nuage de points 3D généré.

Avantages et inconvénients des méthodes

Chacune de ces méthodes présente des avantages et des limites selon les objectifs du projet de renaturation [Tab. X.1.1](#). La **topographie classique** (station totale, nivellement) reste irremplaçable pour des mesures ponctuelles extrêmement précises, mais elle est limitée en couverture spatiale. Le **LiDAR** est l'outil de choix pour obtenir une représentation 3D complète du terrain, même sous la végétation, mais au prix d'un coût plus élevé en acquisition et en traitement. Enfin, la **photogrammétrie** offre un compromis intéressant en termes de coût et d'accessibilité, et s'avère particulièrement adaptée aux milieux dégagés, mais elle reste sensible à la couverture végétale et à la qualité du géoréférencement. Le tableau X.1.1 regroupe les différentes techniques présentées précédemment, avec leurs caractéristiques, les différentes mesures pouvant être réalisées, leur coût, ainsi que les applications possibles.

	Topographie classique	LiDAR	Photogrammétrie (images)
Principe	Mesure ponctuelle par visée directe (tachéomètre, GPS RTK, nivellement)	Mesure massive par laser (aérienne ou terrestre)	Reconstruction 3D par analyse d'images multiples
Résolution	Faible: uniquement sur points choisis	Haute (10-500 pts/m ² pour l'aérien, > 1000 pts/m ² pour le terrestre)	Très haute (centimétrique)
Couverture spatiale	Limitée (zones accessibles uniquement)	Très large, même sous végétation (surtout avec LiDAR aéroporté)	Large mais dépend de la visibilité et de la qualité des images
Exactitude absolue	Très élevée (millimétrique à centimétrique)	Centimétrique à métrique (meilleure avec post-traitement GNSS)	Centimétrique possible, mais dépend du géoréférencement
Travail sous végétation	Possible (avec effort important)	Excellente capacité à pénétrer la végétation	Mauvais (la végétation gêne la reconstruction)
Coût matériel	Moyen (station totale, GPS différentiel)	Élevé (capteur LiDAR, avion/drone spécialisé)	Moyen à faible (appareil photo, drone grand public)
Coût de traitement	Faible (relativement rapide pour peu de points)	Élevé (traitement et filtrage de grands nuages de points)	Moyen (temps de calcul modéré, accessible sur PC classique)
Simplicité d'utilisation	Nécessite des opérateurs formés	Demande des compétences spécialisées	Plus accessible, mais nécessite une rigueur dans la prise de vue et les traitements
Applications typiques	Levés de précision, profils transversaux, plans topographiques	Cartographie fine du relief, détection sous forêt	Modélisation de surfaces visibles, analyse de berges et ouvrages
Point d'attention		Le volume de données est très important (plusieurs Go) et peut poser problème lors de l'intégration des données.	

Tab. X.1.1 Tableau récapitulatif des différentes techniques d'acquisition, de leurs applications et de leurs spécificités.

Recommandations d'utilisation selon le contexte

Le choix de la méthode de mesure dépend fortement des caractéristiques du site, des objectifs de précision et du budget disponible. Voici quelques conseils pratiques :

- Cours d'eau en milieu ouvert (peu ou pas de végétation)
 - Méthode recommandée : photogrammétrie par drone ou avion léger
 - Pourquoi : facilité d'acquisition, excellente résolution spatiale possible à moindre coût, traitement rapide.
 - À prévoir : un bon géoréférencement (cibles au sol / points de contrôle GNSS) est essentiel pour garantir la précision absolue.
- Cours d'eau bordé de végétation dense sur les rives
 - Méthode recommandée : LiDAR aéroporté ou mobile (drone LiDAR ou scan terrestre)
 - Pourquoi : le LiDAR permet de « voir à travers » la végétation et d'obtenir un modèle du sol sous couvert forestier, ce que la photogrammétrie ne peut pas garantir.
 - À prévoir : coût plus élevé, nécessité de traitements spécifiques (classification sol/végétation).
- Zones accessibles et besoin de précision très élevée (ouvrages hydrauliques, petits profils)

- Méthode recommandée : topographie classique (station totale, GPS différentiel) complétée éventuellement par de la photogrammétrie rapprochée
- Pourquoi : les détails fins (bordures, seuils, petits talus) nécessitent une précision millimétrique qui est difficile à obtenir autrement.
- À prévoir : travail de terrain plus long et besoin d'opérateurs expérimentés.
- Zones mixtes (milieux ouverts et végétalisés, accès limité)
 - Méthode recommandée : combinaison photogrammétrie + LiDAR
 - Pourquoi : optimiser les coûts en utilisant la photogrammétrie sur les zones ouvertes et le LiDAR uniquement là où la végétation est problématique.
 - À prévoir : fusion et harmonisation des jeux de données lors du traitement.

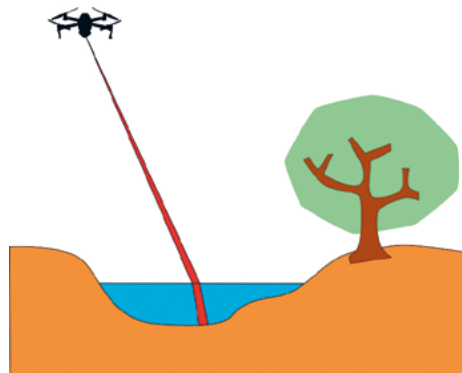
Limitations et possibilités des mesures en présence d'eau

Cet ouvrage traitant de la renaturation des cours d'eau, il est important de distinguer deux tâches distinctes concernant les données géométriques : d'une part, la reconstruction 3D de la surface de l'eau (surface libre, forme de l'écoulement...); d'autre part, la mesure de la topographie du fond de la rivière et des bassins versants.

Il convient de souligner que ni la lasergrammétrie ni la photogrammétrie ne permettent de prendre des mesures précises de la surface de l'eau. Dans le cas de la lasergrammétrie, l'eau pose plusieurs problèmes. Généralement, les capteurs LiDAR utilisent une longueur d'onde dans le proche infrarouge, qui est absorbée par l'eau, ce qui empêche l'obtention d'un signal de retour. Certains LiDAR dits bathymétriques peuvent toutefois contourner ce problème en utilisant un signal vert, qui pénètre mieux dans l'eau. Leur performance reste cependant limitée en raison de la turbidité du milieu. Par ailleurs, l'eau réfléchit le signal : des objets incohérents apparaissent (objets vus en miroir par rapport à la surface, par exemple). Enfin, le changement de milieu entre l'eau et l'air induit des déviations du trajet de la lumière, dépendant de l'angle d'incidence [Fig. X.1.9](#). L'ensemble de ces problèmes se traduit par des anomalies de positionnement des points.

Dans le cas de la photogrammétrie, la surface de l'eau, mobile et réfléchissante, rend la reconstruction 3D par corrélation dense inefficace. D'une part, le déplacement de l'eau entre deux prises de vue empêche l'appariement correct des points. D'autre part, la réflexion des objets (ciel, végétation...) sur l'eau perturbe fortement la génération de modèles de surface. Enfin, la réfraction liée au changement de milieu air/

Fig. X.1.9 Déviation du faisceau LiDAR lors de la pénétration dans l'eau.



eau crée également des imprécisions dans les mesures, comme pour le LiDaR [Fig. X.1.9](#). Ainsi, alors que l'interface entre l'eau et les berges ou les obstacles peut être mesurée par photogrammétrie ou lasergrammétrie, il n'est pas envisageable de reconstituer directement la topographie du fond submergé. Pour obtenir un modèle numérique du fond, il convient d'utiliser la topométrie ou le GNSS à l'aide d'une canne permettant de mesurer le fond (possible en cas de faible profondeur), ou bien de recourir à des technologies bathymétriques (sonar, par exemple), mais qui ne sont pas toujours adaptées en cas d'eaux peu profondes.

X.1.3 Traitement et exploitation des géodonnées

Quelle que soit la technique de mesure utilisée, les données acquises nécessitent différents traitements en vue de leur exploitation.

Géoréférencement relatif ou absolu

Dans tous les cas, il est nécessaire de positionner les données par rapport au terrain, soit au moyen de points d'appui (ou de calage), soit à l'aide de positions GNSS précises (en fonction de la précision requise pour les données). Cette étape est primordiale car toutes les données extraites en dépendent. La qualité du géoréférencement est directement liée à celle des données. Un rapport technique comparant certains points (ou données) mesurés à des points connus peut être demandé pour vérifier la cohérence du positionnement. Dans la mesure du possible, les points d'appui doivent être pérennes afin de pouvoir superposer les données acquises à différents moments.

Modèles numériques

Une fois le géoréférencement effectué, plusieurs produits peuvent être générés, notamment des modèles numériques :

- le modèle numérique de terrain (MNT, ou DTM en anglais), qui décrit l'altitude du sol épuré de la végétation et des constructions ;
- le modèle numérique de surface (MNS, ou DSM en anglais), qui décrit la surface supérieure du sol (haut de la canopée, dessus des constructions...).

La majorité des techniques utilisées ne peuvent générer que les MNS. L'extraction des MNT nécessite des algorithmes paramétrables permettant d'éliminer le « sursol ». Le paramétrage dépend du logiciel, des données et de la zone à traiter : l'extraction du sol en milieu urbain ne se fait pas de la même manière qu'en milieu rural.

En hydrologie, un modèle numérique hybride est généralement nécessaire, comportant une description précise du sol pour simuler l'écoulement de l'eau et une prise en compte des obstacles. Pour cela, il convient de définir à l'avance, à l'aide d'un cahier des charges spécifique, les objets devant être présents dans le modèle et ceux à exclure.

Classification

La classification consiste à répartir les données en classes d'intérêt pour une application considérée. Encore aujourd'hui, elle demeure en grande partie réalisée – ou du moins contrôlée – manuellement, même s'il existe des algorithmes automatiques de classification qui s'appuient sur des caractéristiques géométriques et radiométriques (couleur et/ou intensité). Elle peut s'appliquer aussi bien à des données images qu'à des nuages de points. Par exemple, sur le site de swisstopo (<https://www.swisstopo.admin.ch/fr/modele-altimetrique-swissurface3d>), les données LiDAR accessibles en ligne sont classées selon les catégories suivantes : sol, végétation basse et haute, bâtiments, eau, et ponts/passerelles/viaducs.

La classification peut également s'effectuer sur des images (ou sur des orthophotos) afin d'attribuer une catégorie à chaque zone de l'image.

Échantillonnage

Les données produites peuvent être très importantes (un laser est ainsi capable de générer plusieurs millions de points par seconde), ce qui dépasse parfois les capacités des logiciels. C'est pourquoi il faut procéder à leur échantillonnage. Celui-ci peut être statistique (1 point conservé tous les N points), ou adaptatif, en fonction de la topographie. Par exemple, lorsque plusieurs points appartiennent à un même plan, certains d'entre eux peuvent être supprimés, les autres points étant suffisants pour décrire la surface. L'échantillonnage peut s'appliquer aussi bien aux données brutes (nuage de points) qu'aux produits (modèles numériques). Cependant, il convient de rester attentif à l'utilisation prévue, afin de conserver les données utiles aux traitements hydrologiques.

Dans le cas des cours d'eau, certaines caractéristiques morphologiques spécifiques peuvent être extraites.

Mesure de la surface libre

Pour mesurer la surface d'un lac ou l'emprise d'un cours d'eau, une méthode consiste à identifier la limite entre l'eau et le terrain. Cette limite peut être déterminée manuellement ou extraite automatiquement à partir de nuages de points ou d'images. Toutefois, lors d'une extraction automatique, il convient de faire attention à la date d'acquisition car la limite dépendra directement de la surface de l'eau présente dans les données. Ainsi, une acquisition après une crue ne donnera pas le même résultat qu'après une période de sécheresse. Le mandant devra donc spécifier les mesures dont il a besoin afin de réaliser l'acquisition au moment opportun.

Mesure de la profondeur et/ou du volume d'eau

Que ce soit avec le LiDAR ou la photogrammétrie, il n'est généralement pas possible d'effectuer des mesures à la fois dans et hors de l'eau (certains dispositifs y

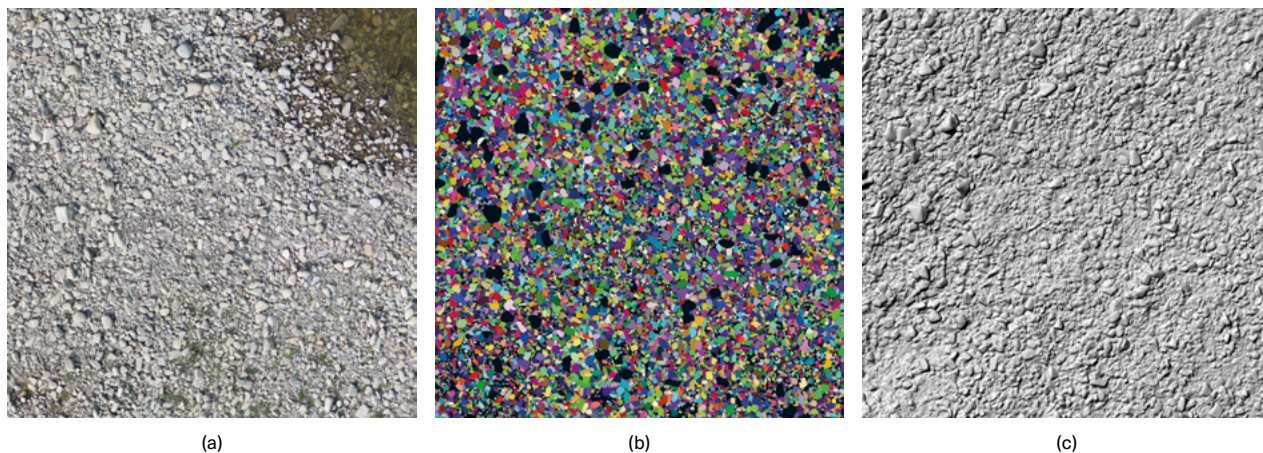
parviennent tout de même, mais uniquement sur de faibles profondeurs). Cependant, s'il est possible de mesurer la surface en période de sécheresse, on obtient un modèle numérique « sans eau ». Après la remise en eau, on peut ainsi mesurer la surface de l'eau (voir plus haut), puis faire la différence des deux modèles numériques (avec et sans eau), afin d'obtenir la profondeur de l'eau en tout point, ainsi que le volume total qu'elle occupe.

Granulométrie

L'identification de la taille et de la répartition des granules dans le lit des cours d'eau peut être utile, notamment pour comprendre les écoulements ou réaliser des simulations. S'il s'agit d'estimer la granulométrie sur une petite zone (quelques mètres carrés), le LiDAR ou la photogrammétrie peut être employé. Dans le cas du LiDAR, on veillera à ce que la résolution du nuage de points soit cohérente avec la taille des granules recherchés. Sur de grandes surfaces (plusieurs hectares) présentant une granulométrie fine (< 5 cm), la photogrammétrie sera mieux adaptée, mais le volume de données sera très important. En combinant le traitement d'images et l'IA, on pourra séparer les différents granules en fonction de leur texture et établir des statistiques, par exemple sur leur diamètre.

Les figures X.1.10 (a) et X.1.10 (b) présentent l'extraction automatique de granules par traitement d'images : seul le contenu de l'image (la couleur) est utilisé. Certains éléments (par ex. les cailloux dans l'eau en haut à droite sur la figure X.1.10 (a) ne sont pas extraits. L'algorithme utilisé est le SAM (*Segment Anything Model*).

Fig. X.1.10 Exemples d'extraction d'informations à partir de traitements d'images. (a) ortho-image; (b) image segmentée calculée à partir de l'image (a) (une couleur par élément); (c) modèle numérique de surface associé à l'ortho-image (a).



La figure X.1.10 (c) montre un modèle numérique de surface associé à l'ortho-image (a) par photogrammétrie. Les granules peuvent être mesurés directement en géométrie terrain et leurs caractéristiques peuvent être extraites : diamètre, taille, forme...

Dans les deux cas, il ne s'agit que de mesures de surface de granules : la photogrammétrie ou le LiDAR ne permettent pas de réaliser des mesures de sous-couches.

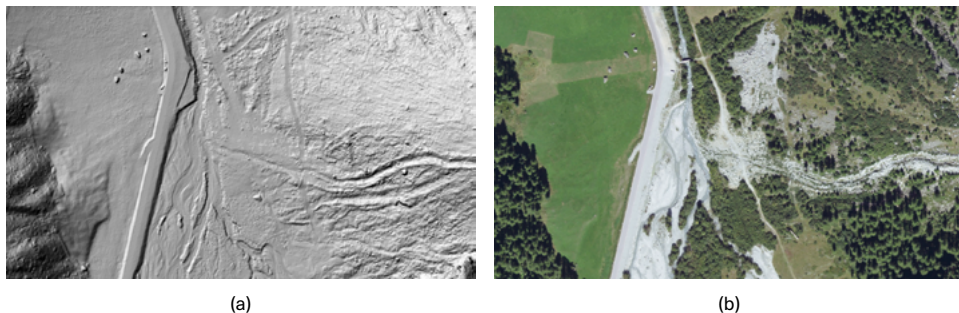
X.1.4 Les formats de données

Aujourd'hui, il existe une très grande diversité de formats de données. Pour choisir le format le plus approprié, il est essentiel de connaître le ou les logiciels d'hydraulique qui seront utilisés par la suite, car ces logiciels n'acceptent généralement qu'un nombre limité de formats en entrée.

On distingue trois grandes familles de données associées à ces formats :

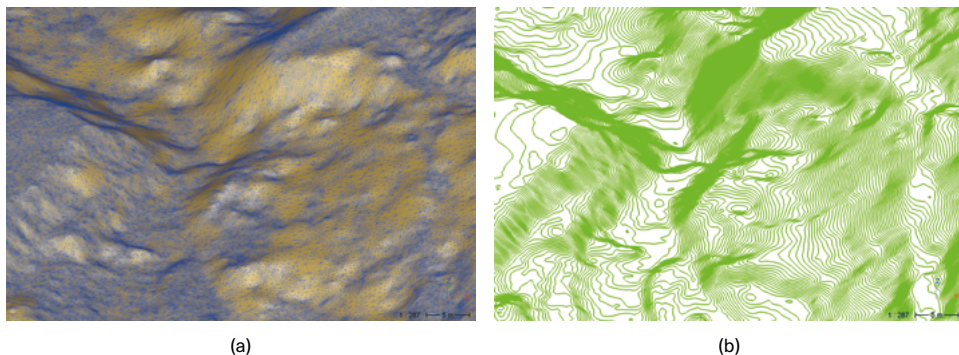
- **les données raster** [Fig. X.1.11](#) : elles sont représentées sous la forme d'une grille régulière (tableau), chaque cellule pouvant comporter une ou plusieurs valeurs. Cette grille est caractérisée par une origine, généralement située au coin supérieur gauche, et une résolution (le pas en X et en Y). Les valeurs des cellules peuvent correspondre à une altitude, exprimée en m, cm, mm, à une variation d'altitude, à une valeur de rugosité... Une orthophoto est également une donnée raster, avec trois valeurs par cellule (rouge, vert et bleu). Le principal avantage du format raster est sa structure simple, qui permet d'accéder rapidement à une zone donnée et à son voisinage ;

Fig. X.1.11 Exemples de données raster de la même zone.
(a) Modèle numérique de terrain (MNT)
(b) Orthophoto
Source : map.geo.admin.ch



- **les données vectorielles** [Fig. X.1.12](#) : elles représentent des objets géométriques (points, polygones, volumes) auxquels peuvent être associés des attributs (nom, caractéristiques). Les données stockées peuvent être des courbes de niveau, des limites de bassins versants, des talwegs... Pour ce type de données, il existe une multitude de formats, aussi bien ouverts (JSON, SQLite, PDF, XML, CSV) que propriétaires (Shapefile, DWG) ;

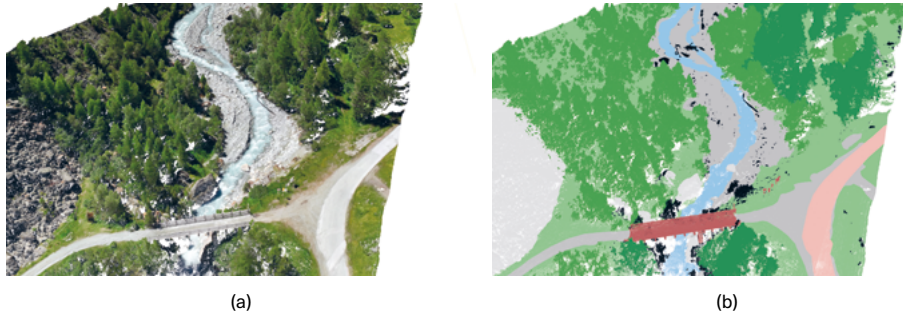
Fig. X.1.12 Exemples de données vectorielles de la même zone.
(a) Modèle numérique de terrain triangulé
(b) Courbes de niveau



- **les nuages de points** Fig. X.1.13 : ils contiennent des points issus de lasers ou de la photogrammétrie. Chaque point est stocké avec ses coordonnées et différents attributs (classification, intensité, couleur, numéro d'écho). Les formats de fichiers les plus courants sont LAS, LAZ (fichier LAS zippé), E57, CSV.

Fig. X.1.13 Exemples de nuages de points de la même zone.

(a) Nuage de points colorisé
(b) Nuage de points classifié avec une couleur par catégorie (bleu pour l'eau, gris pour le sol, vert clair pour la végétation basse, vert foncé pour la végétation haute...)



Quel que soit le ou les formats utilisés, il convient en outre de tenir compte du volume de données, car tous les logiciels ne sont pas capables de supporter un grand ensemble de données et de le traiter.

X.1.5 Bonnes pratiques et formulation de la demande

Afin d'obtenir des données correspondant à ses besoins, il est d'abord nécessaire de rédiger un cahier des charges précis qui définisse leur usage, mais sans préciser la ou les technologies à utiliser. En effet, en fonction des données à acquérir, de la zone étudiée et des contraintes existantes, l'entreprise en charge de la numérisation choisira la ou les techniques les plus appropriées. Le cahier des charges peut être établi à partir d'un questionnaire comportant les questions suivantes :

- Concernant la zone :
 - quelle est l'emprise de la zone à numériser ?
 - dans quel référentiel (relatif, absolu) les données doivent être livrées ?
- Quels sont les obstacles à lever ou devant être présents dans les données ? Rochers, murs de soutènement, végétation, grille d'égout, diamètre de conduite, routes...
- Quels sont les formats de données à livrer ?
- Quelle est la structure de données à respecter ? Est-ce que les obstacles doivent être présents dans un fichier séparé ?
- Quel(s) logiciel(s) va(vont) être utilisé(s) ?
- À quoi vont servir les données ? Calculs de pentes ? Suivi d'un chantier de renaturation ? Préétudes ? Visualisation ?

Tout ce qui est « sous-entendu », aussi bien du côté du mandant que du prestataire, risque de poser problème par la suite : il faut donc que toutes les ambiguïtés ou les évidences soient évoquées afin d'obtenir les données adaptées.

Si possible, il est recommandé de réaliser une reconnaissance sur site afin d'évaluer la topographie et le type de zone à numériser.

Bibliographie du sous-chapitre X.1

- [1] <https://www.swisstopo.admin.ch/fr/cadres-de-reference-locaux-de-la-suisse>.
- [2] Cledat, E., Seguin, M., Hangouët, J.-F., Le Bris, A., Poupée, M., *et al.*, 2025, « Lexique de la photogrammétrie », chapitre 14 du *Lexique de l'Association francophone de topographie*, 10.13140/RG.2.2.13181.47849, hal-05014014.
- [3] De Lacour, M., 2023, *Jeu de données et Deep Learning pour l'inspection des réseaux électriques par drone LiDAR*, travail de master.

La connaissance du régime hydrologique des cours d'eau est fondamentale pour toute étude de dimensionnement hydraulique, ainsi que pour les projets de renaturation, la protection contre les crues et le soutien d'étiage. Les données météorologiques et hydrométriques constituent les principales variables d'entrée et de sortie du bassin versant. Pour obtenir des mesures hydrométriques de qualité, il est nécessaire d'installer des stations de mesure capables de garantir des conditions optimales sur de nombreuses années. Cela passe par un suivi rigoureux, comprenant l'étalonnage des équipements, le suivi et le contrôle in situ, ainsi que l'analyse et la correction des données brutes.

Après avoir expliqué comment mesurer les précipitations, nous aborderons les modalités d'aménagement des stations de mesure des débits et les méthodes de mesure ponctuelle des débits. Nous nous intéresserons ensuite à la construction des courbes hauteur-débit pour une station, avant de clore ce sous-chapitre avec les techniques classiques et nouvelles de mesure des débits.

X.2.1 Données de pluie

La principale variable d'entrée dans un système hydrologique est la précipitation. La grande hétérogénéité spatiale de cette variable suppose de disposer d'un réseau pluviométrique caractérisé par une densité spatiale adéquate pour mesurer les précipitations, même les cellules orageuses les plus compactes. Dans tous les cas, les mesures pluviométriques au sol fournissent un échantillonnage ponctuel d'un phénomène étendu dans l'espace et sont donc par définition sujettes à une sous-estimation ^[1].

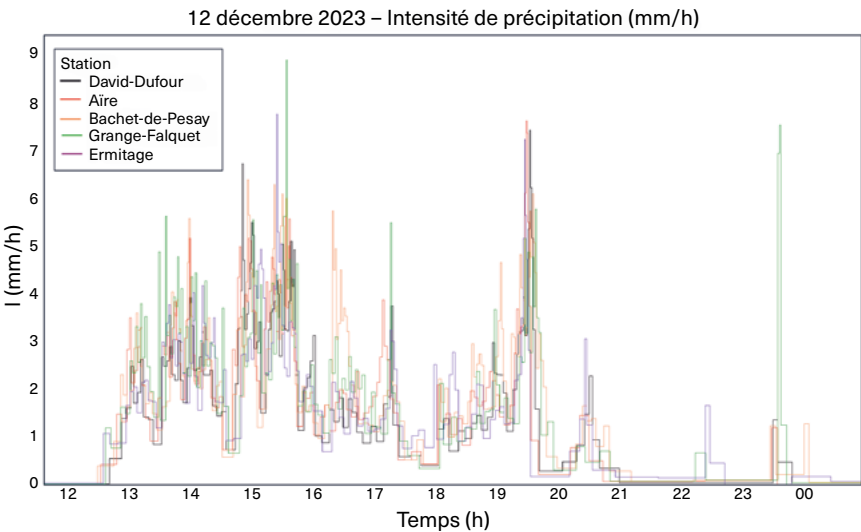
Pour établir la relation pluie-débit avec une précision suffisante, en particulier pour les débits de crue, il est fondamental de connaître le régime pluviométrique de la région. En particulier, le relief peut agir comme un catalyseur de précipitations sur une région, entraînant des phénomènes d'auto-alimentation des cellules orageuses ^[3, 13]. La création d'un réseau pluviométrique doit tenir compte de ces aspects. La relation pluie-débit peut être déterminée grâce à la modélisation hydrologique ^[11], à condition de bien connaître les précipitations en entrée et de disposer des débits de la rivière sur une période suffisamment longue pour calibrer les paramètres du modèle hydrologique. La norme UNI 17277:2020 ^[20] et le Guide to Instruments and Methods of Observation (WMO-No. 8, chapitre 6) ^[24] fixent les règles pour l'installation optimale des stations pluviométriques [Fig. X.2.1](#).

Fig. X.2.1 Pluviomètre à auget basculant, récemment installé à Essertines (canton de Genève).
Photo : Office cantonal de l'eau, Genève



La superficie du bassin en amont du tronçon de rivière faisant l'objet du projet de renaturation influence l'échelle temporelle à prendre en compte pour déterminer les pluies de projet à utiliser pour la caractérisation des débits^[17]. La résolution temporelle des précipitations doit être au moins double par rapport au temps caractéristique de réponse du bassin-versant. Pour des bassins versants de taille régionale, la fréquence horaire ou infrajournalière peut donc être suffisante, tandis que pour des bassins versants de taille moyenne à petite (à l'échelle communale, par ex.), les précipitations horaires risquent d'être insuffisantes pour caractériser correctement les débits de la rivière. Les précipitations sont alors caractérisées par leur intensité, exprimée en mm/h, plutôt que par le cumul pluviométrique.

Fig. X.2.2 Pluie d'automne à Genève, mesures d'intensité pluviométrique instantanée sur les 5 pluviomètres (David-Dufour, Aire, Bachet-de-Pesay, Grange-Falquet, Ermitage) situés au centre du canton.
Source : Office cantonal de l'eau, Genève



En l'absence de mesures pluviométriques à proximité du bassin versant du cours d'eau concerné par la renaturation, on procède à l'analyse des pluviomètres situés à proximité immédiate, qui seront caractérisés par un certain niveau de corrélation avec la pluie tombée sur le bassin d'intérêt [Fig. X.2.2](#).

Si la région est caractérisée par une homogénéité des caractéristiques pluviométriques, il est possible d'utiliser les annales statistiques des stations les plus représentatives. En particulier, les statistiques des pluies extrêmes ^[6] peuvent être représentées par les courbes Intensité-Durée-Fréquence [Fig. X.2.3](#), qui permettent de construire les pluies de projet pour une région donnée.

Fig. X.2.3 Courbes Intensité-Durée-Fréquence (IDF) Genève 2025, avec T le temps de retour [ans]. Source: Office cantonal de l'eau, Directive IDF 2025, Intensité des pluies dans la région genevoise

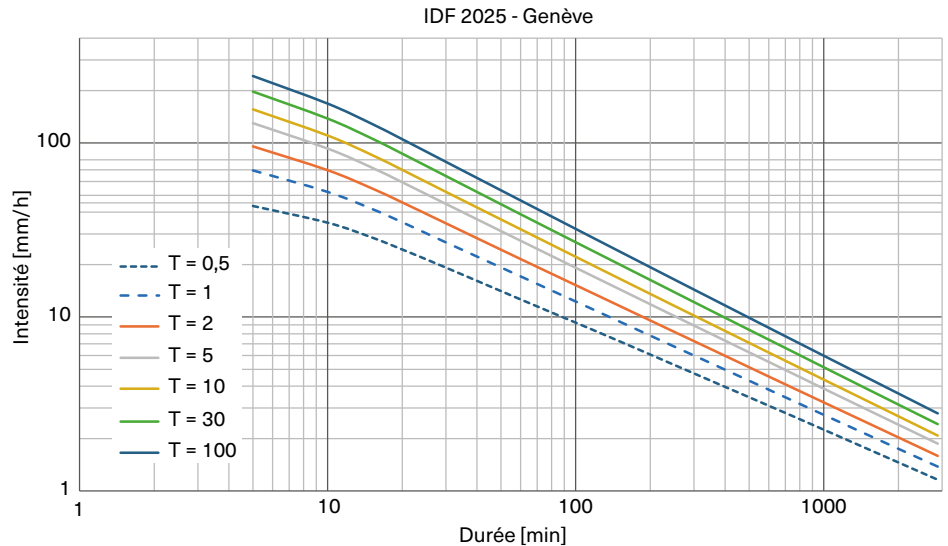
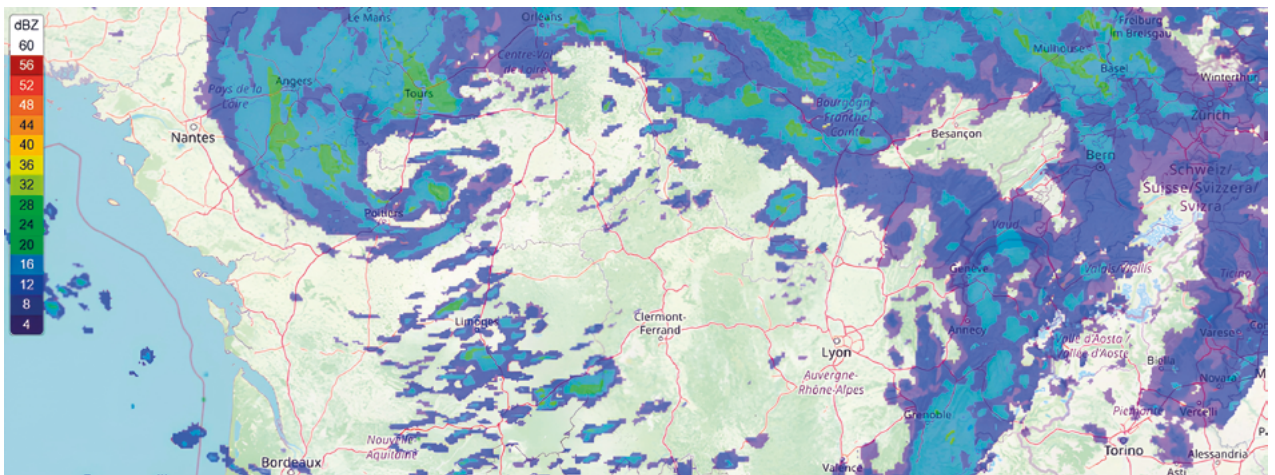


Fig. X.2.4 Radar météorologique instantané pour la région France centrale et Suisse occidentale. Le décibel Z (dBZ) est l'unité du signal radar convertible par traitement en intensité de précipitation.

Source: radareu.cz

Les données mesurées aux pluviomètres représentent un échantillonnage ponctuel d'un phénomène, la pluie au sol, qui est étendu dans l'espace. Depuis les années 2000, grâce à la disponibilité des données radar météorologiques, une représentation spatiale des précipitations [Fig. X.2.4](#) est désormais possible ^[3].



Pour plusieurs raisons, parmi lesquelles nous pouvons citer l'hétérogénéité spatiale de l'échantillonnage, la difficulté de convertir une réflectivité mesurée dans l'atmosphère en pluie au sol, ainsi que la relation incertaine entre l'intensité de la pluie et la réflectivité, sans oublier le bruit du signal, l'estimation quantitative des précipitations au sol demeure difficile. Les projets de *merging*, couplage entre les précipitations mesurées par radar et les précipitations au sol, avec des résultats très prometteurs [15], présentent des résultats mitigés dans les régions montagneuses.

X.2.2 Principes de l'hydrométrie et précision des mesures

La seule façon de connaître avec précision le régime hydrologique d'une rivière est de mettre en place une station de mesure hydrométrique dans un endroit suffisamment représentatif du tronçon du cours d'eau à étudier [12]. En analysant la relation entre les pluies et les débits, il est possible de parvenir à un modèle hydrologique capable de reproduire avec précision la réponse hydrologique du bassin versant et le débit de la rivière [18]. En l'absence de stations hydrologiques, il est possible d'avoir une idée approximative du régime hydrologique d'une rivière par l'analyse de stations sur des cours d'eau similaires. Cependant, l'incertitude dans ce cas est très élevée.

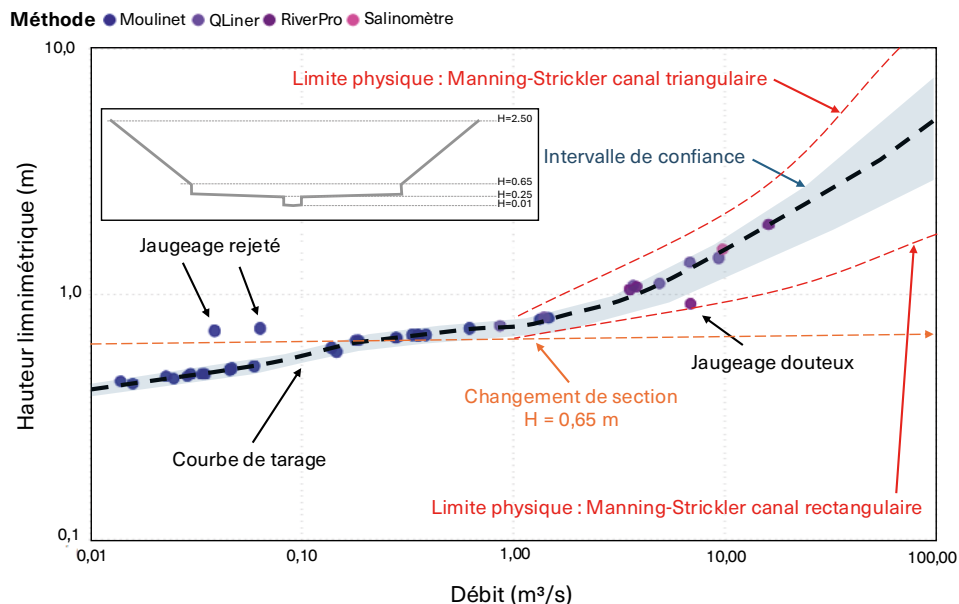
Les stations hydrométriques doivent être réalisées, dans la mesure du possible, sur un tronçon se prêtant à la mesure hydrométrique. Il doit s'agir d'un tronçon relativement rectiligne, caractérisé par des conditions hydrauliques maîtrisées pour toute hauteur d'eau, pouvant se prêter à la définition d'une relation univoque entre niveau d'eau et débit de la rivière [2]. Une section de contrôle en dur, sans végétation, est à privilégier pour limiter les variations de section liées à la saisonnalité et à l'érosion. L'aménagement de la station sur un tronçon avec une pente élevée permet de s'affranchir des changements de section liés au transport solide. Comme l'absence de végétation ou de sédimentation ne peut être exclue a priori, des visites de terrain régulières doivent être effectuées dans tous les cas. La fréquence des visites dépend de plusieurs facteurs, mais en principe elle doit être au minimum bimensuelle [21].

La construction d'une courbe de tarage hauteur-débit [Fig. X.2.5](#) est une opération itérative menée sur plusieurs années et dans diverses conditions hydrologiques. La courbe est évaluée sur la base des jaugeages réalisés sur site, qui consistent à mesurer ponctuellement le débit et à l'associer au niveau mesuré à l'échelle limnimétrique [5, 8]. La mesure de débit peut s'effectuer à l'aide de plusieurs techniques (présentées dans la section X.2.4), dans le but de créer un nuage de points reliant hauteur d'eau et débit. L'incertitude de chaque jaugeage peut être estimée en fonction de la technique utilisée et des conditions hydrauliques, mais ne peut jamais être inférieure à 10 % en raison des erreurs intrinsèques à chaque type de mesure [2].

Une courbe empirique est ensuite construite à partir des valeurs mesurées par jaugeage, sur la base d'un calage par la méthode des moindres carrés. Les lois de l'hydraulique permettent de fixer des limites inférieures et supérieures aux paramètres de cette courbe qui est, par définition, monotone croissante. Celle-ci peut être tracée par segments en fonction de la géométrie de la section, puis dûment lissée afin d'éviter des variations brusques qui pourraient générer des artefacts lors de la transformation hauteur-débit.

Les stations de mesure les plus performantes peuvent fournir une estimation du débit avec une incertitude de l'ordre de 5 %. En cas de station ne satisfaisant pas aux exigences énoncées, l'incertitude peut atteindre 50 %. Si les conditions aval ne sont

Fig. X.2.5 Construction d'une courbe hauteur-débit sur la base des jaugeages effectués et des contraintes physiques et statistiques (station Aire-Bossenailles). Méthodes utilisées: Moulinet OTT C2, OTT Qliner (ADCP), Teledyne RiverPro (ADCP), traçage par dilution de solution saline (Salino).



pas maîtrisées, il est aussi possible d'observer des effets d'hystérésis lors des cycles crue/décru, ce qui rend difficile, voire impossible, la conversion de niveau en débit avec une précision acceptable.

L'erreur dans la mesure du niveau, qui peut varier de 2 mm pour les sondes les plus précises dans des conditions de laboratoire jusqu'à 5 cm en cas de crue en raison des fortes turbulences, peut être à l'origine d'incertitudes significatives, aussi bien en phase de jaugeage qu'en phase d'exploitation d'une station hydrométrique.

X.2.3 Équipement d'une station hydrométrique crues-étiages

Les premières stations hydrométriques ont été installées initialement pour la protection contre les crues. Aujourd'hui, les stations doivent permettre de mesurer les faibles débits (étiages) et les débits en crue, mais aussi de caractériser le régime hydrologique du cours d'eau de manière fiable. Il est donc indispensable d'aménager la section de contrôle avec un dispositif capable de mesurer avec une précision suffisante le débit dans toute la gamme de valeurs possibles. La méthode la plus simple de réalisation d'une station de mesure consiste à construire un déversoir avec une section géométriquement prédéterminée, caractérisée par une chute suffisante pour provoquer une transition vers un régime torrentiel [Fig. X.2.6](#). De cette manière, on assure l'indépendance de la mesure, effectuée à l'amont du seuil, des niveaux en aval. En cas de cours d'eau à vocation piscicole, afin de garantir la connectivité longitudinale du cours d'eau, il est préférable d'aménager des canaux de mesure de type « Venturi », « Khafagi » ou « Parshall » ^[9], caractérisés par un tronçon à forte pente qui accélère le courant sans pour autant provoquer une vraie chute qui empêcherait la remontée piscicole. Ces canaux de mesure offrent une bonne précision de mesure tout en étant compatibles avec les exigences écologiques, mais sont très sensibles aux thématiques du transport solide.

Fig. X.2.6 La station de mesure Bossenailles sur l'Aire, constituée d'un canal de type Venturi pour la mesure des faibles débits.

Photo : D. Ceresetti



Les canaux et déversoirs sont normalement calibrés en sortie d'usine et permettent une mesure de précision dans les gammes de débit indiquées. Sur le terrain, les conditions géométriques et hydrologiques peuvent provoquer quelques écarts par rapport aux valeurs spécifiées en usine. Dans tous les cas, il est probable que, en crue, l'écoulement au droit du seuil de mesure soit noyé et qu'il ne soit donc pas possible d'atteindre la hauteur critique h_c (voir la section III.1.1) et, par conséquent, un régime d'écoulement torrentiel. Seules des mesures régulières du débit en crue permettent alors de disposer d'une relation hauteur-débit satisfaisante.

Une fois la typologie de canal de mesure choisie, il est nécessaire de procéder au dimensionnement de l'ouvrage [Fig. X.2.7](#). La section de contrôle doit permettre de

Fig. X.2.7 Dimensionnement et plage de mesure du nouveau déversoir mis en place sur l'Aire au pont de Praleta, permettant une mesure des faibles débits en cas de colmatage de la station Bossenailles.

Source : HEPIA

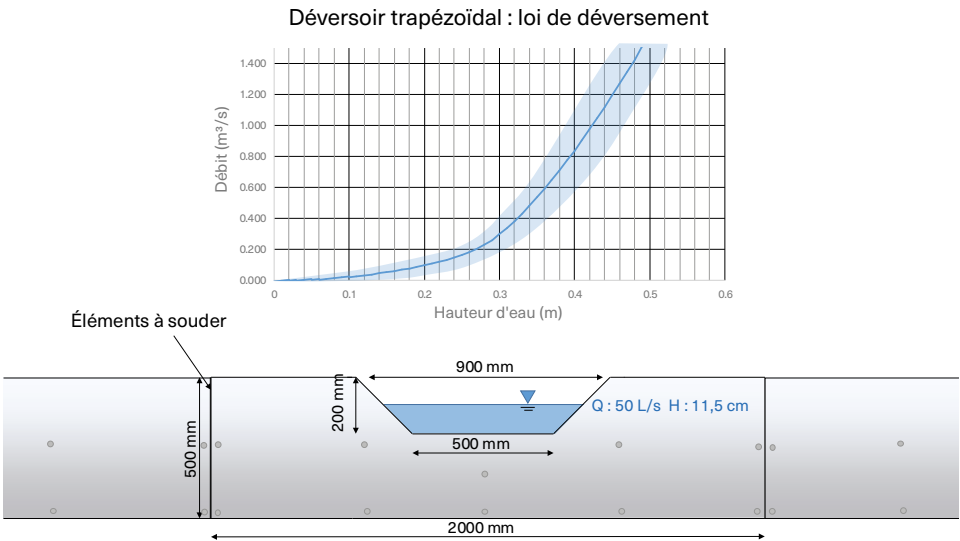


Fig. X.2.8 Vue transversale du nouveau déversoir du pont de Praleta. On observe le cône de dépression de la surface d'eau en amont de la chute, et l'écoulement à la hauteur critique au droit de la chute.

Photo: D. Ceresetti



Fig. X.2.9 Vue frontale du nouveau déversoir trapézoïdal du pont de Praleta, réalisé par adaptation d'un ancien seuil en béton.

Photo: D. Ceresetti



mesurer le niveau avec une précision suffisante, en particulier pour les faibles débits (aux alentours du débit d'étiage). Ceci peut s'obtenir par la création d'une cunette centrale calibrée. Au-delà du niveau pleine section de la cunette centrale ou du canal jaugeur, la précision de mesure sera inférieure. Les dispositifs doivent pouvoir résister aux crues et garantir que l'écoulement dans la cunette centrale soit privilégié. L'ancrage des dispositifs dans les talus de la rivière doit donc être conçu avec une attention particulière. En cas de risque d'écoulement de subsurface dans un lit naturel, il est indispensable d'étanchéifier la fondation du seuil afin de forcer l'eau à remonter en surface.

Une fois la station de mesure aménagée, il est indispensable de laisser le temps à la rivière d'atteindre une situation de relative stabilité morphologique. Après quelques événements de crue marquants, il sera possible de commencer les mesures.

Comme il n'est pas possible de mesurer directement le débit, on installe généralement à l'amont de l'ouvrage calibré un dispositif de mesure du niveau, tel qu'un capteur de pression ou un capteur de niveau (ultrason ou radar). La mesure de niveau doit s'effectuer suffisamment en amont par rapport au cône de dépression de la ligne d'eau engendrée par l'augmentation de la vitesse.

D'autres techniques hydrométriques font appel à une sonde Doppler de vitesse couplée à une sonde de niveau. Avec ce système, il est possible de mesurer la vitesse du courant au sein d'un bulbe caractérisé par un volume défini, ou alors le long d'une ligne traversant la rivière (cordes de vitesse) ^[7]. Sur un tronçon en conduite, on peut également installer des débitmètres électromagnétiques.

Grâce aux développements technologiques récents, il est désormais possible d'estimer en temps réel le niveau et la vitesse de surface de l'eau, en équipant les stations de

capteurs vidéo (techniques PIV, *Particle Image Velocimetry*) [4], ou en effectuant des mesures par drone ou satellite [20, 21]. Des extrapolations permettent de déterminer la vitesse moyenne du courant à partir de la vitesse de surface, puis d'en déduire le débit en multipliant cette vitesse par la surface.

X.2.4 Techniques classiques et récentes de jaugeage

Les méthodes d'estimation de débit d'une rivière associées à la mesure du niveau à l'échelle limnimétrique prennent le nom de « jaugeages » [5]. Le débit des rivières peut être estimé expérimentalement au moyen de quatre méthodes [Fig. X.2.12](#) :

1. par l'estimation du volume écoulé dans une unité de temps ;
2. par l'estimation de la vitesse moyenne multipliée par la surface mouillée ;
3. par l'estimation du taux de dilution d'une solution dans l'eau ;
4. par l'utilisation d'obstacles ou dispositifs calibrés.

Estimation du volume écoulé dans une unité de temps

L'estimation du débit peut s'effectuer au droit d'une chute dans le cours d'eau, à l'aide d'un conteneur calibré dont on mesure le remplissage avec un chronomètre. En étiage, cette méthode fonctionne avec succès au moyen d'un seau de volume connu.

Similaires à la technique du seau, les méthodes utilisant des pompes calibrées permettent de mesurer le débit à l'amont d'un seuil plus important.

Estimation de la vitesse moyenne du courant multipliée par la surface

Les méthodes basées sur l'estimation de la vitesse moyenne multipliée par la surface mouillée sont les plus nombreuses [8, 16]. Les premiers courantomètres à axe vertical, puis horizontal, ont été réalisés au milieu du XIX^e siècle. Ils sont encore utilisés aujourd'hui en rivière. Ils consistent à mesurer la vitesse ponctuelle sur une ligne transversale du cours d'eau, choisie avec soin (lignes d'eau parallèles, tronçon droit, absence de retours de courant, hauteur d'eau suffisante). En partant de la rive gauche, on se déplace à des distances prédéterminées sur le transect et on mesure la vitesse sur plusieurs profondeurs. Grâce à des logiciels [Fig. X.2.10](#), on peut ensuite déterminer une moyenne pondérée des vitesses, en tenant compte de la surface attribuée à chaque mesure et des extrapolations nécessaires pour intégrer les effets de bords (équations paraboliques prédéterminées).

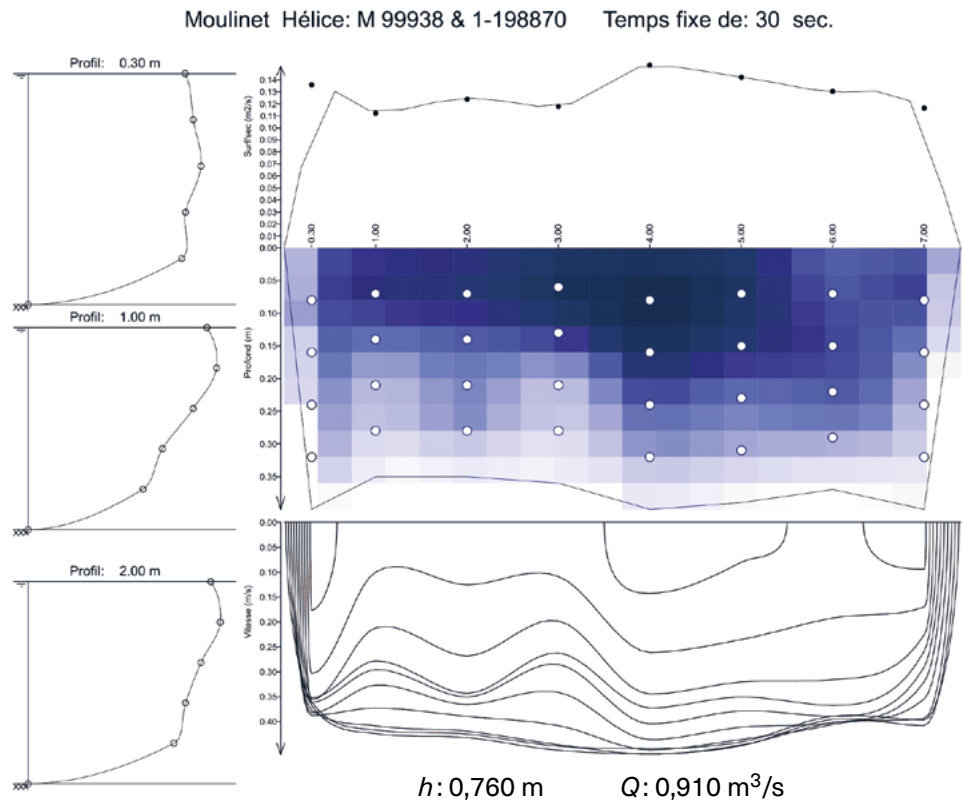
Pour les rivières d'importance caractérisées par de forts débits, les mesures peuvent s'effectuer depuis un pont ou un téléphérique au moyen de courantomètres de plus grande taille, manœuvrés par des dispositifs électromécaniques (surnommés « saumons »).

Aujourd'hui, les moulinets mécaniques ont été remplacés par des courantomètres électromagnétiques, qui s'utilisent de la même manière mais qui sont mieux adaptés aux faibles hauteurs d'eau et vitesses.

Le tube de Pitot est encore employé de nos jours pour estimer les vitesses au droit des cunettes durant les étiages. La mesure de la vitesse est effectuée par calcul direct de

Fig. X.2.10 Traitement du jaugeage du 3 février 2015 à la station Aire-Bossenailles à l'aide du logiciel DeJauM (dépouillement de jaugeages au moulinet), avec profils verticaux et vitesse (plage de couleur bleue) au sein de la section transversale.

Source : Office cantonal de l'eau, Genève



la hauteur cinétique d'un courant à l'aide d'un tuyau coudé. Des vitesses de 0,3 jusqu'à 2 m/s peuvent être mesurées avec une précision acceptable et une facilité extrême.

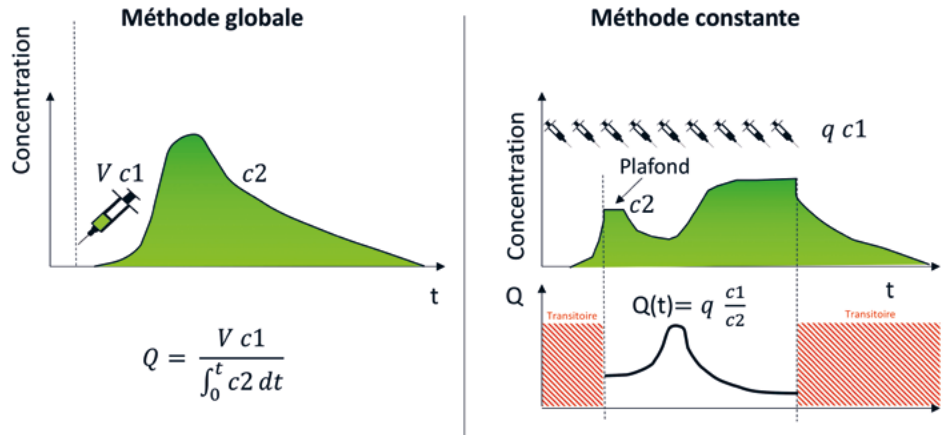
Pour la mesure en crue, le bateau ADCP (*Advanced Doppler Current Profiler*)^[22] permet de mesurer la vitesse au sein du courant en déplaçant un bateau depuis un pont ou un téléphérique sur une section transversale du cours d'eau. Grâce à cette méthode, il est possible d'effectuer plusieurs traversées de rivière en peu de temps et donc d'obtenir une estimation de l'erreur de mesure, puisque la mesure est répétée un grand nombre de fois. Cette technique peut être utilisée en crue à condition que la turbidité de la rivière ne gêne pas la mesure du fond du lit.

Les mesures PIV (*Particle Image Velocimetry*)^[10], basées sur l'imagerie vidéo, consistent à détecter la vitesse de déplacement des objets dans l'eau. Grâce aux avancées technologiques, et notamment aux progrès en *machine learning*, ces mesures sont devenues accessibles au grand public. Bien que les résultats soient entachés d'une incertitude importante, étant donné que la mesure de vitesse est limitée à la surface, ils peuvent être exploités avec succès pour les jaugeages en crue, lorsque l'accès à la rivière est dangereux et que les mesures depuis un pont risqueraient d'endommager les équipements.

Estimation du taux de dilution d'une solution dans l'eau

Les méthodes de traçage par dilution [Fig. X.2.11](#) constituent des solutions intéressantes et à faible coût pour estimer le débit d'une rivière, notamment dans le cas de régimes

Fig. X.2.11 Principes du traçage par dilution.



turbulents. Elles consistent à injecter dans la rivière, en amont, une masse de traceur connue, puis d'évaluer sa concentration en aval. Le rapport entre la masse initiale et la somme des concentrations observées au cours du temps fournit le taux de dilution et donc le débit.

Il existe deux méthodes :

1. **méthode globale** : une masse de traceur est injectée ponctuellement, puis on observe le degré de dilution ;
2. **méthode constante** : une concentration constante de traceur est injectée dans le cours d'eau en amont. Une fois le plateau atteint, il est possible de relier les changements de débit aux changements de la concentration de traceur.

Trois types de traceurs peuvent être employés, chacun reposant sur un principe physique différent.

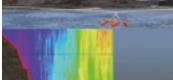
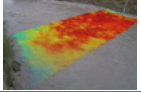
- a. Les **traceurs salins**, tels que le sel de cuisine, constituent une solution peu coûteuse. Ils sont mesurés à l'aide d'un capteur de conductivité qui permet d'évaluer la salinité et donc, après correction de la température, le taux de dilution, inversement proportionnel au débit. En raison de la salinité naturelle des cours d'eau, de grandes quantités de ce type de traceur sont nécessaires. De ce fait, cette méthode est préférable pour les mesures en étiage.
- b. Les **traceurs fluorescents**, comme l'uranine (fluorescéine) ou le naphthionate de sodium, sont mesurés au moyen d'un capteur de type optique, ce qui permet de détecter des concentrations invisibles à l'œil nu (quelques parties par milliard). Cette technique offre le grand avantage de pouvoir réaliser des jaugeages par dilution en crue avec quelques grammes de produit seulement. Cependant, elle présente aussi divers inconvénients : manipulation délicate des substances chimiques, toxicité relative des composés pour la faune piscicole, instabilité des solutions qui se décomposent rapidement, sensibilité au pH, à la température de l'eau et aux conditions d'ensoleillement, et coût des substances et des capteurs.
- c. Les **traceurs radioactifs**, courants dans les années 1970, sont aujourd'hui utilisés pour des applications très ponctuelles en recherche hydrogéologique. Les capteurs dans ce cas sont de type Geiger-Müller.

Estimation du débit au moyen d'obstacles ou dispositifs calibrés

Ces méthodes utilisent des dispositifs portatifs pour mesurer le débit. Sur des tronçons canalisés, la pose d'une plaque métallique calibrée avec une ouverture en V, ou d'une plaque avec un orifice calibré, ou encore d'un obstacle vertical obturant une partie de la section, permet d'obtenir une estimation du débit par simple mesure du niveau d'eau. Ces méthodes sont très employées dans les canalisations et les eaux usées ; elles peuvent aussi être appliquées dans les cours d'eau, notamment en période d'étiage.

Synthèse des méthodes de jaugeage

Tab. X.2.1 Comparaison des principales méthodes de jaugeage.

MÉTHODE		Principe	Écoulement		Plage de débit				Précision	Sécurité	Impact sur l'environnement
			Fluvial	Torrentiel	0-10 l/s	10-100 l/s	100-1000 l/s	> 1000 l/s			
Seau		Volume dans le temps	✓						++	+/-	
Ouvrages calibrés		Débit par niveau au droit d'un ouvrage calibré		✓					+	+/-	
Moulinet		Vitesse hélice x Surface de la section	✓						+/-	-	
Saumon		Vitesse hélice x Surface de la section	✓						+/-	-	
Courantomètre EM		Vitesse par flux électromagnétique x Surface de la section	✓						+/-	+/-	
Traçage au sel		Dilution d'un traceur ponctuel ou concentration const.		✓					+	+/-	-
Traçage fluo		Dilution d'un traceur ponctuel ou concentration const.		✓					+/-	-	--
ADCP (Profileur de vitesse Doppler)		Vitesse par doppler x Surface de la section	✓						+	+	
PIV (Particle Image Velocimetry)		Extrapolation de la vitesse de surface x Surface de la section		✓					-	++	

Application : traçage par dilution de fluorescéine sur l'Allondon (méthode globale)

Le traçage par fluorescence [Fig. X.2.12](#) permet d'effectuer des mesures de débit par dilution en utilisant très peu de matière. Quelques grammes de fluorescéine (appelée aussi uranine) suffisent, comparativement aux plusieurs kilos de sel nécessaires pour les jaugeages salins. La fluorescéine étant absente dans la nature, il est possible de mesurer des concentrations de l'ordre des ppb (parties par milliard). Le seuil des capteurs optiques est de l'ordre de 10 ppb, alors que le seuil de visibilité humaine est d'environ 20 ppm (parties par million), permettant de réaliser des mesures sans nuisances particulières pour la rivière.

Fig. X.2.12 Le nuage d'uranine à quelques mètres du point d'injection.

Photo : D. Ceresetti



Fig. X.2.13 Calibration in situ d'une sonde fluorimétrique avec eau de rivière.

Photo : D. Ceresetti



Toutefois, cette technique présente aussi des inconvénients, parmi lesquels le coût des appareils de mesure (ici, GGUN FL de Albillia Sàrl), l'instabilité de l'uranine en solution dans le temps et en fonction des agents atmosphériques, l'absorption de la matière fluorescente par les matières en suspension, ainsi que la variabilité de la réponse optique en fonction de la température et du pH de l'eau. Tout cela implique d'effectuer une calibration in situ [Fig. X.2.13](#) avec une solution de concentration prédéterminée (100 ppb), afin d'ajuster la concentration d'uranine mesurée lors du jaugeage.

Bibliographie du sous-chapitre X.2

- [1] De Michele, C., Kottegoda, N. T., Rosso, R., 2001, « The derivation of areal reduction factor of storm rainfall from its scaling properties », *Water Resources Research*, 37.
- [2] Domeneghetti, A., Castellarin, A., Brath, A., 2012, « Assessing rating-curve uncertainty and its effects on hydraulic model calibration », *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(4), p. 1191-1202.
- [3] Foresti, L., Sideris, I. V., Panziera, L., Nerini, D., Germann, U., 2018, « A 10-year radar-based analysis of orographic precipitation growth and decay patterns over the Swiss Alpine region », *Quarterly Journal of the Royal Meteorology Society*, 144.
- [4] Hauet, A., Creutin, J. D., Belleudy, P., 2008, « Sensitivity study of large-scale particle image velocimetry measurement of river discharge using numerical simulation », *Journal of Hydrology*, 349.
- [5] Herschy, R. W., 2008, *Streamflow Measurement*, 3^e édition, CRC Press.
- [6] Hubert, P., 2010, *Hydrologie statistique: méthodes et applications*, rapport BRGM.
- [7] International Organization for Standardization, 2022, ISO 4359:2022, Flow measurement structures – Rectangular, trapezoidal and U-shaped flumes.
- [8] International Organization for Standardization, 2017, ISO 6416:2017, Hydrometry – Measurement of discharge by the ultrasonic transit time (time of flight) method.
- [9] International Organization for Standardization, 2007, ISO 748:2007, Hydrometry – Measurement of liquid flow in open channels using current-meters or floats.
- [10] Le Coz, J., Hauet, A., Pierrefeu, G., Dramais, G., Camenen, B., 2010, « Performance of image-based velocimetry (LSPIV) applied to flash-flood discharge measurements in Mediterranean rivers », *Journal of Hydrology*, 394(1-2), p. 42-52.
- [11] McCuen, R. H., 2016, *Hydrologic Analysis and Design*, 4^e édition, Pearson.
- [12] Moramarco, T., Barbetta, S., Melone, F., Singh, V. P., 2014, « Stage-discharge relationship in open channels: A revisit », *Advances in Water Resources*, 61, p. 29-37.
- [13] Muste, M., Yu, K., Fujita, I., Hauet, A., 2011, « Large-scale particle image velocimetry for measurements in riverine environments », *Water Resources Research*, 47(7).
- [14] Napoli, A., Crespi, A., Ragone, F. et al., 2019, « Variability of orographic enhancement of precipitation in the Alpine region », *Scientific Reports*, 9, 15352, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49974-5>.
- [15] Overeem, A. et al., 2024, « Merging with crowdsourced rain gauge data improves pan-European radar precipitation estimates », *Hydrology and Earth System Sciences*, 28.
- [16] Pelletier, P. M., 2014, « Hydrometric uncertainty: The example of flow measurement by the velocity-area method », *Hydrological Sciences Journal*, 59(5), p. 848-861.
- [17] Shaw, E. M., Beven, K. J., Chappell, N. A., Lamb, R., 2010, *Hydrology in Practice*, 4^e édition, CRC Press.
- [18] Solomatine, D., Ostfeld, A., 2008, « Data-driven modelling: some past experiences and new approaches », *Journal of Hydroinformatics*, 10(1), p. 3-22.
- [19] Tauro, F., Pagano, C., Porfiri, M., 2017, « Hydrological monitoring by unmanned aerial vehicles », *Water*, 9(3), 200.
- [20] Tauro, F., Porfiri, M., Grimaldi, S., 2016, « Surface flow measurements from drones », *Journal of Hydrology*, 540, p. 240-245.
- [21] Ente Nazionale Italiano di Unificazione, 2020, UNI 17277:2020, Normes pour l'installation et la maintenance des stations hydrométriques.
- [22] U.S. Geological Survey, 2016, *Techniques and Methods, Streamflow Measurements Using Acoustic Doppler Current Profilers*.
- [23] World Meteorological Organization, 2012, *Guide to Hydrological Practices*, vol. I et II, WMO-No. 168.
- [24] World Meteorological Organization, 2018, *Guide to Instruments and Methods of Observation*, WMO-No. 8.

Si on devait établir la carte d'identité d'un cours d'eau, la granulométrie occuperait une place centrale. La distribution de la taille des grains qui la compose et leur organisation spatiale à la surface du lit sont des éléments constitutifs de sa morphologie. De plus, la composition granulométrique de la mosaïque sédimentaire des rivières et sa variabilité conditionnent la répartition de l'habitat de nombreux organismes aquatiques. Mais la granulométrie est aussi au cœur des équations régissant le fonctionnement hydro-sédimentaire des cours d'eau, à savoir l'équation de frottement qui décrit la dissipation d'énergie au contact du lit et permet d'établir les paramètres hydrauliques (hauteur, vitesse, contrainte), et l'équation de transport qui utilise ces données hydrauliques pour les traduire en flux de sédiments. Ces équations sont en effet extrêmement sensibles à la granulométrie : sa détermination est donc primordiale. Ce sous-chapitre présente une méthodologie pour établir une courbe granulométrique. Si son principe est relativement simple, sa mise en œuvre n'est pas triviale en raison de la forte variabilité spatiale et temporelle des sédiments composant les lits des cours d'eau.

X.3.1 Granulométrie des cours d'eau

Cette section a pour but d'amener le lecteur à réfléchir à ses objectifs et à analyser le cours d'eau avant d'organiser une campagne de mesures granulométriques.

Une granulométrie pour quoi faire ?

Il existe plusieurs façons de définir le compartiment sédimentaire d'un cours d'eau, et cette définition est souvent étroitement liée aux objectifs de l'étude. Le plus simple est souvent de faire la distinction entre granulométrie de surface et granulométrie de sous-surface. Les cours d'eau développent ce que l'on appelle une armure, c'est-à-dire une couche grossière et mobile de surface^[15] qui résulte d'un phénomène naturel de migration des particules fines dans la matrice [Fig. X.3.1a](#), à ne pas confondre avec le *pavage*. Certaines approches privilégient la granulométrie de sous-surface plutôt que celle de surface, arguant qu'elle est plus proche de la granulométrie transportée^[4]. Mais ces approches ont rencontré un succès très limité car, comme on le verra plus loin, cette granulométrie de sous-surface est extrêmement difficile à mesurer.

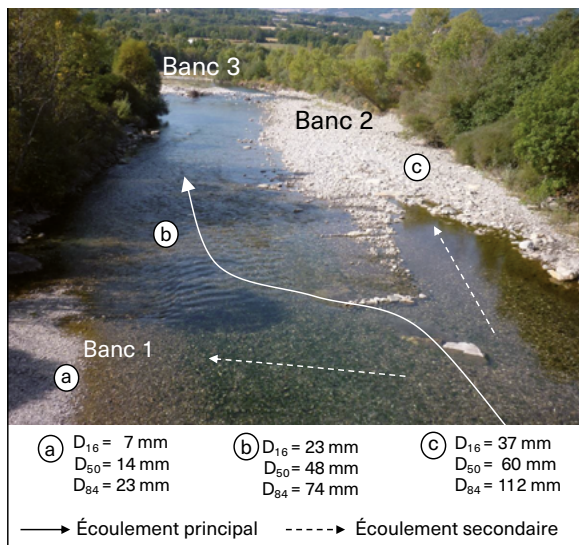
Le phénomène de tri s'opère aussi dans le sens de l'écoulement. À l'échelle du cours d'eau, on observe en général un affinement des matériaux vers l'aval, dû à un

Pavage

Couche de surface immobile résultant d'une érosion du lit jusqu'à la pente de non-transport, par suite d'une perturbation (souvent anthropique, comme en aval des barrages).

Fig. X.3.1 À gauche, tri vertical: phénomène d'armure avec des sédiments grossiers recouvrant des sédiments fins. À droite, tri longitudinal sur des bancs du Drac, en France ^[19]. Photos: A. Recking

transport sélectif des plus fins ainsi qu'au phénomène d'abrasion. Suivre ces processus nécessite un protocole adapté car la variabilité de la granulométrie peut être très forte localement. Pour cela, on cherche à mettre à profit la relation qui existe généralement entre granulométrie et morphologie, en se focalisant par exemple sur les têtes de banc [Fig. X.3.1b](#).



Si on mesure la granulométrie des cours d'eau, c'est principalement parce qu'elle constitue une donnée d'entrée essentielle pour les calculs hydrauliques et de transport solide. Dans ce contexte, on s'attachera à mesurer la partie du lit la plus représentative. On pense naturellement à la zone en eau, où se trouve l'écoulement, mais elle est généralement inaccessible à la mesure. C'est pourquoi on effectue toujours ces relevés sur les bancs hors d'eau ^[1], dont la granulométrie reflète celle des zones en eau dans le cas des grandeurs moyennes ^[6]. Cependant, cette granulométrie présente une variabilité spatiale bien plus importante, ce qui rend les mesures plus complexes.

Prendre le temps de « lire » le lit du cours d'eau

Le lit d'une rivière alpine est souvent organisé en une série de formes emboîtées, à des niveaux plus ou moins élevés, qui résultent d'une succession de crues, chacune privilégiant spatialement le dépôt de sédiments grossiers ou fins selon la force des écoulements. Avant de se lancer dans une campagne de mesure, il est donc important de bien « lire » le lit du cours d'eau, afin de hiérarchiser les unités granulométriques et de les associer éventuellement à des types d'écoulement.

Il n'est pas rare d'observer, sur les points hauts, des concentrations de blocs déposés par des crues extrêmes à très forte énergie. A contrario, sur les bancs moins élevés, soumis aux débordements fréquents du lit principal, on peut voir des concentrations de sables [Fig. X.3.2](#) qui résultent d'un transport préférentiel de cette granulométrie fine par des écoulements à faible énergie. On peut en général suivre à l'œil le parcours de ces écoulements par les formes laissées dans la matrice.

Fig. X.3.2 À gauche: la granulométrie du compartiment en eau est en général inaccessible à la mesure. C'est pourquoi on mesure sur les bancs, à sec. À droite: organisation des sédiments en « patches » sédimentaires.

Photos: A. Recking



L'étude du processus de transport (charriage ou suspension) peut également faciliter l'analyse du lit. Les sédiments grossiers sont transportés par charriage. Les sables sont parfois appelés « passagers clandestins du transport » car leur taille leur permet de prendre part à la fois au charriage et à la suspension. Selon le mode de transport, leur organisation spatiale sur le lit sera différente: diffuse, par « patches » [Fig. X.3.2 droite](#), ou associée à des formes. Les sédiments fins (argiles, limons) sont transportés par suspension; leur présence sur un lit (par « plaquage ») résulte souvent d'une décantation de fin de crue, ou d'une lame d'eau débordante. Ils seront donc à exclure de la mesure si l'objectif est l'étude du charriage.

Il faut aussi noter que les équations de transport solide ont été établies pour des sections de rivière dites autoformées, c'est-à-dire dont la géométrie résulte directement du transport solide que l'on cherche à estimer, en fonction de l'hydrologie du cours d'eau. C'est généralement le cas des sections alluviales. Dans les torrents, la situation est plus complexe. Il peut être nécessaire de distinguer deux populations granulométriques: l'une constituée de blocs immobiles qui contribuent à la rugosité du lit (pour le calcul de l'hydraulique) et l'autre composée de sédiments meubles, présents dans des zones de dépôt privilégiées (par ex. les berges, les zones de replat naturelles, ou les pièges à sédiments), qui participent au transport ^[5]. Si un cours d'eau de montagne alterne zones alluviales et zones pentues à blocs ou à fond rocheux, ces dernières agissent comme des « tubes », transitant efficacement les sédiments d'une zone alluviale vers la suivante.

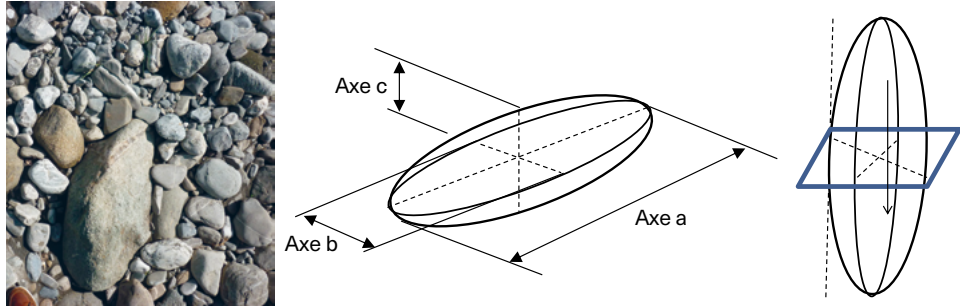
X.3.2 Courbe granulométrique

Si, sur certains cours d'eau, on peut observer une quasi-uniformité du matériau en place (par ex. pour les lits de sables), chacun a pu constater que les lits des cours d'eau alpins s'apparentent plus à une mosaïque texturale, où des zones sableuses côtoient des zones à graviers, à cailloux, voire à blocs [Fig. X.3.1](#). Dans cette section, on va chercher à décrire cette complexité: comment l'interpréter pour établir des stratégies de mesure, mais aussi comment la résumer par des variables manipulables dans les analyses morphologiques et les calculs.

Construction de la courbe

Il convient de commencer par la définition d'une courbe granulométrique. Un lit de cours d'eau est un assemblage de particules minérales, que l'on appellera « grains » par la suite. On a l'habitude de caractériser ces grains par un diamètre D , mais en réalité chacun d'eux a plutôt la forme d'un ovoïde pouvant être décrit par ses trois axes [Fig. X.3.3](#). L'axe a est le plus grand (correspondant à l'élongation du grain), l'axe c est le plus petit (correspondant à l'aplatissement du grain). L'axe intermédiaire b est celui qui va nous intéresser pour la mesure, car c'est lui qui contrôlera le passage du grain dans un gabarit. Ainsi, à chaque fois qu'on caractérisera un grain par son diamètre D , on fera référence à l'axe b .

Fig. X.3.3 Le lit est un assemblage de grains. Chaque grain peut être assimilé à un ovoïde, caractérisé par trois axes : a , b et c (avec $a > b > c$). L'axe intermédiaire b est l'axe limitant lorsqu'on veut faire passer le grain dans un gabarit (à droite sur la figure).



En fonction du diamètre, on parlera de silts ($D < 0,02$ mm), de sable ($0,02 < D < 2$ mm), de gravier ($2 < D < 20$ mm), de cailloux ($20 < D < 200$ mm) ou de blocs ($D > 200$ mm). À noter qu'en plus du diamètre, un grain se définit aussi par sa densité, généralement comprise entre 2500 et 2700 kg/m³ pour les roches granitiques ou calcaires. Pour un mélange de matériaux, avec des espaces entre les grains (porosité), la densité « apparente » est plutôt de l'ordre de 2000 kg/m³.

Lorsque ce diamètre a été défini pour chaque grain composant l'échantillon, il faut trouver un moyen de résumer cette information. Pour cela, on considère la nature logarithmique des distributions granulométriques pour définir le paramètre tel que :

$$\Psi = \frac{\log(D)}{\log(2)} \quad (1)$$

soit

$$D \text{ (mm)} = 2^{\Psi} \quad (2)$$

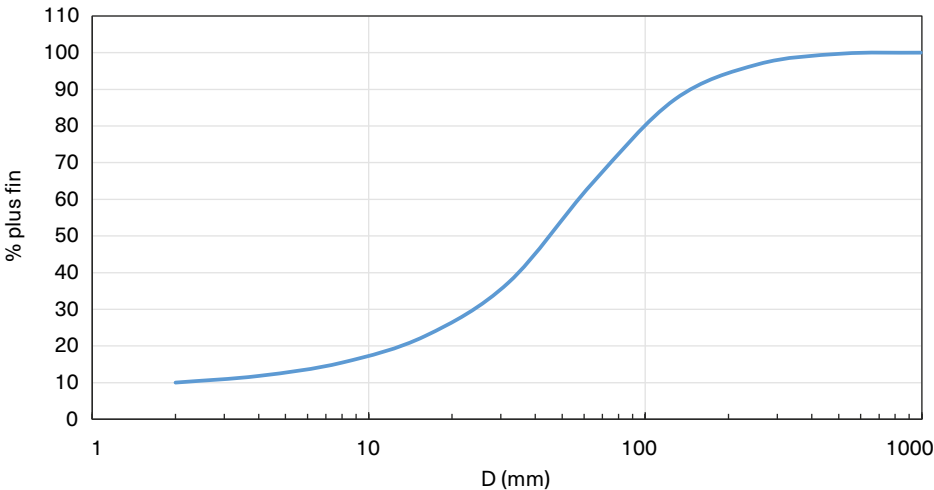
La distribution arithmétique des valeurs de Ψ (ou $0,5 \Psi$) permet de définir des classes comme présenté sur la figure X.3.4. Dans un second temps, on comptabilise le nombre d'individus présents dans chaque classe. Lorsqu'on exprime ce résultat en pourcentages cumulés, on obtient la distribution granulométrique [Tab. X.3.1](#).

Il est d'usage de tracer la courbe granulométrique avec les diamètres D reportés en millimètres sur un axe x en échelle logarithmique (ou en échelle arithmétique si D est remplacé par Ψ), et les fréquences cumulées reportées sur l'axe y en échelle arithmétique, ce qui donne la forme typique en S [Fig. X.3.4](#).

Tab. X.3.1 Composition granulométrique des sédiments de la rivière Séveraisse (France).

ψ	D (mm)	Classe (mm)	Fraction f_i	Cumul $\sum f_i$	Cumul en %
1	2	0-2	0,10	0,10	10,00
2	4	2-4	0,02	0,12	11,82
3	8	4-8	0,04	0,15	15,45
4	16	8-16	0,07	0,23	22,73
5	32	16-32	0,15	0,37	37,27
6	64	32-64	0,27	0,64	64,21
7	128	64-128	0,23	0,87	87,27
8	256	128-256	0,10	0,97	96,85
9	512	256-512	0,03	1,00	99,72
10	1024	412-1024	0,00	1,00	100,00

Fig. X.3.4 Courbe granulométrique de la rivière Séveraisse (France).



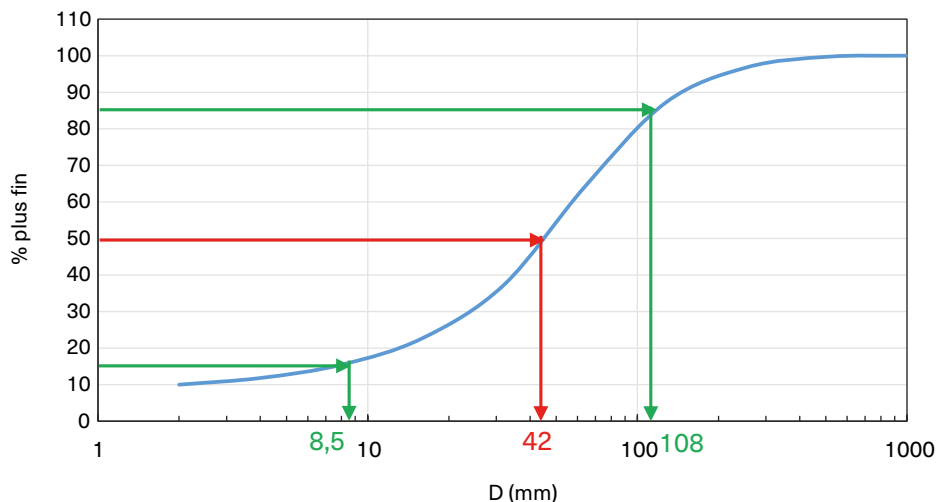
Il est important de noter que si les valeurs de diamètre sont exprimées en millimètres, elles doivent toujours être en mètres dans les équations.

Quantiles et paramètres de dispersion

Une courbe étant une suite de valeurs, elle n'est pas facilement manipulable ; c'est pourquoi on la résume souvent à des quantiles. Le premier quantile est le diamètre médian D_{50} , tel que 50 % des matériaux de l'échantillon ont un diamètre inférieur à cette valeur. Par exemple, sur la figure X.3.5, D_{50} a pour valeur 42 mm.

Mais cette valeur médiane n'est qu'une partie de l'information. Dans une granulométrie dite uniforme, l'ensemble des diamètres sera très proche de la médiane (comme pour des graviers bien triés). En revanche, dans une granulométrie dite étendue, ce qui

Fig. X.3.5 Courbe granulométrique de la rivière Séveraisse avec les quantiles D_{16} , D_{50} et D_{84} .



est généralement le cas en rivière alpine (ou comme sur la figure X.3.1), les valeurs extrêmes (dans les fins ou les grossiers) seront très éloignées de la médiane : il faut donc pouvoir, en plus de la médiane, caractériser l'étendue de la distribution. Pour cela, on calcule d'abord les diamètres D_{16} (tel que 16 % des matériaux de l'échantillon ont une taille inférieure à ce diamètre) et D_{84} (tel que 84 % des matériaux de l'échantillon ont une taille inférieure à ce diamètre), qui valent respectivement 8,5 mm et 108 mm sur la figure X.3.5. Ces quantiles D_{16} et D_{84} , utilisés par convention, représentent une distance égale à ± 1 écart-type autour de la médiane dans une distribution normale [3]. Outre ces quantiles, il peut aussi être très utile de préciser la valeur de la fraction en sable, notée F_s .

D'autres métriques [2] sont également utilisées pour caractériser l'étendue ou la dispersion de la courbe granulométrique, telles que :

$$\sigma = \sqrt{\frac{D_{84}}{D_{16}}} \quad (3)$$

ou encore :

$$\sigma = 0,5 \left(\frac{D_{84}}{D_{50}} + \frac{D_{50}}{D_{16}} \right) \quad (4)$$

Dans le cas d'une granulométrie uniforme, σ sera proche de 1, alors que pour une granulométrie étendue, σ sera supérieur à 2, pouvant même dépasser 5.

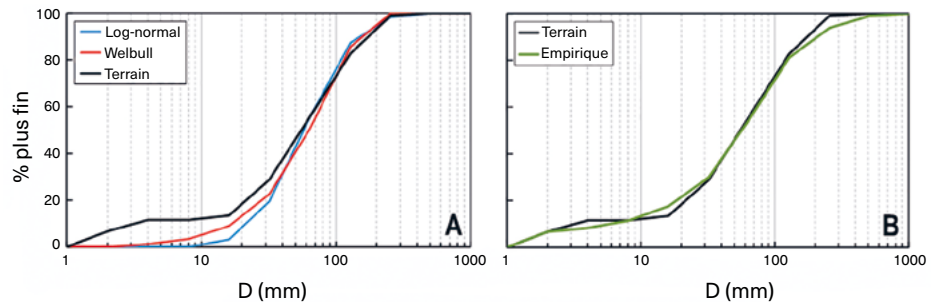
Quelques résultats utiles

Depuis longtemps, les chercheurs ont observé que la taille des grains dans les sédiments fluviaux suit une distribution asymétrique, de type logarithmique. En particulier, les distributions log-normale et de Weibull (souvent utilisées pour décrire la fragmentation des roches) semblent bien adaptées [21]. Ces lois sont caractérisées par

leur tendance centrale et un paramètre de dispersion. On observe cependant que des écarts à ces distributions apparaissent pour les distributions bimodales [Fig. X.3.6A](#).

La granulométrie est un paramètre clé en géomorphologie fluviale. De fait, on dispose aujourd'hui de jeux de données^[20] très riches, collectées sur de nombreuses rivières à gravier à travers le monde (voir <https://www.bedloadweb.com/>). En analysant ces données, on constate de fortes similitudes, caractérisées notamment par les ratios $D_{84}/D_{50} \approx 2,1$, $D_{90}/D_{84} \approx 1,3$ et une fraction en sable F_s de l'ordre de 0,1 (10 %). Ces propriétés permettent d'établir des modèles empiriques^[17] comme alternatives aux modèles de distribution prédéfinis (comme la loi log-normale présentée plus haut). Grâce à leur souplesse, ces modèles permettent d'ajuster plus facilement les quantiles situés aux extrémités de la courbe [Fig. X.3.6B](#). Par leur simplicité et leur robustesse, ils présentent aussi un fort potentiel de couplage avec des équations de transport. En utilisant des méthodes de rééchantillonnage statistique (comme la méthode de Monte-Carlo), ils permettent par exemple de caractériser la variabilité des taux de transport ou d'effectuer des analyses de propagation d'erreur dans le calcul du transport de sédiments^[6].

Fig. X.3.6. Comparaison d'une courbe granulométrique mesurée dans le Vénéon (France) avec :
A. les lois log-normale et Weibull
B. un modèle empirique



X.3.3 Mesure de la granulométrie

Comment mesurer une granulométrie ? Même si différentes méthodes ont pu être développées au cours du temps par les nombreuses équipes travaillant sur ce sujet, un consensus s'est établi aujourd'hui autour de deux d'entre elles : la méthode d'échantillonnage volumétrique et de tamisage et la méthode d'échantillonnage surfacique selon le protocole de Wolman^[1].

Échantillonnage volumétrique

L'échantillonnage volumique consiste à prélever un volume dans le compartiment sédimentaire, puis à le tamiser en laboratoire. Pour cela, on utilise des tamis disposés par taille de maille décroissante. L'échantillon est déposé dans le tamis du haut (taille de maille la plus grosse), puis le tout est secoué pour faire descendre les grains du mélange, qui sont piégés au cours de la descente dans chaque tamis en fonction de leur taille [Fig. X.3.7](#). Dans un deuxième temps, chaque classe est pesée afin de calculer sa proportion dans l'échantillon.

Fig. X.3.7 Tamis (à gauche) et colonne de tamis sur plaque vibrante (à droite).

Photos: A. Recking



Des normes ont été éditées pour encadrer cette pratique ^[7]. Son utilisation en rivière est envisageable pour les rivières à sables et à graviers. En revanche, elle n'est pas adaptée aux rivières à cailloux et à blocs car elle nécessite de manipuler des volumes importants de matériaux. En particulier, il a été démontré ^[8] que pour être statistiquement représentatif, l'échantillon doit être tel que son caillou le plus gros ne doit pas représenter plus de 5 % de son poids. Cela signifie par exemple que si ce caillou pèse 5 kg, le poids total de l'échantillon devrait être de 100 kg, soit $0,05 \text{ m}^3$ (50 L). Cela explique pourquoi une méthode simplifiée de comptage est privilégiée dans ce cas.

Échantillonnage de surface

L'échantillonnage de surface s'applique aux zones hors d'eau, accessibles à pied. Il consiste à prélever aléatoirement un certain nombre de grains à la surface du lit, à les passer dans un gabarit pour en mesurer l'axe b , et à comptabiliser le nombre de grains dans chaque classe préalablement définie afin de construire la courbe granulométrique. Le protocole proposé par Wolman ^[1], qui préconise un échantillon de 100 particules, semble s'imposer comme norme mais des variantes existent. Ainsi, la méthode Fehr ^[22], très utilisée en Suisse, est une déclinaison de la méthode de Wolman, proposant également une formule de conversion de la granulométrie de surface vers une granulométrie en volume.

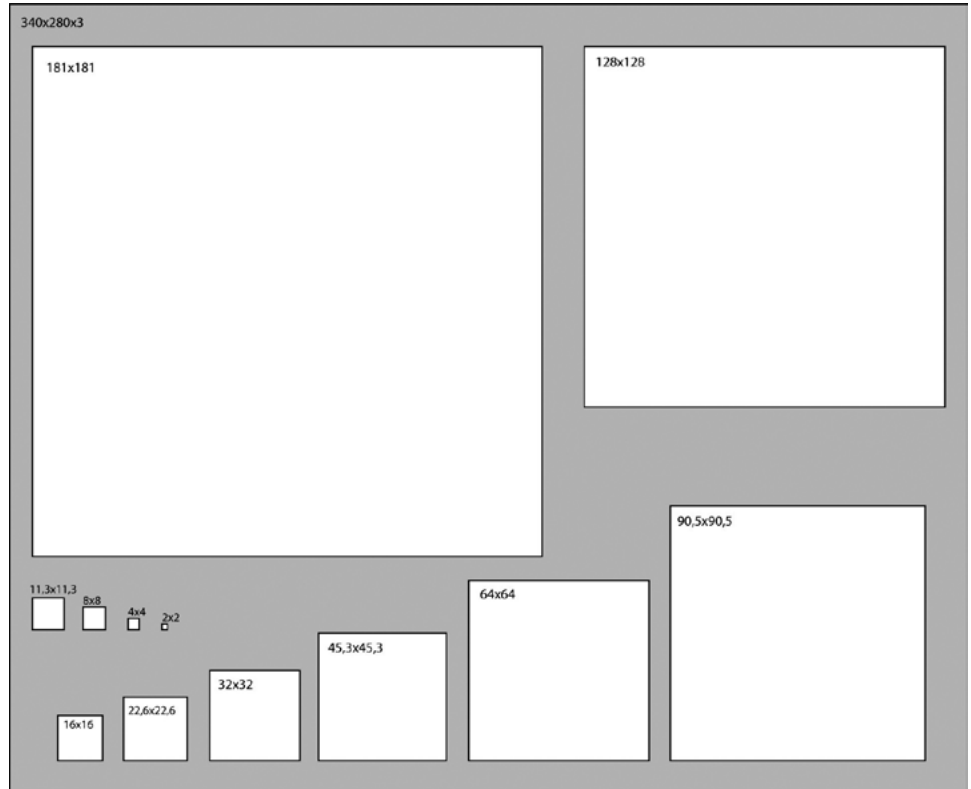
Le mot probablement le plus important dans la définition précédente est « aléatoirement ». En effet, quelle que soit la stratégie utilisée pour la collecte des grains, celle-ci doit être exempte de toute subjectivité. Pour cela, on rencontre habituellement deux techniques :

- le prélèvement à l'aveugle : on pointe le lit avec son index, on se baisse en regardant droit devant soi, et on prélève le grain se situant exactement sous son doigt, que ce soit un grain de sable ou un bloc. On fait un pas et on recommence l'opération, et cela 100 fois ;
- le prélèvement sous graduation : on tend un mètre ruban de 50 m et on prélève les particules situées exactement sous la graduation tous les 50 cm.

Dans tous les cas, il s'agit d'éliminer le biais inhérent au fait que les grains les plus grossiers seront plus facilement sélectionnés que les grains plus fins lors d'une inspection purement visuelle du lit.

L'application de la méthode Wolman repose généralement sur l'utilisation d'un granulomètre [Fig. X.3.8](#), qui est une plaque où sont découpés des carrés dont les côtés correspondent par ordre croissant aux intervalles standardisés $0,5 \Psi$ (2, 4, 8, 16 mm...). On fait passer chaque grain prélevé dans les différentes cases, jusqu'à déterminer le plus petit carré qui le laisse passer. La valeur indiquée sur ce carré correspond alors à l'axe b du grain (son diamètre).

Fig. X.3.8 Le granulomètre.



Selon les granulomètres, le plus petit côté correspond à 2 ou à 4 mm. Cela a peu d'importance : ce qui compte, c'est que tous les grains inférieurs à la limite basse soient comptabilisés dans cette classe. Certains praticiens font le choix de ne pas les prendre en compte dans la mesure : on parle dans ce cas de granulométrie tronquée. L'exclusion de cette classe (qui peut atteindre plusieurs dizaines de pourcents) dans le décompte général est un choix important car elle entraîne un décalage vers le haut de tous les quantiles.

Le côté du plus grand carré mesure 181 mm. Lorsque les grains collectés sont supérieurs à cette valeur, on estime leur dimension en utilisant deux autres informations données sur le granulomètre : la hauteur (280 mm) et la largeur (340 mm) du cadre.

Un échantillonnage réalisé par deux personnes – une qui prélève et une qui note – prend environ 20 minutes. Avant de commencer, il est important de bien préparer sa fiche de prise de note, en indiquant dans une colonne les différentes classes par ordre croissant ou décroissant : > 340, 340, 280, 181, 128, 90, 64, 45, 32, 22, 16, 11, 8, 4, 2 (cette dernière classe comprenant tous les grains de diamètre inférieur à 2 mm). Puis, à chaque prélèvement, on ajoute une petite barre en face du diamètre correspondant. On s'arrête habituellement à 100 prélèvements. Pour vérifier rapidement le nombre de prélèvements sans avoir à recompter toutes les barres, on pratique le double comptage **Fig. X.3.9** : chaque fois qu'on ajoute une barre dans une classe, on la reporte aussi en bas de page selon une notation par groupe de 5 (par ex. IIIII, HHH ou ☐), ce qui permet un décompte facile à tout moment.

Fig. X.3.9 La mesure au granulomètre et le double comptage.

Photo : A. Recking



Incertitudes sur le comptage de surface

L'échantillonnage présente des biais car seule une partie des grains d'une rivière est mesurée, ce qui introduit de la variabilité dans les mesures de quantiles, tels que D_{50} et D_{84} . À ce titre, des incertitudes allant de ± 10 à ± 20 % ont été rapportées dans les estimations du D_{50} et du D_{84} pour les comptages habituels de 100 particules [2, 18]. Certains auteurs préconisent de mesurer un minimum de 400 grains pour ramener les erreurs à moins de 10 % [9].

Quelle méthode privilégiée ?

La correspondance entre l'échantillonnage volumétrique et l'échantillonnage de surface n'est pas triviale et les avis sont contradictoires [13, 14]. La méthode volumétrique est incontournable quand on veut échantillonner la sous-surface. Mais étant donné la difficulté, la plupart des praticiens l'ont abandonnée au profit de l'échantillonnage de surface. De fait, beaucoup d'outils développés en géomorphologie fluviale considèrent explicitement cette information. Ainsi, plusieurs équations de transport solide ont été

développées en spécifiant une « approche basée sur la surface » [11, 12]. Autrement dit, ces équations utilisent les quantiles de la distribution granulométrique de la surface du lit (mesurée par Wolman), en partant du postulat implicite que le charriage se produit principalement par mobilisation des sédiments présents dans la couche de surface. Les quantiles de surface (D_{50} , D_{84}) sont également utilisés pour approximer la rugosité équivalente du lit dans les équations de frottement.

Autres méthodes de mesure

Depuis quelques années, on assiste à un développement très soutenu des méthodes basées sur l'analyse d'images. Le principe consiste à prendre une photographie d'une placette, puis à analyser la granulométrie avec des techniques d'analyse d'images. La prise d'images peut se faire simplement, à la verticale et à bout de bras (avec, en général, un repère au sol qui permet d'établir l'échelle), mais elle est de plus en plus réalisée au moyen d'un drone [10]. L'analyse d'images repose souvent sur des techniques classiques de segmentation-érosion, mais aussi sur la photogrammétrie qui fournit une rugosité du lit en 3D. À cet égard, il existe plusieurs logiciels en libre accès. Les tentatives menées à ce jour montrent que ces approches offrent une estimation fiable des diamètres médians mais peinent encore à capturer les queues de distribution. De nouvelles méthodes intégrant l'IA dans cette analyse vont peut-être permettre de surmonter ces limites.

X.3.4 Organiser une campagne de mesures

La granulométrie de surface des rivières à graviers est fortement variable à différentes échelles. De manière simplifiée, on peut dire qu'il existe deux sources principales de variabilité. D'une part, il y a la variabilité due au fait que chaque échantillon prélevé ne représente qu'une fraction de la population d'intérêt, dont l'échantillonnage introduit un certain biais. D'autre part, une partie de la variabilité des mesures granulométriques est également liée à l'hétérogénéité des lits de gravier. L'objectif d'une campagne de mesures est de trouver le meilleur compromis entre les moyens disponibles et la recherche de l'incertitude minimale liée à cette variabilité.

Combien d'échantillons mesurer et où ?

La procédure expliquée plus haut permet de construire un échantillon (donc une courbe granulométrique). Mais en général, on mesure plusieurs échantillons sur un site pour en faire une moyenne. Il n'y a pas de règle établie concernant le nombre d'échantillons, mais il doit être optimisé en tenant compte de la complexité du tronçon (variabilité spatiale) et des ressources disponibles (temps et moyens humains). Plus on aura d'échantillons, plus le résultat sera précis. Dans les situations les plus dégradées, on n'a souvent qu'un seul échantillon. Dans tous les cas, il convient de veiller à ce que l'échantillon final (la moyenne) soit le plus représentatif possible du tronçon au regard des objectifs fixés (morphologie, hydraulique, transport solide). Toute la réflexion préalable sur les objectifs et la compréhension du cours d'eau, présentée dans la section X.3.1, contribuera à optimiser cette stratégie de collecte.

Si on dispose de temps et de moyens pour la mesure, on établira une campagne pour chaque tronçon du cours d'eau étudié. Dans le cas contraire, un seul tronçon sera considéré comme représentatif du linéaire du cours d'eau. Sur un tronçon donné, si on a la possibilité de prélever plusieurs échantillons, on peut le faire de façon aléatoire sur l'espace concerné. Une autre option consiste à récolter les échantillons sur des unités granulométriques définies au préalable. On évitera de surreprésenter un faciès de granulométrie qui ne correspond pas au processus étudié. Par exemple, les zones couvertes de sables doivent être exclues ^[6] si elles résultent d'un transport marginal liée à des lames d'eau débordantes (lames de petite crue ou de fin de crue), et non d'un véritable processus de transport dans le chenal principal.

Si on ne peut procéder qu'à un nombre limité d'échantillons, on cherchera à sélectionner une ou plusieurs zones (en longueur ou en surface) où toute la granulométrie qui nous intéresse semble être présente. Par exemple, pour un banc, on pourra suivre son profil longitudinal. Dans le cas où un seul échantillon peut être prélevé, on essaiera de choisir une zone où le processus étudié est bien actif. Par exemple, pour le charriage, on pourra sélectionner un linéaire à l'interface eau/banc où les sédiments ont été récemment remaniés par les crues courantes.

Il faut reconnaître qu'il y a un côté subjectif dans cette approche. Néanmoins, quand on emmène les étudiants sur un même site chaque année, on constate une certaine stabilité dans les résultats.

Notons pour finir que les méthodes basées sur les nouvelles technologies (images par drone, photogrammétrie) permettent de mesurer rapidement sur des surfaces très grandes. Elles sont donc a priori plus aptes à capturer la variabilité et à réduire les incertitudes. Cependant, elles nécessitent encore souvent une validation à l'aide d'une mesure directe au sol (en particulier pour valider les quantiles aux extrémités de la courbe).

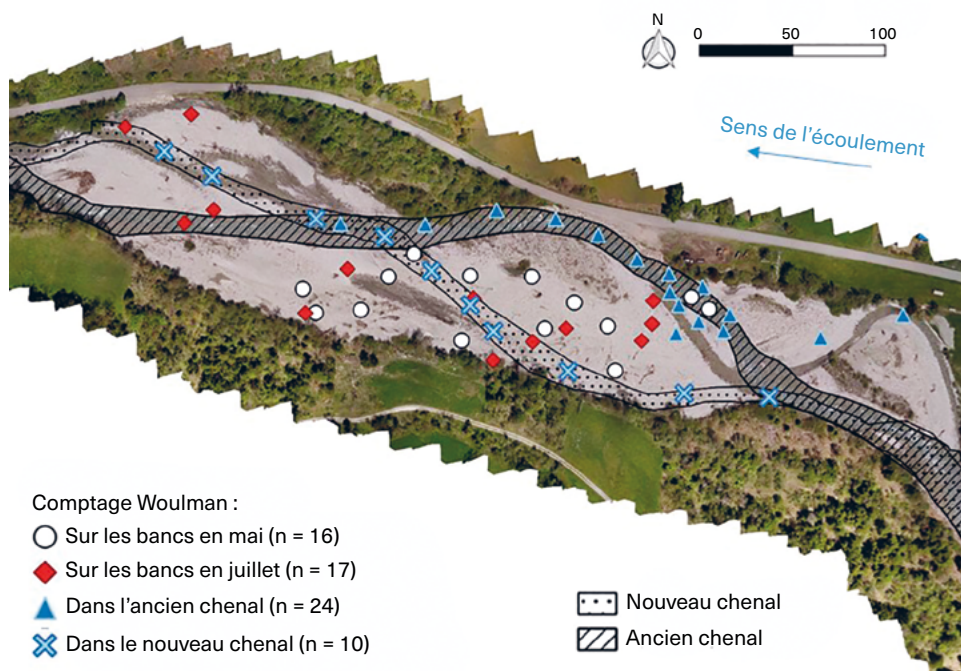
Exemple

La figure X.3.10 présente un exemple d'échantillonnage sur la rivière Séveraisse ^[6]. Les échantillons ont été prélevés dans le chenal actif, mais aussi dans un ancien chenal abandonné par l'écoulement hors crue, ainsi que sur les bancs. Cette étude a montré que malgré la variété de faciès, la teneur en sable F_s ainsi que les quantiles D_{50} et le D_{84} sont assez stables.

Notons toutefois que les quantiles mesurés dans le chenal en eau étaient sensiblement supérieurs à ceux mesurés hors d'eau. Cela s'explique par le fait que les sables, organisés en patches hors d'eau, sont bien présents dans l'eau, mais difficiles à mesurer car distribués sous forme diffuse sous ou entre les cailloux. Malgré ce biais de mesure, on peut donc considérer que les mesures hors d'eau restent représentatives pour caractériser les D_{50} et D_{84} dans le chenal en eau. Ce qui change fortement d'un faciès à un autre est la variabilité de la fraction fine mesurée.

Plus généralement, les observations réalisées sur différentes rivières suggèrent que la variabilité spatiale de la taille médiane n'est pas très grande dans les rivières alpines et qu'elle est du même ordre de grandeur que les incertitudes d'échantillonnage. Par conséquent, la distribution D_{50} des rivières alpines peut être considérée comme globalement uniforme à l'échelle du tronçon (elle suit plus ou moins une loi normale dans la plupart des cas), même si la taille des grains varie fortement à l'échelle locale.

Fig. X.3.10 Exemple de localisation des prélèvements pour une campagne granulométrique sur la Séveraisse^[6].



Biais de mesure et écueils à éviter

Lorsqu'on réalise une granulométrie de surface, il n'y a pas d'ambiguïté sur la collecte des grains supérieurs à 1 cm. Pour les diamètres plus petits, la subjectivité peut entrer en jeu si la procédure n'est pas strictement respectée. Il est donc important de bien rappeler le protocole avant chaque campagne, surtout si elle est réalisée par plusieurs personnes. Par ailleurs, on observe souvent un «gap» des classes entre 2 et 8 mm. Ces grains se fauillent facilement entre les grains plus grossiers, ce qui peut justifier une présence moindre en surface (contrairement aux sables qui, eux, se concentrent sous forme de patches bien visibles entre les cailloux), bien que certains auteurs ^[16] considèrent ce gap comme une conséquence de la diffusivité du transport. Parfois, on observe des grains de sable déposés de façon diffuse sur les champs de cailloux : dans ce cas, la règle qui consiste à «prendre ce qui se trouve immédiatement sous le doigt» doit être adaptée pour collecter ce qui est vraiment représentatif de la placette ; sinon, on pourrait être amené à ne récolter que du sable, malgré la prédominance visuelle d'un champ de cailloux.

Bibliographie du sous-chapitre X.3

- [1] Wolman, M. G., 1954, «Method of sampling coarse river bed material», *Transactions of the American Geophysical Union*, 35(6), p. 951-956.
- [2] Bunte, K., Abt, S. R., 2001, Sampling surface and subsurface particle-size distributions in Wadable and cobble bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics and streambed monitoring, USDA, rap-report RMRS-GTR-74, Fort Collins.
- [3] Inman, D. L., 1952, «Measures for describing the size distribution of sediments», *Journal of Sedimentary Petrology*, 22(3), p. 125-145.
- [4] Parker, G., Klingeman, P. C., McLean, D. G., 1982, «Bedload and size distribution in paved gravel-bed streams», *Journal of the Hydraulics Division* (ASCE), 108(HY4), p. 544-571.
- [5] Piton, G., Recking, A., 2017, «The concept of "travelling bedload" and its consequences for bedload computation in mountain streams», *Geomorphology*, 290.
- [6] Recking, A., Johannot, A., Horita, K., Nasr, M., Vázquez-Tarrio, D., Zanker, S., Fontaine, F., Melun, G., 2024, «An Attempt to Take Into Account Natural Variability in 1D Bedload Prediction», *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 129(7), e2023JF007601, <https://doi.org/10.1029/2023JF007601>.
- [7] Afnor, 2018, norme NF EN ISO 17892-4, Reconnaissance et essais géotechniques - Essais de laboratoire sur les sols - Partie 4 : Détermination de la distribution granulométrique des particules.
- [8] Church, M., McLean, D. J. G., Wolcott, J. F., 1987, «River bed gravels: sampling and analysis», in Thorne, C. R., Bathurst, J. C., Hey, R. D. (éd.), *Sediment Transport in Gravel-Bed Rivers*, John Wiley and Sons, Chichester, p. 43-88.
- [9] Rice, S., Church, M., 1996, «Sampling superficial fluvial gravels: the precision of size distribution percentiles estimates», *Journal of Sedimentary Research*, 66(3), p. 654-665.
- [10] Vázquez Tarrio, D., Borgnier, L., Liebault, F., Recking, A., 2017, «Using UAS optical imagery and SfM photogrammetry to characterize the surface grain size of gravel bars in a braided river (Vénéon River, French Alps)», *Geomorphology*, doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.01.039.
- [11] Wilcock, P. R., Crowe, J. C., 2003, «Surface-based transport model for mixed-size sediment», *Journal of Hydraulic Engineering* (ASCE), 129(2), p. 120-128.
- [12] Recking, A., 2010, «A comparison between flume and field bedload transport data and consequences for surface based bedload transport prediction», *Water Resources Research*, 46, p. 1-16.
- [13] Kellerhals, R., Bray, D. I., 1971, «Sampling procedures for coarse fluvial sediments», *Journal of Hydraulic Engineering*, 98(8), p. 1165-1180.
- [14] Mosley, M. P., Tindale, D. S., 1985, «Sediment variability and bed material sampling in gravel bed rivers», *Earth Surface Processes and Landforms*, 10, p. 465-482.
- [15] Vázquez Tarrio, D., Piégay, H., y Menéndez Duarte, R., 2020, «Textural signatures of sediment supply in gravel-bed rivers: revisiting the armour ratio», *Earth-Science Reviews*, 207, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103211>.
- [16] An, C., Parker, G., Venditti, J. G., Lamb, M. P., Hassan, M. A., Miwa, H., Fu, X., 2024, «Autogenic Formation of Bimodal Grain Size Distributions in Rivers and Its Contribution to Gravel-Sand Transitions», *Geophysical Research Letters*, 51(17), e2024GL109109, <https://doi.org/10.1029/2024GL109109>.
- [17] Recking, A., 2013, «An analysis of non-linearity effects on bedload transport prediction», *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 118, p. 1-18.
- [18] Petrie, J., Diplas, P., 2000, «Statistical approach to sediment sampling accuracy», *Water Resources Research*, 36, p. 597-605.
- [19] Recking, A., Piton, G., Vázquez Tarrio, D., Parker, G., 2016, «Quantifying the morphological print of bedload transport», *Earth Surface Processes and Landforms*, DOI: 10.1002/esp.3869.
- [20] Recking, A., Vázquez Tarrio, D., 2025, Grain-size data used in "The variability of grain size metrics in gravel-bed rivers", jeu de données, Zenodo, <https://doi.org/10.5281/zenodo.14744978>.
- [21] Vázquez Tarrio, D., Recking, A., 2025, «The variability of grain size metrics in gravel-bed rivers», *Catena*, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.108974>.
- [22] Fehr, R., 1987, «Einfache Bestimmung der Korngrößenverteilung von Geschiebematerial mit Hilfe der Linienzahlanalyse», *Schweizer Ingenieur und Architekt*, 105, <https://doi.org/10.5169/seals-76710>.

Dans un projet de renaturation, la prise en compte des données environnementales existantes est essentielle à plusieurs titres. Par données environnementales, on entend ici les données relatives aux habitats naturels, aux espèces animales et végétales aquatiques et terrestres, ainsi que les données liées à la qualité des eaux.

La connaissance de ces éléments permet d'établir un état initial dont les auteurs du projet devront tenir compte lors de son élaboration. Les impacts sur les valeurs existantes pourront être évalués, dans une démarche similaire à celle d'une étude d'impact, et le projet pourra être adapté ou orienté de manière à conserver ou favoriser certaines espèces. Ainsi, les choix d'aménagement et les éventuels arbitrages pourront être réalisés en toute connaissance de cause.

Il existe des bases de données compilant les observations de flore, de faune ou les paramètres de la qualité des eaux, mais elles doivent être analysées afin d'être correctement interprétées.

Ce sous-chapitre décrit la procédure d'acquisition de ces données environnementales ainsi que leur traitement et leur intégration dans l'élaboration d'un projet de renaturation. Les données abordées sont, dans l'ordre, la flore et les milieux naturels, la végétation arborée (les arbres) [Fig. X.4.1](#), la faune terrestre et aquatique et la qualité des eaux.

Fig. X.4.1 Vue sur le cours d'eau de l'Aire à Lancy (canton de Genève) et ses berges, occupées par un cordon boisé et des milieux herbacés.

Photo: I. Frossard



X.4.1 Données sur la flore et les milieux naturels

InfoSpecies
InfoSpecies est l'association fédératrice des Centres de données et d'informations et des Centres de coordination pour la conservation des espèces. Elle regroupe: Swissbryophytes (mousses), SwissLichens (lichens), SwissFungi (champignons), InfoFlora (plantes vasculaires), info fauna CSCF (vertébrés et invertébrés), CCO/KOF (chauves-souris), infofauna karch (amphibiens et reptiles), Station ornithologique suisse (oiseaux), et BirdLife Suisse (programme de conservation des oiseaux en Suisse).

Ismaël Frossard

Acquisition des données

Concernant la flore, les données sont collectées et gérées au niveau national par InfoFlora, une fondation privée d'utilité publique qui est le centre de compétences reconnu par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) pour tout ce qui touche à la flore et à la végétation en Suisse. La base de données d'InfoFlora est regroupée avec celles d'autres centres de compétences pour la conservation des espèces reconnues par la Confédération sous la dénomination *InfoSpecies*.

L'acquisition des données floristiques passe donc par l'interrogation de la base de données InfoFlora via la plateforme en ligne d'InfoSpecies. Pour ce faire, il existe un formulaire [Fig. X.4.2](#) en ligne à remplir après inscription (création d'un compte). Dans ce formulaire, il faut tout d'abord renseigner plusieurs champs d'informations

Fig. X.4.2 Extrait du formulaire de demande de données d'InfoSpecies.
Source: InfoSpecies

[5] Résolution des données [cocher la résolution désirée]

☐ Liste d'espèces (sans coordonnées)

☐ 5x5 km

☐ 1x1 km

☐ Haute résolution

[6] Groupes d'espèces [cocher les groupes désirés]

Info fauna {CSCF & Karch} & KOF/CCO

Faune vertébrée

☐ Poissons

☐ Amphibiens

☐ Reptiles

☐ Mammifères (sans chauves-souris)

☐ Chauves-souris

Faune invertébrée

☐ Mollusques

☐ Écrevisses

☐ Araignées

☐ Éphémères

☐ Plécoptères

☐ Trichoptères

☐ Libellules

☐ Orthoptères

☐ Lépidoptères diurnes et zygènes

☐ Lépidoptères nocturnes

☐ Hyménoptères aculéates

☐ Carabidés

☐ Coléoptères du bois

Station ornithologique suisse

☐ Oiseaux nicheurs

Info Flora

☐ Flore (plantes vasculaires)

☐ Macroalgues (Characeae)

SwissBryophytes

☐ Mousses

SwissLichens

☐ Lichens

SwissFungi

☐ Champignons

Espèces patrimoniales

Ensemble des espèces protégées, menacées (listes rouges), rares ou ayant un intérêt symbolique ou scientifique particulier.

TypoCH

La classification TypoCH est la classification standard, reconnue et utilisée en Suisse pour les milieux naturels. Le classement part de 9 groupes de grands milieux (niveau 1), subdivisés en groupes de milieux (niveau 2) eux-mêmes différenciés jusqu'au type de milieu (niveau 3) se rapprochant du rang des alliances (préfixe *-ion*) de la phytosociologie. Exemple : 6. Forêts (niveau 1) > 6.1 Forêts inondables (niveau 2) > 6.1.3 Aulnaie alluviale (niveau 3).

générales : coordonnées du requérant et du mandant, description succincte du projet, etc. L'étape suivante consiste à transmettre un périmètre du projet. Ce dernier doit être un ensemble de fichiers shapefile (minimum .shp, .shx et .dbf), ce qui suppose qu'il doit être préalablement défini dans un logiciel informatique SIG (QGIS ou ArcGIS, par ex.). Le périmètre correspondra à la zone d'extraction des données. Il est conseillé de soumettre un périmètre élargi plutôt que le périmètre restreint du projet de renaturation. Il s'agit ensuite de choisir la résolution des données souhaitée, c'est-à-dire le niveau de précision des données, allant de la simple liste d'espèces jusqu'aux coordonnées précises, en passant par des coordonnées au 5 × 5 ou 1 × 1 kilomètre. Ici, il faut sélectionner la précision la plus haute (haute résolution). En dernier lieu vient la sélection des groupes d'espèces. Pour les données floristiques, il faut cocher les options « Flore (plantes vasculaires) », voire « Macroalgues (Characeae) » selon la nécessité du projet. Une option permet de ne demander que les espèces prioritaires ou menacées. Cela peut être utile mais il est plutôt conseillé de demander l'ensemble des espèces, le tri des *espèces patrimoniales* pouvant s'effectuer ultérieurement.

Une fois le formulaire entièrement rempli, il est soumis à InfoSpecies qui traitera la demande dans un délai d'une à deux semaines en moyenne. Les données sont transmises au requérant sous la forme d'un tableau Excel selon un modèle homogène pour l'ensemble des centres de données, ce qui permet de faciliter l'interprétation des informations. L'interrogation des bases de données d'InfoSpecies est payante et suit un tarif régressif selon le nombre de centres de données concernés. Il convient ainsi de regrouper les demandes floristiques avec celles concernant la faune dans une seule et même demande auprès d'InfoSpecies. À noter que le tarif est réduit pour les mandataires de la Confédération, des cantons, des communes et des organisations de conservation de la nature.

L'effort de récolte de données n'étant pas homogène sur l'ensemble du territoire, il est rare que la simple interrogation de la base de données InfoFlora suffise. Dans ce cas, des relevés de terrain complémentaires par un botaniste ou un ingénieur écologue se révèlent nécessaires. Cela peut être déterminé après le traitement des données décrit dans la section suivante.

Pour ce qui est des milieux naturels, il n'existe pas de réelle base de données à interroger. Sur le guichet cartographique national (www.map.geo.admin.ch), l'OFEV met à disposition une carte des milieux naturels de Suisse selon la classification *TypoCH* tirée du *Guide des milieux naturels de Suisse* ^[1]. Cette carte est générée via l'analyse de données cartographiques et des modèles de distribution, si possible jusqu'au niveau 3 TypoCH. Sa consultation peut s'avérer utile pour identifier de manière rapide les milieux impliqués dans un projet de renaturation dès l'étude préliminaire de ce dernier. Toutefois, son niveau de précision n'est généralement pas suffisant pour établir un projet détaillé par la suite. Sur le canton de Genève, il existe une carte des milieux naturels au 1:5 000, basée sur des traitements cartographiques et des relevés de terrain. Sa précision est supérieure à la carte de l'OFEV mais là aussi, il s'agit plutôt de l'utiliser comme une première base, à vérifier sur le terrain ultérieurement.

Ainsi, pour les milieux naturels, des relevés de terrain par un botaniste ou ingénieur écologue s'avèrent nécessaires et utiles. Le spécialiste parcourra le périmètre du projet durant la période de végétation, idéalement au printemps ou en été, et à l'aide de relevés de la végétation en place, déterminera les milieux naturels présents jusqu'au niveau 3 TypoCH. En parallèle, il pourra également noter voire rechercher activement les espèces floristiques patrimoniales présentes, afin de compléter les données existantes si ces dernières s'avèrent lacunaires.

Traitement des données

Comme vu plus haut, les données floristiques sont transmises sous la forme d'un tableau Excel issu de la base de données InfoFlora. Selon la taille du périmètre du projet, ce dernier pourra contenir plusieurs centaines de lignes, soit autant de données d'observation, une ligne correspondant à l'observation d'une station d'une plante (avec un ou plusieurs individus selon l'abondance observée).

L'analyse des données passe ainsi obligatoirement par un tri, s'effectuant de manière multiple sur plusieurs critères. Le premier tri consiste à classer les données selon l'année d'observation, en ne conservant que les plus récentes afin de garantir leur actualité. En règle générale, il convient de garder les données vieilles de moins de dix, quinze ou vingt ans, à moduler selon l'évolution territoriale qu'a subie le périmètre de projet. Dans le cas d'un territoire ayant peu ou pas évolué ces dernières années, une forêt par exemple, les données datant de quinze ou vingt ans peuvent être considérées comme à jour. À l'inverse, dans des territoires en mutation, comme en ville ou en périphérie urbaine, il faut être plus prudent et s'intéresser aux données datant de moins de dix ans. La quantité de données à disposition est un autre paramètre qui peut faire moduler le curseur du choix de conservation des données selon leur année d'observation. S'il y a peu de données, il est préférable de les considérer sur une plus grande période.

Une fois ce premier tri effectué, il s'agit ensuite de garder uniquement les données des espèces menacées et/ou protégées, et ce tant au niveau national qu'au niveau cantonal, une plante pouvant être menacée ou protégée au niveau suisse mais pas dans le canton où est située le projet, et vice versa. Pour ce faire, dans les colonnes Liste Rouge et Liste Rouge cantonale, les observations ayant les statuts de menaces suivants sont à conserver : NT (potentiellement menacé), VU (menacé, vulnérable), EN (très menacé), CR (en danger d'extinction), CR(PE) (probablement éteint, « disparu »). De la même manière, les observations ayant l'indication Protection totale dans la colonne Protection cantonale doivent être conservées. Bien entendu, toutes autres observations d'espèces patrimoniales, par exemple des espèces symboliques, peuvent également être retenues. Il est également conseillé d'établir une liste spécifique regroupant les observations des espèces exotiques envahissantes (ou EEE), en triant la colonne Indigénat CH pour ne garder que les statuts NLI (espèce introduite invasive) et NLS (espèce introduite invasive présente sur liste noire), voire NEO (espèce introduite potentiellement invasive).

C'est à ce stade que le besoin de relevés de terrain complémentaires peut être déterminé. S'il apparaît que les données sont insuffisantes en quantité (secteur non inventorié ou sous-inventorié) ou trop anciennes, la collecte de données par un spécialiste est nécessaire. Comme mentionné précédemment, il est difficile de se passer de l'établissement d'un inventaire des milieux naturels présents sur le site du projet par un botaniste. La recherche des plantes patrimoniales peut ainsi être conduite en parallèle le cas échéant.

Une fois les données des observations triées, elles doivent être transposées sur plan [Fig. X.4.3](#). Les observations étant fournies avec leurs coordonnées de latitude et longitude, elles sont facilement importables dans les différents logiciels de dessin existants. Il en va de même pour les milieux naturels relevés sur le terrain qui doivent être numérisés et reportés sur plan (cartographiés). Il convient également d'établir une liste ou un

Fig. X.4.3 Extrait de la carte des milieux naturels de l'Allondon à son embouchure avec le Rhône à La Plaine (canton de Genève).

Source : BMG Solution SA

Données : État de Genève-SITG

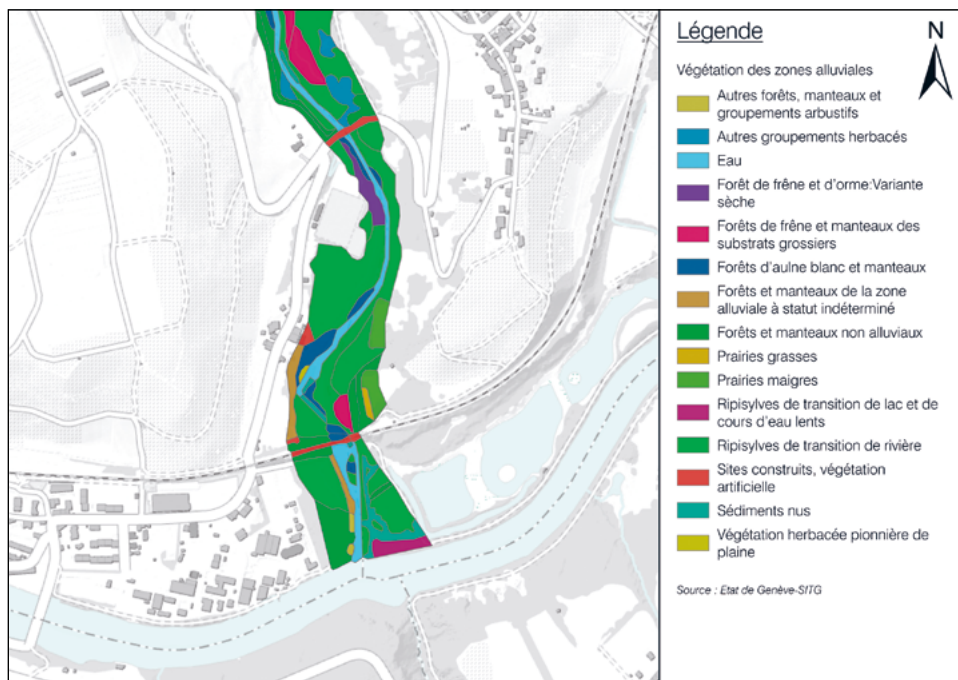


tableau des milieux inventoriés avec leur surface et leur statut de protection (milieu protégé ou non) selon l'Ordonnance fédérale sur la protection de la nature (OPN).

Intégration des données

L'identification des valeurs présentes via la cartographie des données floristiques patrimoniales et des milieux naturels présents va permettre leur bonne prise en compte durant la phase d'élaboration du projet de renaturation. Le projet peut ainsi être réfléchi ou adapté en tenant compte des stations des espèces sensibles et des milieux naturels protégés qu'il convient de conserver au maximum. Si ce projet comporte malgré tout des impacts sur ces espèces et milieux, il est primordial de disposer de ces données de référence afin d'engager une discussion avec le service cantonal idoine, procéder à une pesée d'intérêts et déterminer les mesures de conservation (transplantation, récolte de graines, etc.) ou de remplacement à mettre en œuvre (création de nouveaux milieux avec une valeur similaire ou plus importante). En parallèle de la cartographie des milieux existants, il est généralement conseillé d'élaborer une cartographie des milieux naturels futurs. Celle-ci constitue une pièce importante en phase d'autorisation car elle permet de démontrer que le projet de renaturation apportera une amélioration.

Les espèces exotiques envahissantes sont également identifiées et cartographiées. Les mesures adéquates d'élimination, à mettre en œuvre durant la phase de réalisation du projet, peuvent ainsi être définies suffisamment en amont afin d'éviter des problèmes durant les travaux.

X.4.2 Données sur la végétation arborée

Ismaël Frossard

Les arbres sont des éléments naturels précieux qui remplissent de multiples fonctions en bordure d'un cours d'eau. Ils accompagnent ce dernier et structurent son paysage, formant bien souvent des repères visuels marquants. Ils contribuent à la stabilisation des berges ainsi qu'à la filtration des eaux. Les arbres sont également des supports de biodiversité importants, offrant des ressources et des microhabitats à une multitude d'espèces telles que les oiseaux, bien sûr, mais aussi les petits mammifères, les chauves-souris, les reptiles, les amphibiens, les invertébrés ou encore les poissons lorsque leurs racines forment des caches en pied de berge.

Qu'ils soient isolés ou regroupés soit en boisement forestier (forêt), soit en boisements dits hors-forêt (bosquet, cordon boisé, haie, alignement), il est rare qu'un projet de renaturation n'englobe pas de végétation arborée dans son périmètre. L'abattage d'arbres n'étant jamais une chose anodine, leur prise en compte dans l'élaboration d'un projet est primordiale afin d'éviter d'impacter négativement des valeurs biologiques, paysagères ou patrimoniales existantes.

Acquisition des données

Lors de la phase d'élaboration d'un projet de renaturation, il est ainsi nécessaire de caractériser a minima la végétation arborée en place. Cette étape passe inévitablement par des relevés de terrain.

Concrètement, chaque arbre de 15 cm ou plus de *diamètre* (soit plus de 45 cm de circonférence) doit être relevé in situ en mesurant ou en évaluant plusieurs paramètres.

Le premier paramètre est le diamètre à hauteur de poitrine, ou DHP. Noté en centimètres, il est mesuré sur le tronc de l'arbre, à 1,30 m de hauteur, à l'aide d'un compas forestier ou d'un mètre ruban. Les arbres de petit diamètre, ici moins de 15 cm, ne sont donc pas pris en compte.

En deuxième lieu, il convient de relever le positionnement de l'arbre. Pour ce faire, l'idéal est de choisir un point de coordonnées à l'aide d'un système de relevé GPS et d'attribuer un numéro à l'arbre relevé. Il peut également s'avérer utile de se munir sur le terrain d'une orthophoto pour y positionner et numéroter l'arbre, en se basant sur des repères tels que le cours d'eau, les bâtiments alentour ou encore les limites parcellaires.

L'essence de l'arbre, soit son espèce, doit également être notée. Les arbres étant plus facilement identifiables par leurs feuilles que par leur écorce, la période idéale pour mener ces relevés court donc du printemps jusqu'à l'automne.

En dernier point, les arbres habitats doivent être identifiés [Fig. X.4.4](#). Ces derniers sont définis comme des arbres, vivants ou morts, fournissant des habitats de petite dimension (microhabitats) tels que des cavités, des poches sous l'écorce, de grosses branches mortes, des épiphytes, des fissures, des coulées de sève ou la pourriture du tronc ^[2]. Sur le terrain, il s'agit de repérer la présence de ces éléments sur les arbres, nommés dendromicrohabitats. Pour cela, l'utilisation du *Guide de poche des dendromicrohabitats* ^[3], élaboré par l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la

Diamètre à considérer

Ici, il est conseillé de se baser sur 15 cm de diamètre, diamètre minimal dans le canton de Genève à partir duquel une demande d'abattage doit être déposée. Ce diamètre minimal varie selon les cantons voire les communes; dans le canton de Vaud, il est fixé à 20 cm par exemple. Il convient de se renseigner au cas par cas selon la situation géographique du projet.

Guide de poche des dendromicrohabitats

Guide illustré et synthétique décrivant les différents types d'habitats.

Téléchargeable à l'adresse suivante:

<https://www.wsl.ch/fr/publications/guide-de-poche-des-dendromicrohabitats/>

Fig. X.4.4 Vieux tilleul à cavités, conservé à titre d'arbre habitat et taillé en tête de chat dans le cadre du projet de renaturation de l'embouchure du Foron (Thônex, canton de Genève; Gaillard, France).

Photo: I. Frossard



neige et le paysage WSL, s'avère très utile. Il est également recommandé de prendre des photographies de ces arbres spécifiques.

Les deux premiers paramètres, à savoir le diamètre et le positionnement, peuvent être relevés par un géomètre si le projet concerné prévoit par ailleurs son intervention (relevés d'ouvrages existants, par ex.). Pour les autres paramètres, un relevé complémentaire par un ingénieur écologue est nécessaire. Si ce dernier est équipé du matériel adéquat, notamment un système de relevés GPS, il peut bien évidemment réaliser l'ensemble des relevés.

Il peut également s'avérer utile, mais non primordial, de relever des paramètres complémentaires : le diamètre au collet (en centimètres) et, pour les arbres en *cépée*, le nombre de tiges et le diamètre moyen des tiges (en centimètres). Ces indications seront prises en compte durant la phase d'appel d'offres des travaux du projet de renaturation. Lorsque celui-ci prévoit le dessouchage des arbres abattus, connaître le diamètre au collet des arbres concernés et l'indiquer dans la série de prix de l'appel d'offres permet à l'entreprise soumissionnaire de chiffrer au plus juste ces prestations pour les différentes tailles de souches à extraire. Comme le diamètre au collet est généralement supérieur au DHP, cela évite un éventuel surcoût au maître d'ouvrage si les travaux de dessouchage étaient facturés uniquement sur la base du DHP.

Concernant les cépées, chaque tige est généralement considérée comme un arbre distinct à abattre lors des travaux forestiers. En notant le nombre de tiges et leur diamètre moyen, on peut ainsi comptabiliser le bon nombre d'arbres à abattre dans les documents d'appel d'offres.

Cépée

Arbre composé d'une touffe de plusieurs tiges de bois qui sortent d'une même souche.

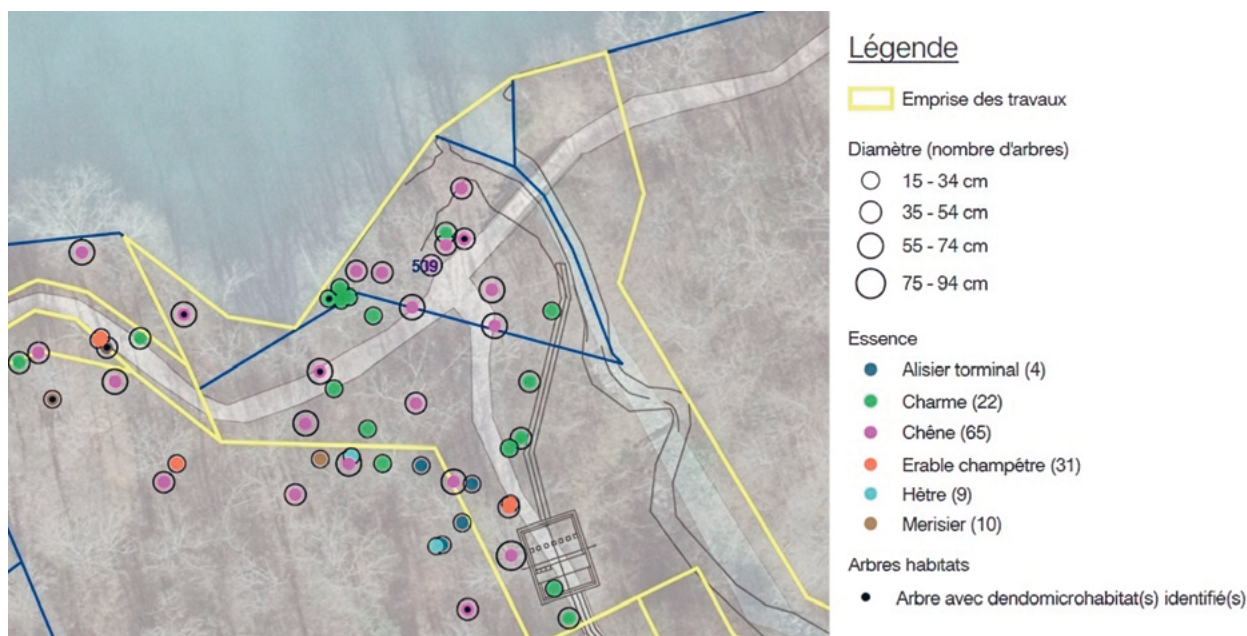
Traitement des données

Une fois l'ensemble des données récoltées, il faut tout d'abord reporter au propre les notes prises sur le terrain. Un bon moyen est de compiler les informations dans un logiciel tableur, en indiquant pour chaque arbre relevé son numéro, son DHP, son essence et sa nature d'arbre habitat ou non.

Dans un deuxième temps, les arbres inventoriés sont couchés sur plan afin de pouvoir être pris en compte dans l'élaboration du projet. Sur le plan, ils sont positionnés à l'aide des coordonnées GPS relevées et symbolisés par un signe adéquat comme un rond ou un cercle [Fig. X.4.5](#). Il convient en outre d'annoter chaque arbre avec son numéro en précisant son diamètre et son essence. Le nom de cette dernière peut être simplifié pour un gain de place. Un érable champêtre sera, par exemple, annoté comme «ErCh» ou encore «Ec». La taille du symbole peut également être définie proportionnellement au diamètre de l'arbre, ce qui permet d'évaluer rapidement les dimensions du sujet. Enfin, les arbres habitats doivent aussi être identifiables, soit par une annotation soit par un symbole spécifique.

Fig. X.4.5 Exemple d'un plan d'état initial avec le report des arbres relevés dans le cadre d'un projet de renaturation d'un petit cours d'eau forestier à Genève.

Source : BMG Solution SA



Intégration des données

La méthode décrite précédemment offre une grande précision : elle constitue la méthode optimale à mettre en œuvre si la quantité d'arbres à relever n'est pas trop importante ou si les ressources disponibles le permettent. Dans certains cas, cet inventaire détaillé peut être effectué une fois le projet de renaturation déjà bien avancé, de manière à ne recenser que les arbres situés dans le périmètre restreint du projet de renaturation (emprise des travaux). S'il s'agit d'un projet d'envergure couvrant de vastes surfaces boisées, il est possible de réaliser des relevés d'arbres selon des

méthodes statistiques employées dans les inventaires forestiers, avec l'appui d'un ingénieur forestier. Cela permet d'identifier de manière efficiente les volumes de bois à abattre par type de boisement. En parallèle, un relevé précis complémentaire et ciblé uniquement sur les arbres de valeur est à mener.

Comme pour la flore et les milieux naturels, les étapes de relevé et de mise sur plan des arbres présents dans le périmètre du projet permettent aux concepteurs d'ajuster le projet dès la phase d'étude. Celui-ci pourra ainsi être élaboré, adapté ou modifié en tenant compte de la végétation arborée en place, avec pour objectif de la conserver autant que possible.

Une attention particulière doit être portée à la préservation des arbres présentant une valeur paysagère ou biologique. La valeur paysagère est une notion souvent subjective, si ce n'est personnelle, mais elle peut être évaluée à partir de critères tels que la taille de l'arbre (diamètre, hauteur), son port ou son positionnement (arbre repère, bien visible). Les arbres habitats possèdent une valeur biologique importante et sont essentiels pour la biodiversité forestière. En effet, au moins un quart des espèces forestières dépendent ou profitent du bois mort et des arbres habitats ^[2]. Leurs dendromicrohabitats offrent une ou plusieurs niches écologiques à des espèces spécialistes et souvent menacées de plantes (lichens et bryophytes), de champignons ou de faune. Les espèces cavernicoles, profitant de trous de pics ou d'autres cavités formées par la décomposition du bois, comme les oiseaux (pics, mésanges, sittelle, chouette hulotte, pigeon colombin, etc.), les chauves-souris mais aussi les rongeurs (Gliridés comme le loir ou le léro) et les petits mammifères (Mustelidés comme la martre) dépendent ainsi fortement de ces arbres. Il en va de même pour les espèces *saproxyliques* et notamment certains coléoptères emblématiques comme le lucane cerf-volant [Fig. X.4.6](#), le grand capricorne ou encore le pique prune.

Espèce saproxylique

Espèce dépendant, au moins durant une partie de son cycle de vie, d'arbres sénescents, de bois en décomposition ou d'autres espèces saproxyliques (dérivé du grec *sapros* signifiant « pourri » et *xylon* « bois »).

Fig. X.4.6 Lucane cerf-volant (*Lucanus cervus*).

Photo: I. Frossard



Les relevés de la végétation arborée permettent par ailleurs de connaître la composition et la diversité des espèces présentes. Ces informations pourront aiguiller les concepteurs du projet de renaturation sur les espèces à replanter, le cas échéant. La présence d'essences non désirées à proximité du cours d'eau, dans les boisements rivulaires notamment, est également identifiée. Il peut s'agir d'espèces exotiques invasives, telles que les robiniers faux-acacia, ou d'espèces non autochtones comme les platanes, les marronniers, les bambous, etc. Le projet de renaturation sera l'occasion de lutter activement contre ces espèces souvent problématiques. Attention toutefois à ne pas être trop radical, notamment dans le cas d'espèces non autochtones comme les platanes, où il convient de conserver une certaine sensibilité, en particulier face à des sujets remarquables ou présentant une valeur patrimoniale historique.

En fin de compte, les données récoltées et traitées sont utiles durant plusieurs phases du projet, notamment pour l'estimation des coûts et l'élaboration de l'appel d'offres aux entreprises, le nombre de tiges à abattre et leur DHP étant connus. En phase d'autorisation, les discussions avec les services de l'État en charge de la protection des forêts et des arbres ainsi qu'avec le propriétaire seront également facilitées par la connaissance fine des arbres présents.

X.4.3 Données sur la faune aquatique et terrestre

Ismaël Frossard

Acquisition des données

Pour ce qui est des données faunistiques, le processus d'acquisition des données est similaire à celui décrit dans la section X.4.1 pour les données floristiques. Il passe également par le formulaire dédié de la plateforme en ligne InfoSpecies. Dans ce dernier, il convient ici de sélectionner a minima les groupes de la faune terrestre vertébrée « Amphibiens », « Reptiles », « Mammifères (sans chauves-souris) », « Chauves-souris » et « Oiseaux nicheurs », ainsi que ceux de la faune aquatique « Poissons ». Il peut également être intéressant de connaître les données « Coléoptères du bois » pour savoir si des espèces saproxyliques patrimoniales sont présentes. Selon la situation du projet et les milieux naturels concernés, d'autres données peuvent être demandées comme celles des « Libellules » ou des « Lépidoptères diurnes et zygènes ». Le regroupement de l'ensemble des centres de compétences pour la conservation des espèces sous InfoSpecies permet d'effectuer une seule et même demande de données, via le remplissage d'un seul formulaire, pour l'ensemble des données floristiques et faunistiques.

Les données faunistiques présentes dans les bases de données sont souvent lacunaires. Comme pour la flore, il existe un important biais d'effort de collecte des données, amplifié ici par la multiplicité des groupes faunistiques et leur complexité relative. Les consultations pour avis des spécialistes naturalistes des différents groupes et/ou des relevés complémentaires peuvent ainsi être nécessaires. L'analyse des données transmises par InfoSpecies déterminera ces besoins.

Pour la faune aquatique, et notamment les poissons et le *macrozoobenthos*, des informations peuvent également être fournies par la base InfoSpecies. Cependant, d'autres sources de données existent et peuvent parfois s'avérer plus à jour ou plus complètes (avec des données d'abondance ou de densité, par exemple). En particulier, il est probable qu'un tronçon de cours d'eau visé par un projet de renaturation ait déjà

Macrozoobenthos

Le macrozoobenthos, en abrégé « MZB », désigne les invertébrés aquatiques visibles à l'œil nu qui vivent au fond des rivières et des plans d'eau, comme les larves d'insectes (éphémères, plécoptères, trichoptères, etc.), les gastéropodes ou encore les petits crustacés. Ils sont d'excellents bioindicateurs pour évaluer et surveiller la qualité des eaux de surface.

Système modulaire gradué

Le système modulaire gradué, ou SMG, est composé d'un ensemble de méthodes d'analyse et d'appréciation de l'état des eaux, qui étudient, entre autres, les poissons, le macrozoobenthos, l'hydrologie et certains paramètres physico-chimiques. Il est notamment utilisé par la Confédération et les cantons dans le cadre de leurs programmes respectifs de surveillance des eaux. Pour le macrozoobenthos, c'est la méthode IBCH_2019 qui est mise en œuvre. Basée sur un échantillonnage semi-quantitatif, elle attribue une des cinq classes de qualité au cours d'eau évalué.

Voir aussi section VIII.4.1.

fait l'objet d'un suivi de sa faune aquatique, soit par les cantons directement, soit par des bureaux ou des équipes spécialisés. Ainsi, sur le canton de Genève, la qualité des cours d'eau est évaluée au moyen d'outils standardisés issus du *système modulaire gradué* (SMG) [4]: le réseau hydrographique genevois est divisé en six grands secteurs, l'ensemble des cours d'eau d'un secteur étant évalué tous les six ans. Ces informations, qui font l'objet d'un rapport annuel, sont disponibles auprès des services cantonaux spécialisés. Les poissons figurent parmi les groupes taxonomiques suivis [5], de même que les macroinvertébrés benthiques. Des entreprises sont également susceptibles de mandater des études piscicoles, par exemple des producteurs d'hydroélectricité au titre de l'assainissement des ouvrages par rapport à la migration, au charriage, ou aux éclusées. Les données et résultats issus de ces travaux peuvent être mis à disposition, ou demandés directement auprès du mandant. Ainsi, toujours à Genève, les Services industriels de Genève (SIG) qui exploitent les trois principaux ouvrages hydroélectriques le long du Rhône ont créé un site internet (www.rhone-geneve.ch) sur lequel ils déposent les rapports de toutes les études environnementales qu'ils commandent. Il est donc important de se rapprocher des services cantonaux spécialisés, des bureaux d'études, des équipes universitaires et HES, voire d'entreprises concernées afin de recueillir des informations d'intérêt. Les sociétés de pêche locales ou régionales peuvent également constituer des sources de choix à consulter pour obtenir des informations sur la faune aquatique, notamment piscicole.

Traitement des données

Le traitement des données faunistiques doit se faire en suivant un schéma précis. Cela commence par le tri des données reçues d'InfoSpecies afin d'établir des listes d'espèces par groupes faunistiques. Ensuite, les observations retenues sont localisées sur une carte [Fig. X.4.7](#) pour pouvoir être plus finement appréhendées. Il est nécessaire qu'un biologiste naturaliste intervienne pour traiter les données et les interpréter au mieux. Si besoin, des spécialistes des différents groupes faunistiques doivent également être consultés. Le but de cette démarche est d'identifier les espèces animales présentes qu'il faut conserver, et donc éviter d'impacter, et celles que le projet pourra favoriser.

Les données faunistiques sont transmises dans deux fichiers Excel distincts, un premier avec les observations d'oiseaux issues de la base de données de la Station ornithologique suisse de Sempach et un second avec toutes les autres observations provenant du centre de compétences info fauna. Les en-têtes des colonnes de ces fichiers sont identiques, l'ensemble étant homogénéisé. Ces données doivent être ensuite triées pour bien prendre en compte les espèces sensibles. Ce tri, qui est multicritère, varie en fonction du groupe d'espèces concerné. Comme pour la flore, le premier tri consiste à classer les données selon l'année d'observation pour ne retenir que les plus actuelles, autrement dit celles datant de moins de dix ou cinq ans seulement, la dynamique des populations animales étant plus rapide que celles des espèces végétales. Ensuite, les critères de tri vont différer selon les groupes d'espèces faunistiques. Les oiseaux sont des espèces particulièrement mobiles qui peuvent être liés à différents habitats. Ici, il est conseillé de ne conserver que les espèces liées à des habitats nécessaires à leur nidification présents dans le périmètre de projet, par exemple les espèces cavernicoles si des surfaces boisées sont concernées. Il faut également garder l'ensemble des espèces ayant les statuts NT, VU, EN, CR et CR(PE) dans les colonnes Liste rouge. Les chauves-souris sont des espèces dont les

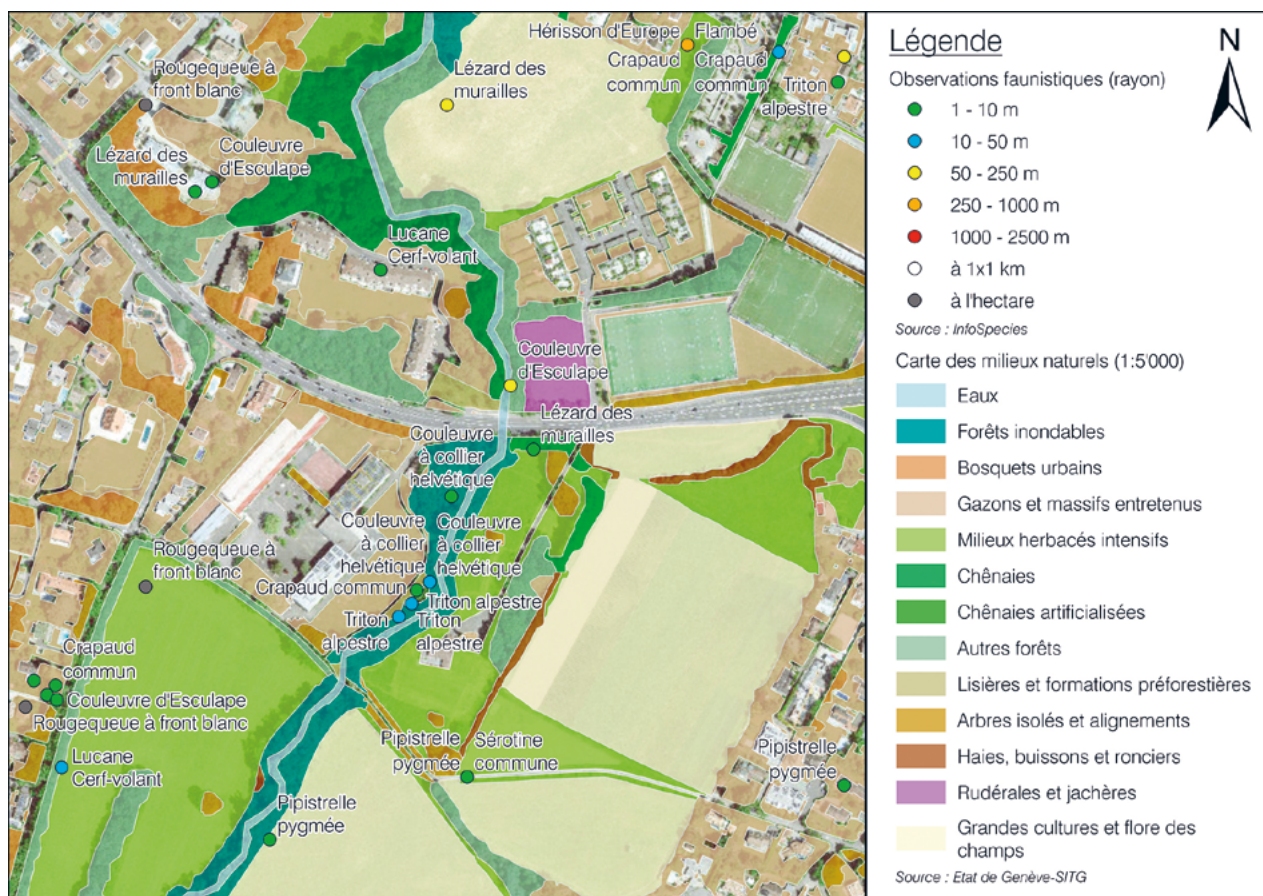
mœurs sont encore relativement peu connues et les données d'observation souvent rares : il est donc préférable de conserver l'ensemble de leurs données. Pour les amphibiens, aucun tri complémentaire n'est nécessaire, l'ensemble des espèces et des observations méritant d'être conservées. Même si tous les amphibiens de Suisse ne sont pas menacés, leurs habitats humides, eux, le sont, ce qui fait de ces animaux des indicateurs précieux de la présence de milieux humides. Concernant les reptiles, il est également conseillé de conserver l'ensemble de leurs données. En effet, à l'exception du lézard des murailles, du lézard vivipare et de l'orvet, l'ensemble des autres reptiles indigènes de Suisse sont menacés et sur liste rouge (état 2023). Les données de mammifères peuvent, elles aussi, toutes être conservées et traitées au cas par cas. Une vigilance particulière doit être portée aux mammifères liés à l'eau, comme le castor ou la loutre, les espèces liées aux arbres ou au bois comme les Gliridés (loir, léroty) ou encore les Mustelidés (martre, hermine, belette). Pour ce qui est des coléoptères du bois, la présence d'espèces patrimoniales est à rechercher : par exemple, les données du lucane cerf-volant ou le grand capricorne.

Une fois les données triées, elles peuvent être reportées sur une carte, comme pour les données floristiques. Ici, il est intéressant d'y faire figurer aussi les milieux naturels présents, voire les arbres habitats relevés. Dans l'interprétation de cette carte de localisation des observations faunistiques, il est important de garder en mémoire la notion de mobilité des espèces animales qui peut être significative selon la taille des

Fig. X.4.7 Exemple d'une carte présentant les données faunistiques (les observations d'espèces avec indication du rayon de l'observation), superposée sur la carte des milieux naturels.

Source : BMG Solution SA

Données : InfoSpecies, État de Genève-SITG



organismes considérés. La superposition des observations avec les milieux naturels permet de mieux identifier les milieux sensibles présents dans le périmètre de projet, en raison de la corrélation établie entre espèces animales et habitats. Pour la faune aquatique, cette étape n'est pas nécessaire : l'établissement de listes des espèces présentes suffit pour le traitement des données.

Comme dit précédemment, il est important de s'appuyer sur les connaissances d'un biologiste naturaliste pour effectuer le traitement et l'interprétation des données mentionnées plus haut. Selon ces données, le naturaliste pourra également déterminer si des relevés de terrain complémentaires seront nécessaires pour certains groupes ou espèces. Cela peut notamment être le cas lorsqu'il y a peu ou pas d'observations d'espèces qui, compte tenu des milieux naturels et des habitats présents, devraient logiquement être détectées. Au besoin, la consultation de spécialistes naturalistes pourra également être judicieuse. Pour les oiseaux, il est recommandé de s'approcher d'un ornithologue pour qu'il se prononce sur les espèces à considérer spécifiquement dans le périmètre du projet, en termes de conservation ou de favorisation. Il conviendra en outre de déterminer avec lui s'il est nécessaire de mettre en œuvre des relevés de terrain complémentaires. En Suisse, il est possible de consulter de nombreux groupes ornithologiques régionaux ainsi que les spécialistes des antennes régionales de la Station ornithologique suisse. Pour les chauves-souris, il est indispensable de faire appel à un chiroptérologue pour comprendre au mieux leur comportement. Cet expert pourra se prononcer sur les espèces et les habitats à surveiller, par exemple les espèces arboricoles si des arbres sont présents dans le périmètre du projet. Le cas échéant, il pourra effectuer des relevés acoustiques ou visuels pour déterminer si des gîtes existent. Le Centre de Coordination Ouest pour l'étude et la protection des chauves-souris (CCO) possède des antennes régionales dans l'ensemble des cantons romands ainsi que dans celui de Berne. Pour les amphibiens et les reptiles, les spécialistes régionaux du Centre de coordination pour la protection des amphibiens et des reptiles (karch) se tiennent également à disposition pour l'accompagnement dans l'analyse des données.

Intégration des données

Comme pour les autres thèmes abordés précédemment, la démarche d'acquisition, de traitement et d'interprétation des données faunistiques a pour but de garantir la prise en compte des espèces sensibles durant l'élaboration du projet de renaturation. Ces données pourront confirmer la nécessité de conserver certains milieux naturels ou habitats, et donc les espèces liées, et d'ajuster ainsi le projet en conséquence. Leur bonne interprétation par un biologiste naturaliste et/ou des spécialistes permettra également d'identifier les espèces animales à favoriser dans le cadre du projet via des aménagements spécifiques. Par exemple, des *annexes hydrauliques* pourront être réalisées pour favoriser tant les poissons que les amphibiens, les reptiles ou les insectes. Autre exemple, dans le cas de projets de renaturation visant à restaurer la migration piscicole par la création d'ouvrages de franchissement, ces derniers devront obligatoirement être dimensionnés pour les espèces de poissons présentes sous l'œil attentif d'un hydrobiologiste. Dans tous les cas, il est nécessaire d'instaurer un échange, dans un esprit de co-construction, entre le biologiste naturaliste et les ingénieurs en charge de l'élaboration du projet de renaturation, et ce, dès le démarrage de ce dernier. Cette collaboration garantira la robustesse du projet sur le plan biologique.

Annexes hydrauliques
Ensemble de zones humides alluviales connectées de façon permanente ou temporaire au cours d'eau par voies superficielles ou souterraines telles que mares, bras morts, bancs alluviaux, îles, prairies inondables, etc.

X.4.4 Données sur la qualité des eaux

Régine Bernard

Du point de vue de la qualité des eaux, l'acquisition des données doit s'orienter vers plusieurs sources.

Données nationales

De nombreuses études actuelles et historiques menées par la Confédération permettent d'établir un diagnostic de la qualité des eaux et de connaître son évolution dans le temps. Les monitorings en cours regroupent :

- la surveillance nationale des eaux de surface, en collaboration avec les cantons, au travers du programme NAWA (uniquement sur les cours d'eau) [6], dans le but de fournir une vue d'ensemble de l'état des eaux de surface en Suisse, de comparer les résultats sur l'ensemble du territoire, et de servir de documentation sur l'évolution à moyen et long terme de cet état ;
- le réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines (NAQUA) [7], qui étudie en particulier la pollution par les nitrates et les produits phytosanitaires ; NAQUA constitue la base de référence pour la protection des eaux souterraines à l'échelle de la Suisse.

Ces différents programmes sont subdivisés en modules selon les domaines étudiés.

L'état des mesures fait l'objet d'une publication générale [8] dans laquelle sont réunies les méthodologies appliquées, les résultats concernant les micropolluants et les nutriments des cours d'eau, des lacs et des eaux souterraines, ainsi que l'état biologique des eaux. Le volet des changements climatiques y est développé, de même

Fig. X.4.8 Extrait de la carte publiée sur le géoportail de la Confédération concernant les nitrates. La qualité des eaux est représentée par des carrés colorés (bleu = très bon, vert = bon, jaune = moyen, orange = médiocre, rouge = mauvais).

Source : <https://map.geo.admin.ch/>



que les mesures mises en œuvre pour protéger et valoriser les eaux. Des exemples de mesures réussies sont présentées dans cette publication.

Le géoportail map.geo.admin ^[9], géré par Swisstopo, offre un grand nombre d'informations représentées sur les cartes officielles de la Confédération. Il permet entre autres de consulter des géodonnées sur la qualité des eaux (concentrations de nitrates [Fig. X.4.8](#), nitrites, ammonium, carbone organique dissous, phosphore total, phosphates).

Centres de compétences

L'Eawag est l'Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau ^[10]. En collaboration avec d'autres entités du domaine des Écoles polytechniques fédérales (EPF) et des partenaires internationaux, l'Eawag conçoit des méthodes de pointe qui établissent de nouvelles normes en matière de recherche et d'innovation sur l'eau. Son site présente les études et recherches en cours ainsi que les résultats obtenus.

Le centre Ecotox (Oekotoxzentrum), créé en 2008 au sein du domaine des EPF à la demande du Conseil fédéral et du parlement, a pour but d'assurer la recherche, l'aide et la formation continue dans le domaine de l'écotoxicologie. Ce centre identifie et évalue les effets des substances chimiques sur l'environnement et développe des stratégies pour minimiser les risques. Ses domaines d'activité clés sont la gestion du savoir et le transfert des connaissances et des technologies. Le centre Ecotox partage son expertise et transmet des compétences professionnelles.

Données cantonales

Chaque canton mène ses propres programmes d'investigation sur son territoire en complément de ceux de la Confédération. Il est donc nécessaire de consulter les sites internet de chaque canton, ou de faire une demande de données auprès du service cantonal en charge de ce domaine.

Les géoportails cantonaux peuvent être consultés en passant par le site général de la Conférence des services cantonaux de la Géoinformation et du Cadastre ^[11]. Actuellement, peu de données sur la qualité physico-chimique des eaux superficielles sont en ligne. Il faut toutefois contrôler régulièrement ces informations, l'évolution étant très rapide. Plusieurs cantons réfléchissent à rendre publiques les résultats obtenus.

Des publications en ligne donnent déjà un bon aperçu de la qualité des eaux superficielles, à l'aide de données interprétées dont l'évolution dans le temps est parfois analysée :

- canton de Genève : « Publications sur la protection des eaux » ^[12] (notamment « Micropolluants organiques - point de la situation 2011-2016 » et « Micropolluants organiques - point de la situation État des lieux 2010 ») ;
- canton de Vaud : « Qualité des eaux superficielles 2018-2022 ^[13] » ;
- canton de Fribourg : « Documentation - Qualité des cours d'eau » ^[14], sous « Études de l'état sanitaire des cours d'eau », organisées par année et par bassin versant ;
- canton de Neuchâtel : le rapport du Conseil d'État au Grand Conseil en réponse à la motion 19.183 « Faut-il se méfier de l'eau qui dort ? » (du 14 décembre 2022) ^[15] fournit des données, essentiellement au niveau des micropolluants ;

- canton du Jura : publication annuelle des résultats du monitoring de la qualité des eaux de surface, disponible sur le site du canton, sous suivi de la qualité des eaux de surface ^[16];
- canton du Valais : publication d'un bilan qui dresse l'état de la qualité des cours d'eau sur la base des résultats de 1990 à 2006 ^[17] et de suivis plus sectoriels par bassins versants ^[18].

Des études plus ciblées sur un bassin versant spécifique et certains lacs peuvent aussi fournir des résultats. Des recherches sur internet ou des contacts auprès du canton permettent d'obtenir ces documents.

La qualité des cours d'eau peut être fortement influencée par les rejets de stations d'épuration (STEP). Les cantons fournissent des données sur l'état de fonctionnement des installations, les concentrations rejetées, les éventuels dysfonctionnements observés, et parfois le rapport de débit dans le cours d'eau (basé sur la situation la plus défavorable, à savoir un étiage strict), c'est-à-dire le rapport de débit maximal de la STEP en regard du Q_{347} . Les rapports d'exploitation ou des pages spécifiques sur l'épuration des eaux peuvent être recherchés en ligne (Genève ^[19], Vaud ^[20], Fribourg ^[21], Neuchâtel ^[22], Jura ^[23], Valais ^[24, 25]).

Q₃₄₇
Débit atteint ou dépassé pendant 347 jours par année, dont la moyenne devrait être calculée sur une période de dix ans (voir la section II.3.2).

Traitement des données

Les publications présentant les données acquises au niveau national, cantonal ou au travers d'études diverses (cf. liste précédente) comportent des résultats traités et le plus souvent interprétés, qui peuvent donc être repris directement.

L'analyse des données brutes qui sont récoltées, notamment auprès des cantons, doit en revanche s'appuyer d'une part sur les exigences légales, en particulier la loi sur la protection des eaux LEaux du 24 janvier 1991, et d'autre part sur l'Ordonnance sur la protection des eaux OEaux du 28 octobre 1998.

La plateforme « Qualité des eaux » de l'Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA) ^[26] publie régulièrement des documents, notamment pratiques ou méthodologiques. Outre le VSA, les organisations responsables de la plateforme sont l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et l'Eawag mentionné plus haut.

En Suisse, l'analyse et l'appréciation des cours d'eau sont guidées par le système modulaire gradué (SMG) ^[4]. Plusieurs modules (nutriments ^[27], micropolluants ^[28, 29], température ^[30]) explicitent les différents paramètres, indiquent les principaux qui devraient être dosés et la manière de les interpréter. Le module nutriments, au regard des concentrations mesurées, indique la classe de qualité des eaux dans laquelle se situe le paramètre en question (très bon / bon / moyen / médiocre / mauvais).

Une attention particulière doit être portée aux unités des paramètres azotés et des orthophosphates. Les laboratoires d'analyse spécifient ces unités. Pour les trois formes de l'azote (ammonium, nitrite, nitrate), les résultats peuvent être exprimés en ions, correspondant à la molécule entière (NH₄), ou en quantité d'azote élémentaire (N-NH₄ ou en mg/L N). Les seuils de qualité de l'OEaux, repris dans le SMG nutriments, sont toujours indiqués en N. Une conversion doit donc être effectuée sur les résultats fournis qui ne sont pas en N.

La signification n'est toutefois pas la même selon le mode de prélèvement (ponctuel, ou en continu) et le nombre d'échantillons prélevés sur l'ensemble de l'année. Les

monitorings actuels de plusieurs cantons reposent sur les recommandations du SMG, à savoir au moins 12 échantillons. En revanche, il convient de décider si les valeurs très élevées ou « extrêmes » sont prises en compte, intégrées dans une moyenne, ou au contraire écartées à l'aide d'un centile. L'OEaux (annexe 2, chapitre 12) prévoit d'ailleurs des dérogations en cas de conditions naturelles particulières. Afin de faciliter la comparaison des résultats obtenus à l'échelle nationale, le SMG propose d'utiliser comme indice statistique le 90^e centile d'au moins 12 échantillons. Il est toutefois nécessaire de bien s'informer auprès du service cantonal sur le mode de calcul appliqué.

Intégration des données

Les résultats bruts sont le plus souvent présentés sous forme de tableaux en annexe des rapports. Il est important de spécifier les unités, le nombre d'échantillons considérés et les éventuels centiles sur lesquels porte le calcul des concentrations retenues.

Les paramètres les plus pertinents sont sélectionnés et synthétisés à l'aide de tableaux indiquant les classes de qualité (codes couleur), de représentations graphiques ou cartographiques. Les cantons ont souvent développé leurs propres méthodes et outils pour l'intégration des données. Quelques exemples peuvent être repris, par ex. les publications du canton de Fribourg ^[31].

Pour une évaluation plus complète de l'état des cours d'eau, les résultats physico-chimiques doivent être confrontés aux autres données disponibles, telles que les indices biologiques basés sur les macroinvertébrés (voir le sous-chapitre V.2), les diatomées (voir la section IV.4.4), les relevés écomorphologiques, etc.

Bibliographie du sous-chapitre X.4

- [1] Delarze, R., Gonseth, Y., 2015, *Guide des milieux naturels de Suisse*, 3^e édition, Rossolis.
- [2] Bütler, R., Lachat T., Larrieur, L., Paillet, Y., 2013, « Arbres-habitats, éléments clés de la biodiversité forestière », in Kraus, D., Krumm, F. (dir.), *Les approches intégratives en tant qu'opportunités de conservation de la biodiversité forestière*, Institut européen des forêts.
- [3] Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., Larrieu, L., 2020, *Guide de poche des dendromicrohabitats, Description et seuils de grandeur pour leur inventaire*, 2^e édition révisée, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL.
- [4] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2021, Système modulaire gradué, <https://modul-stufen-konzept.ch/fr/modul-stufen-konzept/>.
- [5] Achermann, N., Vonlanthen, P., Werner, D., 2024, *Méthode d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse: Poissons*, L'environnement pratique numéro UV-2421-F, Office fédéral de l'environnement (OFEV).
- [6] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2013, *NAWA – Observation nationale de la qualité des eaux de surface, Cours d'eau*, Connaissance de l'environnement n° 1327, Berne.
- [7] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2019, *État et évolution des eaux souterraines en Suisse, Résultats de l'observation nationale des eaux souterraines NAQUA, état 2016*, État de l'environnement n° 1901, Berne.
- [8] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2022, *Eaux suisses, État et mesures*, État de l'environnement n° 2207, Berne.
- [9] <https://map.geo.admin.ch/>.
- [10] <https://www.eawag.ch/fr/>.
- [11] <https://www.kgk-cgc.ch/fr/geodonnees/geoportails-cantonaux>.
- [12] <https://www.ge.ch/document/publications-protection-eaux>.
- [13] https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/eau/fichiers_pdf/DIREV_PRE/Qualite-eaux-superficielles-2018-2022.pdf.
- [14] <https://www.fr.ch/energie-agriculture-et-environnement/eau/lacs-et-cours-deau/qualite-des-cours-deau/documentation-qualite-des-cours-deau>.
- [15] https://www.ne.ch/medias/Documents/22/12/Rapport_CE_22043.pdf.
- [16] <https://www.jura.ch/fr/Autorites/Administration/DEC/ENV/Eaux/Cours-d-eau/Qualite-des-eaux/Qualite-des-eaux.html>.
- [17] <https://www.vs.ch/documents/15682620/21793069/Qualit%C3%A9+des+cours+d%27eau+en+Valais%2C+janvier+2007.pdf/5da92149-330c-317f-c841-df5de16cba97?t=1674719154848>.
- [18] <https://www.vs.ch/web/sen/qualite-des-eaux>.
- [19] https://media.sig-ge.ch/documents/sig/rapport_annuel/assainissement_eaux_usees_rapport_exploitation.pdf.
- [20] https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/eau/fichiers_pdf/DIREV_PRE/Bilans_2024_de_l_%C3%A9puration_vaudoise.pdf.
- [21] <https://www.fr.ch/energie-agriculture-et-environnement/eau/evacuation-et-epuration-des-eaux/>.
- [22] <https://step-ne.ch/bilans/>.
- [23] <https://www.jura.ch/fr/Autorites/Administration/DEC/ENV/Eaux/Epuration/Epuration-des-eaux.html>.
- [24] <https://www.vs.ch/web/sen/step>.
- [25] https://www.vs.ch/documents/d/sen/rapport_step_2024.
- [26] <https://waterquality.ch/fr/publications/>.
- [27] Liechti, P., 2010, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, Analyses physico-chimiques, nutriments*, L'environnement pratique n° 1005, Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- [28] Wittmer, I., Junghans, M., Singer, H., Stamm, C., 2014, *Micropolluants – Stratégie d'évaluation pour les micropolluants organiques de sources non ponctuelles*, Étude réalisée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), Eawag, Dübendorf.
- [29] Götz, C. W., Kase, R., Hollender, J., 2011, *Micropolluants - Système d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques issus de l'assainissement communal*, Étude réalisée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), Eawag, Dübendorf.
- [30] Ernst Basler + Partner AG, Wasser-Fisch-Natur, Limnex AG, 2011, *Rapport d'experts en vue d'un module Température pour le système modulaire gradué*, Rapport établi sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).
- [31] https://www.fr.ch/sites/default/files/2025-09/singine_fr.pdf?v=1757600092.

XI

Projets emblématiques

Sous la direction de Pierre-André Frossard et Jean-Louis Boillat

XI.1	Torrents de montagne	603
XI.2	Cours d'eau de plaine	615
XI.3	Traversées de zones urbanisées	627
XI.4	Confluences et embouchures	639



Présentation générale du chapitre

Ce dernier chapitre présente, de manière synthétique, un certain nombre de projets réalisés pour l'essentiel en Suisse romande, à l'exception d'un exemple en rive sud du lac Léman et d'un autre en Suisse alémanique. Ces études de cas illustrent concrètement les moyens mis en œuvre par les maîtres d'ouvrage et les concepteurs de projets pour atteindre les objectifs fondamentaux de la renaturation, que sont la protection contre les crues, la promotion de la biodiversité et l'amélioration de la qualité de vie pour les riverains. Bon nombre de concepts théoriques développés dans les chapitres précédents trouvent des exemples d'application dans les fiches descriptives qui suivent.

Les différents projets sont regroupés par thématiques correspondant à des environnements spécifiques : torrents de montagne, cours d'eau de plaine, traversées de zones urbanisées, et confluences et embouchures.

Torrent

Hydrauliquement, un torrent se distingue par un écoulement supercritique (cf. sous-chapitre III.1), caractéristique des cours d'eau à forte pente.

En raison de la force de son écoulement, le *torrent* possède une grande capacité de charriage. Son lit est constitué d'une granulométrie grossière et étendue.

Les problématiques les plus couramment associées aux torrents concernent l'hydroélectricité, le transport solide, la gestion sédimentaire et les crues.

XI.1.1 La Dranse à Sembrancher-Vollèges
Gestion sédimentaire, revitalisation et protection contre les crues

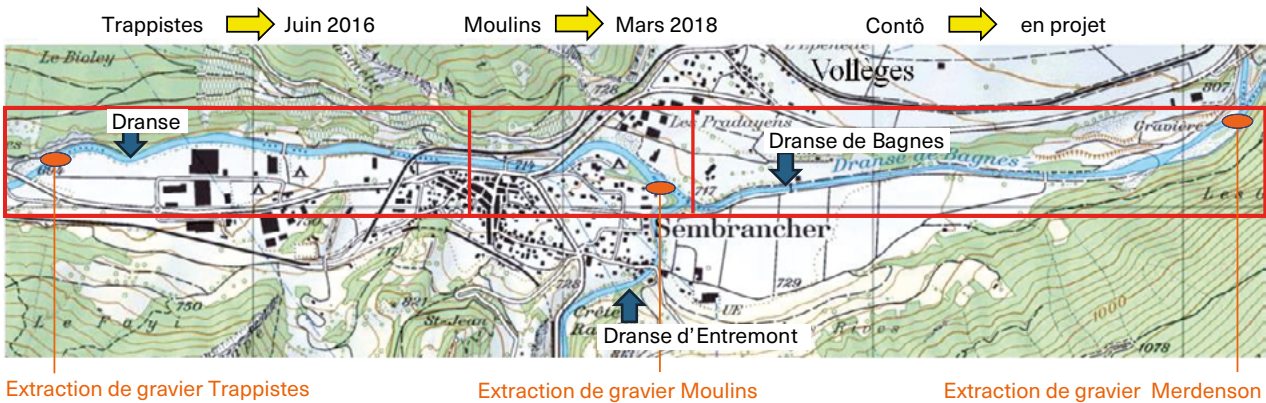
Jean-Louis Boillat, expert indépendant
Jérôme Dubois, HydroCosmos SA
Antoine Stocker et Flavio Zanini, Drosera Écologique Appliquée SA

Géométrie du tronçon Longueur : env. 4 km Largeur : 15-26 m Pente : 1,0-1,3 %	Granulométrie $D_m = 57 \text{ mm}$ $D_{90} = 200 \text{ mm}$	Débits caractéristiques $Q_2 = 51 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_5 = 75 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 210 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Communes de Sembrancher et Vollèges	Années de réalisation 2016-2021	Coût indicatif des travaux 14 000 000 CHF

Contexte géographique

Fig. XI.1.1 La Dranse à Sembrancher-Vollèges. Étapes de réalisation et gravières.

La Dranse est l'un des principaux affluents du Rhône en amont du lac Léman. Le tronçon concerné par ce projet se situe dans la traversée des communes de Sembrancher et Val de Bagnes sur un linéaire de 4 km environ [Fig. XI.1.1](#).



En amont de la confluence des Dranses de Bagnes et d'Entremont, la moitié du bassin versant de 594 km² est exploitée pour la production d'électricité grâce aux barrages des Toules et de Mauvoisin.

La réalisation du projet, subdivisé en trois secteurs (Trappistes, Moulins et Contô) [Fig. XI.1.1](#), a été initiée depuis l'aval. Le dernier secteur, celui de Contô, fait partie du concept stratégique de renaturation des cours d'eau valaisans.

Problématique et objectifs du projet

Les régimes hydrologiques et sédimentaires de la Dranse sont significativement impactés par les aménagements hydroélectriques. Malgré la réduction de débit imposée à la rivière, les villages de Sembrancher et Vollèges restaient toujours exposés à des risques d'inondation, comme cela s'est produit lors de la crue d'octobre 2000. Cette apparente contradiction s'explique par la réduction de la capacité de transport sédimentaire, responsable de l'accumulation de dépôts alluvionnaires dans le lit du cours d'eau.

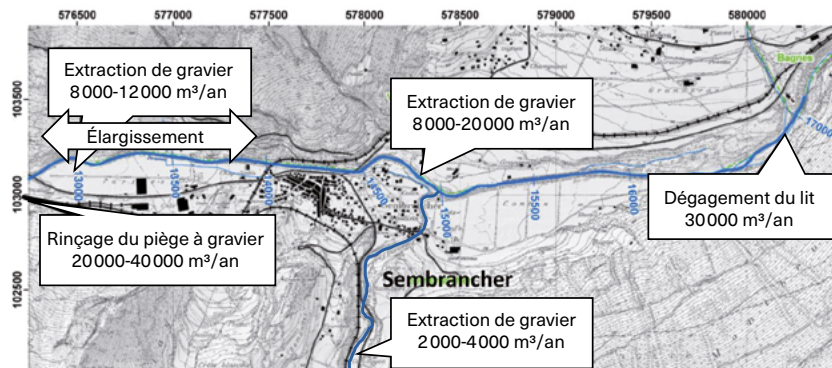
Le projet de la Dranse à Sembrancher-Vollèges concerne ainsi la gestion sédimentaire, la protection contre les crues et la revitalisation du cours d'eau.

Éléments de réalisation

Gestion sédimentaire et protection contre les crues

Dans les conditions topographiques locales, le transport sédimentaire présente une tendance naturelle à l'alluvionnement sur le tronçon des Trappistes. Pour maintenir un profil d'équilibre, des extractions de sédiments sont effectuées régulièrement à des endroits clés, en amont, en aval et dans le village de Sembrancher [Fig. XI.1.2](#). Ces extractions sont essentielles pour stabiliser le lit de la rivière. Le défi consiste à gérer les quelque 57 000 m³ de sédiments qui pénètrent annuellement dans ce tronçon.

Fig. XI.1.2 Extractions de gravier dans la Dranse sur le secteur de projet.



La largeur initiale du cours d'eau, de l'ordre de 15 m, était nettement inférieure à la largeur de régime estimée à 26 m par les approches théoriques ^[1, 2]. Avec cet élargissement, la morphologie rectiligne du chenal passe à un régime de bancs alternés, améliorant significativement le potentiel écologique de la rivière ^[3, 4].

Ces interventions sur la géométrie du cours d'eau et les extractions sédimentaires permettent également d'éviter le débordement d'une crue centennale.

Fig. XI.1.3 À gauche : schéma de déflecteur de rive gauche et diversification végétative. Au centre : rampe en enrochement pour la migration piscicole. À droite : bras mort en rive gauche.

Source : Drosera Écologie Appliquée SA



Connectivité biologique

Longitudinalement, les seuils existant aux emplacements des gravières ont été remplacés par des rampes en enrochements structurées ^[5] afin de supprimer les obstacles à la migration piscicole [Fig. XI.1.3](#).

Latéralement, l'amélioration et la diversification structurelle du lit ont été obtenues notamment grâce à une inclinaison réduite des berges, à la diversification des substrats avec des structures en bois et en enrochement, à la création de bras morts et à la mise en place de déflecteurs alternés sur les rives ^[6].

Ces diverses mesures favorisent la diversification de la végétation et des habitats dans la zone de transition entre les milieux aquatiques et terrestres, ainsi que la création de nouveaux écosystèmes ^[7]. Ainsi, des hauts-fonds propices aux oiseaux de rivage se sont formés, des pierriers garantissant des habitats hors gel pour les reptiles ont été constitués, des dépôts sableux pour l'entomofaune (en particulier pour les hyménoptères) ont été intégrés en alternance, des entrelacs de bois mort et de souches pour les coléoptères et autres insectes ont été ancrés sur les rives, et des groupes d'épineux et d'essences diverses ont été plantés comme abris pour l'avifaune.

Mobilité douce et loisirs

Dès le début du projet, les aspects détente et loisirs ont été intégrés, sous forme d'un parcours didactique pédestre, longeant la Dranse en rive gauche sur plus de 1 200 m [Fig. XI.1.4 droite](#). Ce sentier, qui relie le centre du village de Sembrancher à la rivière, est accessible aux personnes à mobilité réduite.

Monitoring sédimentaire et biologique

Afin de gérer le suivi des extractions de gravier, un programme de surveillance sédimentaire a été initié, basé sur un relevé annuel du lit de la Dranse par drone, ainsi qu'après chaque crue majeure. Les premiers relevés, réalisés en 2017, un an après la fin des travaux, ont validé l'efficacité de la gestion sédimentaire sur la stabilité du lit de la Dranse. En 2025, les dernières mesures confirment toujours la stabilité du profil en long de la rivière.

Un suivi de l'évolution végétative et de la colonisation par la faune des rives et des eaux de la Dranse a également été engagé. Ce monitoring a révélé l'apparition de *Cyperus fuscus* et de *Myricaria Germanica* [Fig. XI.1.4 gauche](#). Cette espèce végétale n'avait



Fig. XI.1.4 A gauche : réapparition de *Myricaria Germanica*.
Au centre : pontes de grenouilles rousses dans un bras mort.
À droite : chemin pédestre, plantations d'essences indigènes et talus végétalisé en rive gauche.
Photos: Drosera Écologie Appliquée SA

plus été observée dans la zone depuis plus de 50 ans ^[7]. La reproduction de la truite de rivière a été attestée un an seulement après la fin des travaux, alors qu'aucune ponte n'avait été enregistrée depuis des années. Des pontes de grenouilles rousses (*Rana temporaria*) ont également été observées dans un bras mort [Fig. XI.1.4 centre](#).

Conclusion

À Sembrancher-Vollèges, le comportement hydrologique et sédimentaire de la Dranse est fortement conditionné par la présence d'aménagements hydroélectriques dans la partie amont du bassin versant. La revitalisation du cours d'eau dans ce secteur est ainsi associée à la résolution de problématiques connexes, telles que la gestion sédimentaire et la protection contre les crues.

Le projet réalisé pour satisfaire ces objectifs est un bel exemple de collaboration pluridisciplinaire, dont la réussite repose sur un échange participatif de tous les acteurs concernés. Avec la diversification et la stabilisation de son lit, la Dranse a réactivé un écosystème oublié et s'offre comme un lieu de détente, grâce à un accès facilité.

Bibliographie du projet XI.1.1

- [1] Yalin, M. S., da Silva, A. M. F., 2001, *Fluvial processes*, International association of hydraulic engineering and research (IAHR), Delft.
- [2] Günter, A., 1971, *Die kritische mittlere Sohlenschubspannung bei Geschiebemischungen unter Berücksichtigung der Deckschichtbildung und der turbulenzbedingten Sohlenschubspannungsschwankungen*, Mitteilung 3 der Versuchsanstalt für Wasserbau Hydrologie und Glaziologie (VAW) der Eidgenössische Technische Hochschule (ETHZ), Zürich.
- [3] Dubois, J., Roquier, B., 2013, *DuPiro : modélisation hydraulique et sédimentaire*, comptes rendus du Certificate of Advanced Studies HES-SO en revitalisation de cours d'eau, HES-SO, Fribourg.
- [4] Roquier, B., Dubois, J., Boillat, J.-L., 2014, «Sediment management measures for river restoration and flood protection in alpine valleys», actes de la conférence River Flow 2014, 3-5 septembre 2014, Lausanne.
- [5] Studer, M. J., 2010, *Analyse von Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen auf verschiedenen Typen von Blockrampen*, Communication n° 42 du Laboratoire de constructions hydrauliques, EPFL, Lausanne.
- [6] Pereira, S. C., Boillat, J.-L., Kantoush, S. A., Meile, T., 2008, «Deflectors as riverbanks protection measures», actes de la conférence River Flow 2008, 6-8 septembre 2008, Çesme, Turquie.
- [7] Zanini, F., Stocker, A., Beyer, N., Boillat, J.-L., 2018, «Élargissement et revitalisation de la Dranse à Sembrancher et Vollèges», *Bulletin n°1 de l'association pour le génie biologique*, p. 20-28.

XI.1.2 La Navisence - Zinal Espace cours d'eau et libre expression de la dynamique alluviale

Pierre-André Frossard
Avec la collaboration de Lambert Zufferey (Patrick Epiney Ingénieurs sàrl, Vissoie)

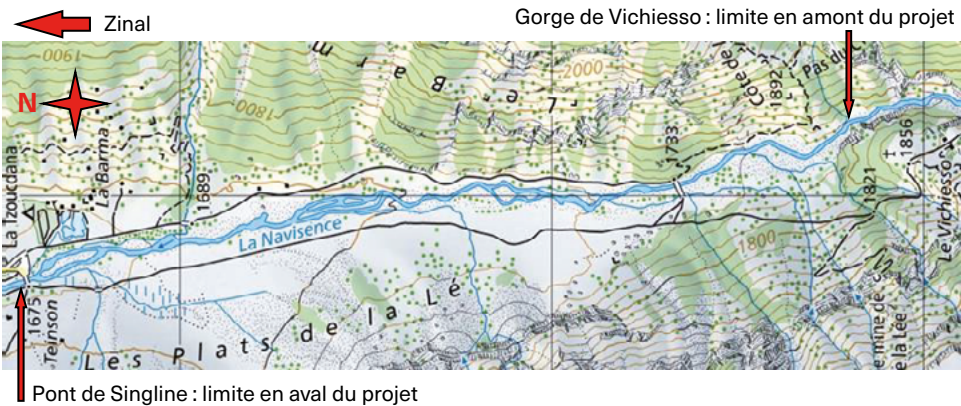
Partenaires du projet Patrick Epiney Ingénieurs Sàrl	Tronçon concerné Longueur: env. 2,3 km Largeur: 30-60 m Pente: 2-4 ‰	Débits moyens Décembre-mars ≤ 800 L/s Avril, novembre: 1-2 m³/s Mai, septembre, octobre: 2-8 m³/s Juin à août: 10-18 m³/s	Débits de crues $Q_{20} = 30-35 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 45-55 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{\text{ext}} = 65-80 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Commune d'Anniviers	Bassin versant SBV = 73,2 km²	Années de réalisation 2012-2015	Coût indicatif des travaux 1 170 000 CHF

Contexte géographique

La Navisence est un affluent en rive gauche du Rhône qui draine l'ensemble du val d'Anniviers. Ce torrent prend naissance à environ 2100 m d'altitude, dans la marge proglaciaire du glacier de Zinal, où convergent plusieurs glaciers de la « couronne impériale », constituée de sommets dépassant les 4000 m. Sa confluence avec le Rhône se situe à Chippis (Sierre), à environ 520 m d'altitude.

En amont de la station-village de Zinal (1675 m.s.m), se situe la plaine alluviale de la Lée [Fig. XI.1.5](#), objet de l'inventaire fédéral des zones alluviales d'importance nationale, depuis novembre 2017 ^[1].

Fig. XI.1.5 La Navisence dans sa traversée des Plats de la Lée, en amont de Zinal.



Problématique et objectifs du projet

En raison de l'endiguement de certains tronçons et de la présence d'une zone d'extraction, la plaine alluviale de la Lée n'avait pas été incluse dans le premier inventaire fédéral de 1992 ^[2]. En effet, ces infrastructures étaient à l'origine de dysfonctionnements dans la dynamique du charriage naturel et le processus global de l'hydrosystème. Par exemple, des phénomènes d'incision du lit (jusqu'à -3 m) se sont manifestés sur plusieurs centaines de mètres en amont du site d'extraction ^[2].

Des mesures ont été planifiées pour redonner de l'espace au cours d'eau, pour régénérer les processus dynamiques, dont la sédimentation et l'inondation, et pour protéger des infrastructures menacées (pont et routes agricoles). La protection des communautés végétales et animales typiques des hydrosystèmes d'altitude a représenté l'objectif principal du projet, mais tout en maintenant les fonctions sociales, agricoles et touristiques du site.

Éléments de réalisation

Détermination de l'espace réservé aux eaux

La largeur naturelle de la Navisence dans la plaine alluviale de la Lée est difficile à définir car elle est influencée par la géomorphologie du vallon. En effet, des phénomènes de ravinement et de laves torrentielles génèrent latéralement des cônes de déjection qui limitent l'élargissement du cours d'eau [Fig. XI.1.7 droite](#). Deux principaux paramètres ont été utilisés, à savoir d'une part les références historiques et d'autre part le calcul de la largeur de régime, en tant que base d'identification du style fluvial et du développement morphologique possible ^[2].

Déplacement de l'activité d'extraction et réaménagement du site

La première mesure physique a consisté à déplacer l'activité d'extraction plus en aval, en dehors de la plaine alluviale. Cela a permis de restaurer un charriage naturel (3000 à 4000 m³ transitent annuellement) sur tout le linéaire impacté, avec comme principal effet un exhaussement du fond du lit qui devrait progressivement retrouver son niveau d'origine [Fig. XI.1.6](#). Sur l'ancien site d'extraction, la pente des berges a été adoucie et des annexes hydrauliques ont été aménagées, à l'exemple d'un bras latéral et d'un bras mort ^[2].

Fig. XI.1.6 Grâce à la recharge alluviale progressive, la Navisence reforme un lit en tresses à l'endroit de l'ancien site d'extraction – Situation en 2021.

Photo : Patrick Epiney
Ingénieurs sàrl



L'exhaussement du fond du lit induit un rehaussement de la nappe d'accompagnement et l'ensemble améliore significativement la connexion transversale, avec les terrasses alluviales et les milieux humides attenants. Les conditions sont alors favorables au développement de formations typiques des zones alluviales, en remplacement de formations végétales plus banales, qui traduisaient un déséquilibre.

Reconstruction d'un pont

Fig. XI.1.7 À gauche : vue générale de la plaine alluviale de la Lée en direction de l'aval (juillet 2017). Au fond, le village de Zinal.

Photo: Patrick Epiney
Ingénieurs Sàrl

Au centre : le nouveau pont de Gietti en construction.

Photo: P.-A. Frossard

À droite : les affluents, avec les laves torrentielles qu'ils génèrent et les cônes de déjection qu'ils forment, influencent l'espace réservé aux eaux de la plaine alluviale de la Lée.

Photo: P.-A. Frossard

Le pont de Gietti en amont du secteur de projet, fondamental dans l'organisation des activités liées au tourisme et la gestion pastorale des Plats de la Lée, a été reconstruit [Fig. XI.1.7 centre](#) après sa destruction par la crue de 2013 (Q_{100}). En prenant en compte l'espace réservé aux eaux et la nouvelle situation induite par les remaniements dus à la crue, sa portée a été augmentée de 8 à 42 m ^[2].

Déplacement de pistes carrossables et infrastructures de loisirs

En rive droite, une nouvelle piste carrossable assure l'accès principal au fond du vallon de Zinal et remplace l'accès carrossable qui existait initialement en rive gauche. Son tracé en pied de coteau lui confère une meilleure intégration paysagère et la protège des dangers naturels. Des mesures ponctuelles de stabilisation ont été nécessaires pour les tronçons les plus proches du lit majeur. En rive gauche, les accès de mobilité douce ont également été réorganisés mais n'ont pas nécessité de mesures de stabilisation en raison de l'espace suffisant à disposition ^[2].



Puissance au service de la renaturation

En raison de sa puissance et de sa capacité de transport solide, la Navisence est un exemple de cours d'eau capable de se réajuster rapidement, dès lors qu'on lui accorde à nouveau de l'espace. Pour preuve, les crues d'ordre centennal de 2013 et 2018, de caractère très morphogène, ont accéléré le processus de revitalisation et ont rendu caduques certaines mesures initialement prévues par le projet ^[2].

Suivi d'efficacité sur l'hydromorphologie et la biodiversité

Le projet prévoit la réalisation d'un monitoring qui a débuté en 2016 et qui porte sur la morphologie du cours d'eau [Fig. XI.1.8 gauche](#) et sur les groupes suivants : flore [Fig. XI.1.8 droite](#), orthoptère, papillon, avifaune, poisson. L'enchaînement

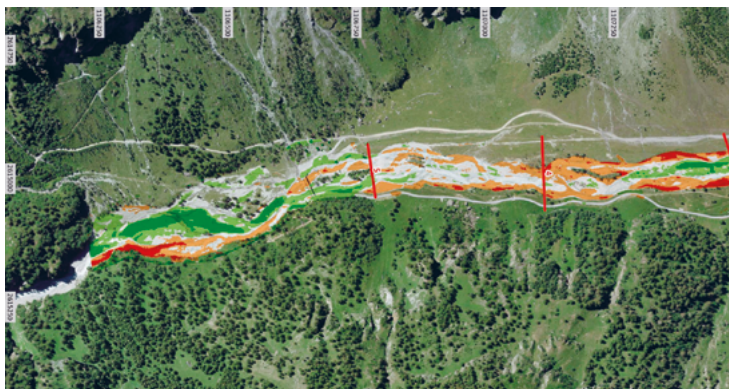


Fig. XI.1.8 À gauche : carte de suivi morphologique avec la position des transects pour les relevés.

À droite : le lit mobile en tresses et l'alluvionnement favorisent l'implantation d'une flore pionnière typique des zones alluviales, à l'image ici de la Myricaie d'Allemagne.

Source : Patrick Epiney
Ingénieurs Sàrl

d'occurrences morphogènes ont été très profitables aux milieux alluviaux qui se sont étendus de plus de 30 %. En effet, les phénomènes induits par les crues ont réinitialisé de nombreuses successions végétales au stade pionnier. Ils ont également permis un rééquilibrage du profil en long de la Navisence [3].

Conclusion

À la suite des premières mesures réalisées, le site a retrouvé son statut dans l'inventaire fédéral des zones alluviales. Mais au niveau régional, la plus-value du projet dépasse les seuls objectifs biologiques et des répercussions positives sont également attendues au niveau touristique, qui représente une branche fondamentale de l'économie de ce fond de vallée [2].

Après deux crues considérées comme centennales en 2013 et 2018, la Navisence a de nouveau connu un événement exceptionnel encore plus intense en 2024, qui a considérablement remanié la plaine alluviale. Un débit de $75 \text{ m}^3/\text{s}$ mesuré à Zinal et considéré dans les bases de dangers comme une crue centennale serait plutôt proche d'une fréquence de 10-20 ans [4].

Bibliographie du projet XI.1.2

- [1] Epiney, P., 2017, *Revitalisation de la plaine alluviale de la Lée / La Navisence-Zinal*, dossier de synthèse, commune d'Anniviers.
- [2] Epiney, P., Zufferey, L., 2018, « Revitalisation de la plaine de la Lée / La Navisence-Zinal », *Génie biologique*, 1/2018, p. 29-34.
- [3] Zufferey, L., 2024, *Revitalisation de la zone alluviale de la Navisence / Plat de la Lée – Zinal*, Monitoring 2016-2021, Patrick Epiney Ingénieurs Sàrl.
- [4] IDEALP, 2025, *Crue de la Navisence - 21 et 29 juin 2024*, rapport de synthèse, canton du Valais, Service des dangers naturels.

XI.1.3 La Dranse à Thonon-les-Bains (Haute-Savoie) Restauration du transport solide et du style fluvial

Pierre-André Frossard

Avec la collaboration de Guillaume Bugnet (Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Chablais (SIAC), Thonon-les-Bains)

Partenaires du projet SAFEGE SUEZ-Consulting Agence de l'Eau RMC Conseil départemental de la Haute-Savoie	Tronçon concerné Longueur: env. 4,5 km Largeur: 60-160 m Pente: 1 %	Débits caractéristiques (à l'embouchure) $MQ = 22 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{10} = 218 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_2 = 159 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 459 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_5 = 193 \text{ m}^3/\text{s}$	
Maître d'ouvrage Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Chablais (SIAC)	Bassin versant SBV = 547 km ²	Années de réalisation 2022-2024	Coût indicatif des travaux 4 000 000 €

Contexte géographique

La Dranse en Haute-Savoie naît de la convergence de la Dranse d'Abondance, de la Dranse de Morzine et du Brevon, trois torrents des Préalpes du Chablais dont les sources se situent proche de la frontière franco-suisse, à près de 2000 m d'altitude. Après la traversée d'une gorge encaissée, la Dranse arrive dans une zone de piémont, proche de l'agglomération de Thonon-les-Bains. Elle s'écoule alors sur son cône de déjection historique sur environ 4,5 km, avant de se jeter dans le lac Léman en rive sud, où son embouchure forme un delta qui abrite une réserve naturelle. C'est ce tronçon aval qui a fait l'objet d'un projet de restauration hydromorphologique ambitieux [Fig. XI.1.9](#).

Fig. XI.1.9 Le tronçon de la Dranse qui a fait l'objet du projet de restauration, depuis la sortie des gorges à gauche, jusqu'à l'embouchure dans le Léman, à droite.

Photo: IGN



Problématique et objectifs du projet

Fig. XI.1.10 La basse Dranse en 1934 (à gauche) et en 2015 (à droite).

À noter l'urbanisation extrême des rives et la réduction drastique de l'espace de mobilité.

Source : IGN

L'urbanisation galopante de l'agglomération de Thonon-les-Bains et le développement des activités industrielles et touristiques ont fortement diminué l'espace de liberté de la Dranse aval [Fig. XI.1.10](#). Certains tronçons ont été chenalisés et les berges artificialisées avec des protections en enrochement. S'ajoutent à cela les importantes activités d'extraction de matériaux alluvionnaires qui ont débuté avant la Seconde Guerre mondiale et ont perduré jusqu'à la fin des années 1970. Enfin, les trois principales branches qui composent la Dranse (Brevon, Abondance, Morzine) comptent toutes des aménagements impactant la connectivité du transport solide. Ce dernier a ainsi



fortement diminué, mais également en raison de l'importante réduction, au cours du XX^e siècle, des zones de production en matériaux (stabilisation des berges). Les apports solides dans la Dranse aval ont donc nettement baissé. Ce déficit sédimentaire, ajouté aux pressions anthropiques importantes, a affecté la morphologie de la Dranse et transformé considérablement son style fluvial, conduisant au pavage et à la chenalisation du lit [Fig. XI.1.11](#) dans un secteur historiquement en tresses et très mobile ^[1].

L'objectif central du projet a été de restaurer le fonctionnement hydromorphologique de la basse Dranse par l'intermédiaire des mesures sectorielles suivantes :

- créer de nouvelles zones de respiration de la rivière et la rendre à nouveau mobile, avec une dynamique de lit en tresses ;
- rétablir le transport sédimentaire en enrayant le processus d'immobilisation par la végétation ;
- restaurer la dynamique écologique des milieux riverains par la création de conditions favorisant la divagation et le rajeunissement régulier de la végétation ;
- renforcer de manière intégrée les berges au droit des secteurs à enjeux ^[2].



Fig. XI.1.11 À gauche : tronçon chenalisé de la Dranse aval, avant travaux.

Photo : SIAC

Au centre : érosion au pied des vignes de Marin, qui a nécessité une protection.

Photo : G. Bugnet

À droite : développement massif de renouées asiatiques sur un tronçon endigué.

Photo : SIAC

Éléments de réalisation

Favoriser la tendance à la divagation du cours d'eau

D'importants travaux de terrassement ont permis de reprendre certaines berges et d'adopter des pentes plus faibles. Des terrassements ont également été entrepris, après abattage de la végétation, pour rouvrir et remobiliser d'anciens bras secondaires. En complément, des travaux de broyage de la végétation existante ont été réalisés, en vue de remobiliser les dépôts alluvionnaires et rajeunir les milieux en cas de crue [Fig. XI.1.12](#).

Fig. XI.1.12 À gauche : état après travaux, le 5 juin 2024. À droite : de vastes dépôts d'alluvions se reforment et des habitats pionniers se régénèrent.

Photos : G. Bugnet



Protéger localement les infrastructures

Là où la présence d'infrastructures en sommet de berge et en rive nécessitait un certain niveau de protection (quartier à Thonon, camping de Publier, vignes de Marin, RD 902, seuil de Vongy) [Fig. XI.1.11](#), des travaux de confortement de berge ont été réalisés, mais toujours dans un souci d'intégration paysagère et écologique de ces ouvrages. Le plus souvent, ce sont des techniques mixtes qui ont été mises en œuvre, plus précisément des enrochements de pied de berge, surmontés de lits de plants et plançons (voir sous-chapitre VII.2).

Limiter les impacts de chantier

Un planning précis des travaux a été proposé et validé par l'État, afin de limiter les impacts négatifs sur la faune, la flore et les milieux naturels en général.

De même, afin de réduire les risques de dispersion des plantes néophytes à caractère invasif (renouées asiatiques et buddleia de David, notamment), induits par les travaux de terrassement, tous les matériaux gravelo-terreux infestés ont été enfouis ou ont fait l'objet d'opérations de criblage-concassage.

Conclusion

Malgré un environnement fortement urbanisé et soumis à une forte pression foncière, le projet de restauration hydromorphologique a permis à la Dranse de retrouver, dans une certaine mesure, le style fluvial qui lui est caractéristique dans ce secteur, à savoir un lit en tresses. Il lui a également permis d'améliorer sa capacité naturelle à absorber les crues et d'offrir des habitats aquatiques et riverains diversifiés et de meilleure qualité. L'avenir nous dira si, malgré un régime hydrologique influencé par les barrages en amont et les changements climatiques, les milieux pionniers seront à même de se renouveler uniquement grâce aux crues, ou si des interventions seront nécessaires de la part des gestionnaires pour maintenir cet équilibre dynamique fragile.

Bibliographie du projet XI.1.3

[1] Syndicat intercommunal du Chablais (SIAC), 2013, *Étude multifonctionnelle des Dranses et de l'Est lémanique préalable au contrat de bassin*.

[2] Syndicat intercommunal du Chablais (SIAC), 2020, contrat de rivières des Dranses, fiches techniques.

Les cours d'eau de plaine se caractérisent généralement par une faible pente du profil en long, ce qui les expose fréquemment à des problèmes de capacité hydraulique.

En matière de renaturation, la faible énergie dont ce type de cours est doté nécessite le plus souvent des mesures actives, assez interventionnistes, pour retrouver une morphologie du lit et des berges compatibles avec une amélioration significative de la capacité d'accueil pour la flore et la faune aquatiques et riveraines.

XI.2.1 La Petite Glâne à Missy, Saint-Aubin, Vallon et Vully-les-lacs Projet ambitieux dans un contexte agricole

Pierre-André Frossard

Avec la collaboration de Julien Devanthery (CSD Ingénieurs SA, Yverdon-les-Bains)

Partenaires du projet CSD Ingénieurs SA Association Broye Source de Vie	Tronçon concerné Longueur: env. 7 km Largeur: 35-60 m Pente: 1,2 ‰	Débits caractéristiques $Q_{\text{résiduel}} = 0,168 \text{ m}^3/\text{s}$ $M/Q = 0,615 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{10} = 52 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 64 \text{ m}^3/\text{s}$	
Maître d'ouvrage Association intercommunale pour la revitalisation de la Petite Glâne (AIRPG)	Bassin versant SBV = 87 km ²	Années de réalisation 2022-2030	Coût indicatif des travaux 25 000 000 CHF

Contexte géographique

La Petite Glâne prend sa source aux alentours de Vuissens (canton de Fribourg, commune d'Estavayer-le-Lac) au sommet du district de la Broye, à une altitude d'environ 800 m, puis s'écoule en direction de la Plaine du même nom. Au niveau du village de Salavaux (Vaud) se situe sa confluence avec la Broye, qui elle-même se jette dans le lac de Morat environ 750 m plus en aval, à une altitude de 430 m. Son bassin versant totalise 87 km² et son régime est de type pluvial jurassien en amont et pluvial inférieur à l'aval.

Le linéaire du projet s'étend depuis la commune de Vallon en amont jusqu'à la confluence avec la Broye, quelque 7,3 km plus en aval, les 600 derniers mètres étant toutefois dans un état proche du naturel [Fig. XI.2.1](#). Deux cantons et quatre communes sont concernés par le projet, soit Vallon (canton de Fribourg), Missy (Vaud), St-Aubin (canton de Fribourg) et Vully-les-Lacs (Vaud) ^[1].

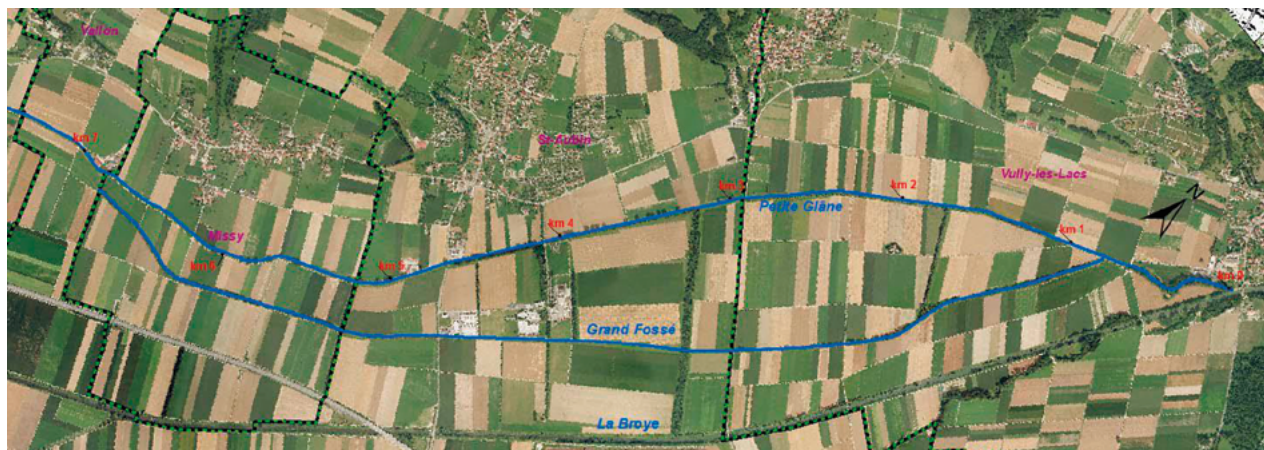


Fig. XI.2.1 Dans un paysage de grandes cultures, le tracé concerné par le projet (trait bleu du haut) entre la commune de Vallon à gauche et la confluence avec la Broye à droite.

Source : triform

Problématique et objectifs du projet

Fortement corrigée (1911-1933) depuis la commune de Cugy (canton de Fribourg) jusqu'à son embouchure avec la Broye, la Petite Glâne présente une pente faible (1,2 ‰ en moyenne), ce qui engendre des déficits de capacité récurrents et de fréquents problèmes d'inondation. Son gabarit fortement resserré (3-4 m de radier) et des pentes de berge prononcées (1:1 à 2:3 en moyenne) induisent également des problèmes d'érosion et génèrent un entretien régulier ^[1].

Le cours d'eau présente en outre un état écomorphologique « non naturel », fortement atteint, avec un tracé rectiligne, une variabilité de la largeur du lit inexistant et des pieds de berge renforcés avec des rondins, des blocs ou encore du béton. Les berges sont également monotones du point de vue de leur morphologie et présentent une végétation peu diversifiée ^[1].

Le projet vise donc à retrouver un cours d'eau qui réponde aux exigences en matière de protection contre les crues, notamment par la diminution des fréquences d'inondation, mais également en termes de fonctionnalités écologiques. En effet, l'amélioration de la qualité des habitats aquatiques et riverains ainsi que celle de la connectivité, aussi bien au niveau du lit que des habitats terrestres, constituent un objectif fondamental à l'échelle régionale.

Le projet s'est aussi développé dans un souci de préservation des terres agricoles.

Éléments de réalisation

Espace réservé aux eaux (ERE)

En situation initiale, l'espace dévolu au cours d'eau mesurait entre 15 et 23 m, au-delà desquels se trouve encore une bande tampon de 3 m ou des chemins AF (aménagés dans le cadre d'améliorations foncières).

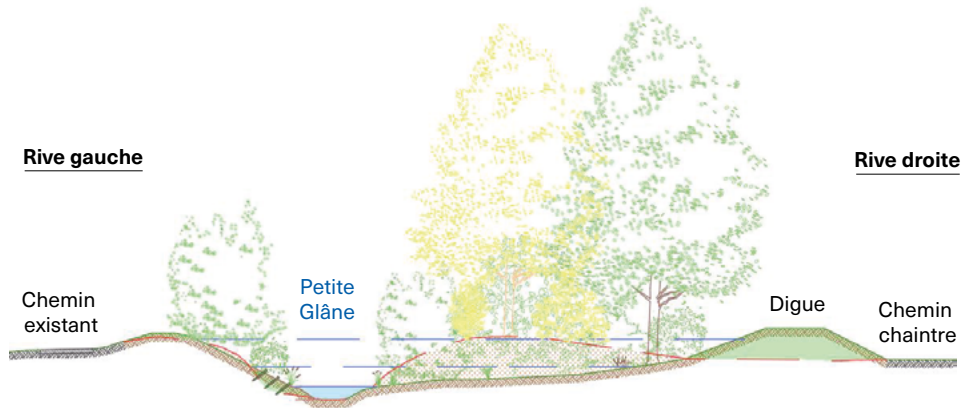
Dans le cadre du projet, l'ERE a été déterminé en fonction des contraintes de terrain et des possibilités foncières. Au final, 82 % du linéaire aménagé garantit un ERE de 37 m, avec des emprises ponctuellement plus généreuses allant de 40 à 60 m [Fig. XI.2.3 centre](#).

Excavation et talutage des berges

L'amélioration de la capacité hydraulique du cours d'eau et la réduction de la pente des berges a nécessité d'importants terrassements en déblai. Au niveau de la nouvelle limite d'emprise, la digue a été surélevée à des fins de protection des terres agricoles contre les inondations [Fig. XI.2.2](#). Du côté extérieur, ce remblai a été taluté avec une pente faible de 1:6, afin de le rendre praticable pour les machines agricoles et de limiter la formation de bassières en pied de digue ^[2].

Fig. XI.2.2 Profil en travers type de l'élargissement du cours d'eau en rive droite, avec défrichement, recul de la digue de protection et plantations.

Source : CSD Ingénieurs SA



Variabilité de la largeur du lit

Fig. XI.2.3 À gauche : situation avant revitalisation à Missy

Photo : CSD Ingénieurs SA

Au centre : exemple d'élargissement à 65 m à St-Aubin.

Photo : CSD Ingénieurs SA

À droite : zone élargie et structuration du lit mineur.

Photo : P.-A. Frossard

Parce qu'elle est fondamentale pour la diversité structurelle du lit (conditions hydrodynamiques, diversité de substrats) et la qualité de l'interface terre-eau, une attention particulière a été portée à la variabilité de la largeur du lit. Premièrement, les anciennes protections de pied de berge ont été retirées. Ensuite, l'expression de la dynamique du cours d'eau a été initiée par un léger méandrage et des structures ancrées dans le lit. Des poches de surcreusement ont ainsi été réalisées avec, sur la berge opposée, des aménagements de type épi prenant différentes formes (atterrissement, bois, souches d'arbre ancrées, épi végétal...) ^[2], dans le but de produire un effet déflecteur sur le courant et d'orienter les phénomènes érosifs [Fig. XI.2.4](#).



Milieux terrestres riverains

Des plantations ont été réalisées sur 50 % des berges (30 000 arbres et arbustes), afin de renforcer les fonctionnalités écologiques du projet, notamment la connectivité au sein de la plaine agricole [Fig. XI.2.4](#). Ces plantations permettront également de fournir de l'ombrage au cours d'eau et de limiter ainsi les hausses de température [2].

Une mosaïque de différents milieux, éligibles comme surfaces de promotion de la biodiversité (SPB) en agriculture, couvre les berges et permet de les maintenir en surfaces agricoles utiles (SAU), ce qui est autorisé par l'OEau [2].

Fig. XI.2.4 À gauche : structuration progressive du lit mineur.

À droite : la plantation d'arbres (au premier plan) et de buissons (à l'arrière-plan) permet de renforcer la qualité des corridors terrestres et procurera à terme de l'ombrage sur le cours d'eau. Les souches et bois des quelques inévitables abattages sont réutilisés pour aménager des structures pour la petite faune.

Photos : P.-A. Frossard



Conclusion

Projet territorial d'envergure, la revitalisation de la Petite Glâne a soulevé de nombreux enjeux techniques et décisionnels. La bonne entente intercommunale a permis de surmonter les divergences de point de vue sur des questions sensibles comme les impacts du projet sur les surfaces de terres agricoles, la suppression ou le maintien de certaines infrastructures, ou encore l'emprise générale du projet. Cela a abouti à un projet ambitieux, ancré dans son territoire, au service de la population et de la nature, qui répond aux défis de demain, notamment en termes de dérèglements climatiques ou d'effondrement de la biodiversité.

Bibliographie du projet XI.2.1

[1] Devanthéry, J., Dubau, N., Knecht, S., 2024, « Quatre communes réunies pour redonner vie à la Petite Glâne », *Énergie et Environnement*, 4/2024.

[2] Triform, Ökobüro Bureau d'écologie, 2020, *Revitalisation de la Petite Glâne*, rapport technique.

XI.2.2 La Venoge de LusserY-Villars-Daillens à Bois de Vaux Revitalisation, protection contre les crues, migration piscicole, mobilité douce

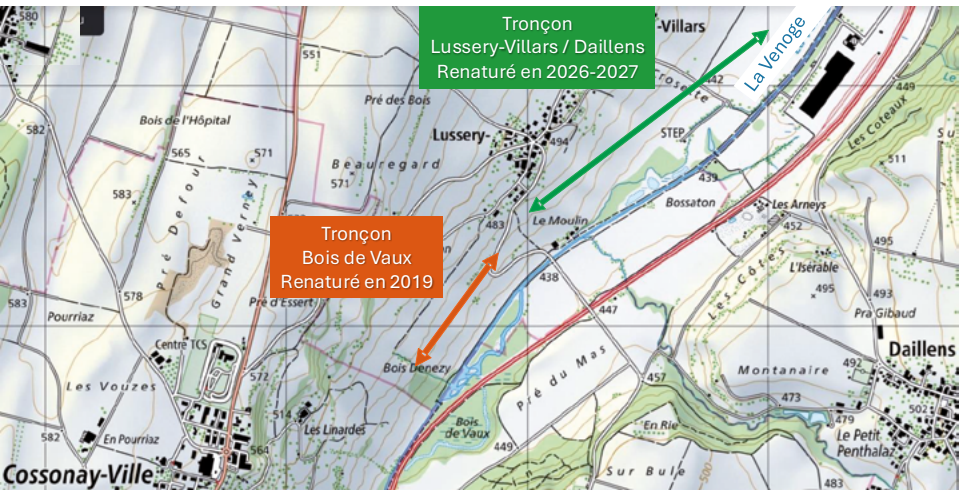
Stéphanie André, DGE-EAU, canton de Vaud

Tronçon concerné Longueur : env. 1,9 km Largeur : 9-13 m Pente : 0,20-0,36 ‰	Granulométrie Graviers et sable	Débits caractéristiques $Q_2 = 35 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_5 = 49 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 87 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Canton de Vaud	Années de réalisation 2019 / 2026-2027	Coût indicatif des travaux 2 200 000 CHF

Contexte géographique

La Venoge est un cours d'eau emblématique du canton de Vaud, sublimée par le poète Jean Villard Gilles. Elle prend sa source sur la commune de l'Isle pour se jeter dans le Léman entre les communes de Saint-Sulpice et Prêverenges. Le projet de revitalisation concerne un linéaire amont de 1,3 km entre la zone industrielle de Daillens et le moulin de LusserY, ainsi qu'un tronçon aval d'environ 600 m dans la zone alluviale d'importance nationale de Bois de Vaux [Fig. XI.2.5](#). Le bassin versant drainé par la Venoge à ce niveau est de l'ordre de 148 km².

Fig. XI.2.5 La Venoge de LusserY-Villars à Bois de Vaux, étapes de réalisation.



La protection de la Venoge a été plébiscitée par le peuple en 1990, conduisant à l'introduction d'un nouvel article constitutionnel. Le plan de protection (PAC Venoge ^[1]) vise à redonner son espace naturel à ce cours d'eau canalisé sur de nombreux tronçons. Un vaste programme de renaturation de la Venoge a alors été élaboré par le canton de Vaud, avec pour objectifs de rétablir la dynamique alluviale, la morphologie, la biodiversité et la migration piscicole entravée par de nombreux seuils hérités de l'exploitation de la force hydraulique.

La réalisation du projet répond à deux paquets de mesures du PAC Venoge : l'un en amont, sur les communes de Lussery-Villars et Daillens, dont la mise en œuvre est prévue début 2026, l'autre en aval, sur les communes de Lussery-Villars et Penthalaz, dont les travaux ont été réalisés en 2019. Ces deux tronçons sont classés en priorité élevée de la planification stratégique cantonale de revitalisation des cours d'eau [2]. Ce projet prévoit aussi d'assainir un des derniers seuils, celui de Gravey, permettant de rétablir la libre migration piscicole dans la Venoge de son embouchure à la Tine de Conflens.

Problématique et objectifs du projet

La Venoge entre Bois de Vaux et Lussery-Villars / Daillens, historiquement de morphologie à grands méandres, a été dès 1890 fortement canalisée pour favoriser le développement de la plaine. Ainsi, de nombreux secteurs ont perdu toute dynamique alluviale, ils sont dépourvus de bancs de graviers ou de caches, avec des berges raides et enrochées. Les milieux riverains ont été déconnectés du cours d'eau, conduisant à une perte de ses fonctions naturelles et à la dégradation de la biodiversité. La réduction de largeur du cours d'eau a créé des points critiques d'inondation et d'érosion de berges. Dès la fin du XIX^e siècle, la Venoge a également été largement exploitée par l'industrie pour sa force hydraulique. Il en reste de nombreux seuils infranchissables par la faune piscicole.

Les objectifs répondent à une logique globale de renaturation, en vue de retrouver la continuité écologique du cours d'eau. Il s'agit de restaurer le régime de la Venoge au plus près de son état morphologique naturel, de redynamiser les forêts alluviales, tout en intégrant les contraintes territoriales et les usages actuels. Le projet inclut l'assainissement de décharges dans l'espace réservé aux eaux, le déplacement de conduites et services, et la protection des infrastructures existantes contre l'érosion et les inondations. Il vise un bilan des matériaux neutres.

Éléments de réalisation [3, 4]

Protection contre les crues et les étiages

Le régime de la Venoge dans ce secteur est de type pluvial-jurassien, sans stockage neigeux significatif, caractérisé par des crues hivernales et des étiages estivaux. La largeur canalisée du cours d'eau est largement inférieure à celle d'origine et la capacité d'écoulement est localement inférieure à la crue trentennale. En redonnant à la Venoge une surlargeur de divagation pour un tracé en grands méandres, le cours d'eau retrouve un régime naturel et sa capacité hydraulique, renforçant ainsi la protection des voies CFF, de la STEP, du moulin et des terres agricoles.

Dans cette zone, la Venoge est vulnérable aux périodes de sécheresse. Avec le changement climatique, les étiages estivaux sont de plus en plus sévères et de longue durée. Canalisée entre des berges raides et non arborées, avec un écoulement étalé et sans ombrage, la Venoge subit des élévations de température critiques en été pour la faune piscicole. Renaturée avec une morphologie en méandres, un chenal d'étiage, des berges douces et arborées, et des structures diversifiant l'écoulement (radiers, fosses), la Venoge procure des zones d'abri pour la faune piscicole et atténue le réchauffement de ses eaux en été.

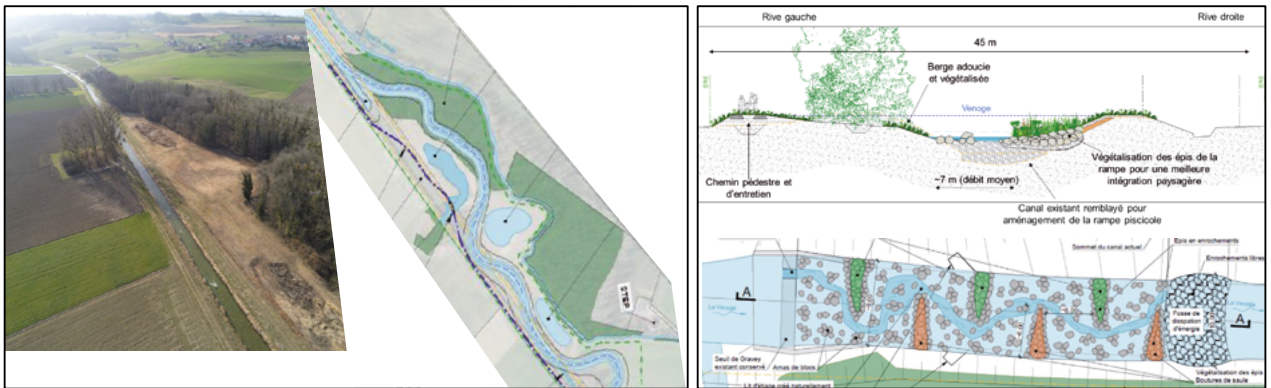
Connectivité biologique

Latéralement, le cours d'eau retrouve une aire de divagation grâce à l'enlèvement de son corset d'enrochements **Fig. XI.2.6 gauche**. Avec la destruction du pavage du lit et l'enrichissement du substrat, il peut diversifier sa morphologie avec des zones d'érosion et de dépôts sédimentaires. Les rives adoucies et irrégulières facilitent la reconnexion avec les milieux riverains, les zones humides anciennes et les forêts alluviales, grâce à des inondations locales et contrôlées de ces milieux. Les embouchures des affluents sont renaturées pour garantir leur connectivité biologique et piscicole avec la Venoge.

Longitudinalement, le seuil de Gravey, haut de 1,3 m, est rendu franchissable pour la migration piscicole par la réalisation d'une rampe rugueuse à pente maximale de 4 % sur une longueur de 40 m, dotée d'un chenal d'étiage pour concentrer l'écoulement en basses eaux **Fig. XI.2.6 droite**. Des fosses protégées lors des crues procurent des zones de repos à la faune piscicole. Les salmonidés et les cyprinidés d'eau vive (truite lacustre et de rivière, ombre de rivière...) peuvent ainsi migrer librement.

Fig. XI.2.6 À gauche: projet de renaturation à Lussery-Villars. À droite: structuration du lit pour le rétablissement de la migration piscicole.

Source : Gruner Ingénieurs



Sur tout le linéaire, le projet prévoit des aménagements légers tels que souches, amas de blocs, bancs de graviers, afin de diversifier l'écoulement avec des zones turbulentes à haute vitesse et des zones calmes, permettant ainsi l'attrait et l'abri de la faune aquatique et de l'avifaune.

Dans l'espace réservé à la Venoge, le projet inclut de nouveaux aménagements en faveur de la biodiversité (structures boisées et afforestations, prairies extensives, mares et plans d'eau temporaires, étangs, murgiers et glariers) et reconnecte des milieux dégradés (forêt alluviale de bois tendre, roselière fluviale, bassière).

Triton palmé, crapaud accoucheur, truite lacustre, ombre, couleuvre à collier, cinglé plongeur, martin pêcheur et bien d'autres espèces emblématiques de la Venoge retrouveront des milieux de qualité dans le cours d'eau et aux abords.

Mobilité douce et loisirs

La Venoge canalisée restait peu visible en raison de la raideur de ses berges et du manque de cordons boisés. Dans ces secteurs, elle était « oubliée » par la population. Dès le début du projet, les aspects de mobilité douce et de lieux de détente et d'observation ont été intégrés. Une boucle pédestre permet à présent de se promener le long de la rivière et de la traverser. Ainsi, le projet de Lussery-Villars prolonge la balade

Fig. XI.2.7 La Venoge renaturée à Bois de Vaux: plateforme d'observation (à gauche) et méandre renaturé (à droite).

Photos: DGE-EAU Vaud



attractive réalisée dans le secteur de Bois de Vaux, où une plateforme d'observation a été installée [Fig. XI.2.7 gauche](#). La rivière renaturée invite à une réappropriation des lieux par les riverains.

Conclusion

Le projet de renaturation de la Venoge depuis la zone industrielle de Daillens jusqu'à Bois de Vaux restitue un tracé et une largeur proches de l'état naturel historique, tout en garantissant la sécurité des infrastructures existantes et la pérennité des usages. Les objectifs ciblés sont de réactiver la dynamique fluviale du cours d'eau, ses valeurs naturelles, ainsi que la connectivité longitudinale des milieux aquatiques et latérale des milieux humides et terrestres. L'acceptation et la réussite du projet reposent sur une prise en compte des acteurs et des enjeux dès la phase de conception, sur la maîtrise foncière, ainsi que sur l'intégration des aspects pluridisciplinaires de l'environnement naturel et social.

Bibliographie du projet XI.2.2

- [1] PAC Venoge, 1997.
- [2] Canton de Vaud, 2014, *planification stratégique cantonale de revitalisation des cours d'eau*.
- [3] Groupement d'étude GVLRL, 2023, *La Venoge à Lussery-Villars/Daillens – Renaturation au Moulin de Lussery-Villars*, mémoire technique, dossier de demande de permis de Construire, État de Vaud, DGE-EAU.
- [4] AquaVision Engineering, 2013, *La Venoge – Revitalisation de la forêt alluviale du Bois de Vaux*, rapport technique.

XI.2.3 Le Schlossbach à Rümligen (canton de Berne) Revitalisation avec des BDA

Niels Werdenberg, Emch+Berger AG, Berne
Andreas Widmer, Emch+Berger AG, Berne
Silvan Minnig, Genossenschaft umweltbildner.ch
Timon Polli, Polli Natur und Dienste
Pascal Vonlanthen, Aquabios SARL
Nicole Egloff, AquaPlus AG

Géométrie du tronçon Longueur : env. 0,2 km Largeur : 1-1,5 m Pente : 7 %	Granulométrie Sable et gravier	Débits caractéristiques $HQ_2 = 2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ $HQ_5 = 3,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $HQ_{100} = 7 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Commune de Rümligen, Renaturierungsfonds des Kantons Bern	Année de réalisation 2022	Coût indicatif des travaux 28 000 CHF

Contexte géographique

Le Schlossbach est un affluent ouest de la Gürbe dans la vallée du même nom, dans le canton de Berne [Fig. XI.2.8](#). Son bassin versant est de 2,24 km². Le tronçon concerné se situe sur la commune de Rümligen.

Fig. XI.2.8 Le Schlossbach à Rümligen avec le tronçon revitalisé en BDA (encadré).



Problématique et objectifs du projet

Revitaliser des cours d'eau avec des BDA

Le terme *Beaver Dam Analogs* (BDA) désigne des structures transversales en bois inspirées de la nature, installées dans les cours d'eau et fonctionnant comme des barrages naturels de castors [1]. La structure de base est généralement construite perpendiculairement à l'écoulement, à l'aide d'une série de pieux en bois. Des branches de saule sont ensuite entrelacées entre les pieux et, si nécessaire, l'assemblage est calfeutré en amont avec de la terre et des matériaux extraits de la berge et du lit du ruisseau. Les barrages restent ainsi partiellement poreux, mais réduisent considérablement la vitesse d'écoulement, créant une surface de retenue. Il est important que plusieurs BDA soient toujours installés en série pour créer un effet de redondance.

À l'instar des barrages naturels de castors, les BDA ralentissent l'écoulement, augmentent le niveau d'eau et favorisent l'infiltration. Ils retiennent les sédiments et les nutriments, élèvent le lit du ruisseau à un niveau naturel, augmentent localement le niveau de la nappe phréatique et créent ainsi une zone tampon contre la sécheresse. Les zones humidifiées rafraîchissent l'environnement et offrent des habitats à humidité temporaire ou permanente, précieux pour de nombreux animaux et végétaux. En aval des barrages se forment des petits bassins ainsi qu'une diversité de trajectoires d'écoulement dynamiques dans des bras multiples.

L'expérience montre qu'il est possible de revitaliser des ruisseaux avec des BDA de manière très rentable (*low tech process based restoration* [2]), tout en rendant les zones riveraines plus résistantes aux extrêmes climatiques tels que sécheresses, fortes précipitations ou incendies de forêt, grâce à l'effet tampon généré par ces structures [3]. Comme le réseau de branchages se décompose avec le temps, il ne s'agit pas de structures inaltérables, mais de mesures initiales pour élever le lit du cours d'eau et développer des habitats aquatiques réseautés, notamment par la connexion eau-terre. La durée de vie des BDA peut être significativement augmentée s'ils accumulent suffisamment de feuilles et de débris ou si la structure tressée est renouvelée périodiquement [4].

L'implantation de BDA permet d'observer ces effets positifs sur des tronçons de rivières qui ne sont pas encore, ou qui ne seront jamais, colonisés par les castors. En outre, contrairement aux barrages naturels de castors, les BDA peuvent être planifiés en termes d'emplacement et de hauteur, de manière à éviter tout conflit avec les affectations existantes [4].

Retour d'expérience des BDA en Suisse

Dans ce contexte, plusieurs BDA ont été réalisés en Suisse depuis quelques années [5], tant pour l'amélioration écologique des cours d'eau [Fig. XI.2.9](#) que pour la régénération du bilan hydrique, en milieu agricole par exemple. L'expérience montre que ces structures sont simples à planifier, facilement approuvées et peu coûteuses [4].

Création d'espaces de vie

Les contrôles de réussite montrent que les BDA augmentent la diversité des habitats et favorisent le développement des espèces aquatiques, amphibiens et terrestres. Sur le



Fig. XI.2.9 Réalisations de BDA sur le Schlossbach.

Photos: S. Minnig (à gauche) et N. Werdenberg (à droite)

projet pilote du Schlossbach à Rümligen [Fig. XI.2.10](#) dans le canton de Berne, deux ans seulement après l'installation de six BDA, une forte augmentation de la surface mouillée (+600 %) et de la population piscicole (facteur +17), ainsi que des effets positifs sur les plantes aquatiques, les insectes et les amphibiens, ont pu être constatés ^[6].

Fig. XI.2.10 Le Schlossbach avant (en haut) et après (en bas) la réalisation de six BDA.

Photos: swisstopo / D. Tinner



Frein à l'érosion et recharge des eaux souterraines

Pour le cours à forte pente (environ 30 %) de l'Uechtgraben à Oberbalm, dans le canton de Berne, trente BDA ont été installées en cascade afin de ralentir l'écoulement, juguler l'érosion du lit fortement incisé et provoquer un nouvel alluvionnement. Parallèlement à la maîtrise de l'érosion, la connectivité du ruisseau avec ses zones riveraines a pu être rétablie, permettant le développement d'habitats typiques du site. L'augmentation durable du niveau de la nappe phréatique contribue également à lutter contre l'assèchement des pâturages riverains ^[7].

Laminage des crues

Une modélisation du cours supérieur de l'Emme montre que les cascades de BDA installées sur de petits affluents peuvent atténuer de manière significative les crues dans le lit principal (réduction de 35 % du débit de pointe, retardement de plus de 24 heures de la pointe de crue ^[8]). Ces structures ont donc également un potentiel de laminage dans la gestion naturelle des crues.

Conclusion

Souvent considérés comme des obstacles à l'écoulement, les barrages créés par les castors possèdent pourtant quelques vertus. Issus de cette source d'inspiration, les BDA permettent de dégager un bénéfice écologique par leur influence sur l'érosion, les vitesses d'écoulement, la recharge des eaux souterraines et les habitats aquatiques, et ceci à moindre coût.

Bibliographie du projet XI.2.3

- [1] Pollock, M., *et al.*, 2015, *The Beaver Restoration Guidebook: Working with Beaver to Restore Streams, Wetlands, and Floodplains*, Version 1.0, United States Fish and Wildlife Service, Portland.
- [2] Wheaton, J. M., Bennett, S. N., Bouwes, N., Maestas, J. D., Shahverdian, S. M. (éd.), 2019, *Low-Tech Process-Based Restoration of Riverscapes: Design Manual*, Version 1.0, Utah State University Restoration Consortium, 286 p., DOI 10.13140/RG.2.2.19590.63049/2.
- [3] Norman, L., *et al.*, 2022, «Natural infrastructure in dryland streams (NIDS) can establish regenerative wetland sinks that reverse desertification and strengthen climate resilience», *Science of The Total Environment*, n° 849, 157738, 10.1016/j.scitotenv.2022.157738.
- [4] Werdenberg, N., Widmer, A., 2022, *Beaver Dam Analogs - Klimaresilienz und Biodiversität für unsere Bäche*, Facts & figures, Emch+Berger AG, Berne.
- [5] Minnig, S., Werdenberg, N., Polli, T., Egloff, N., Widmer, A., Vonlanthen, P., Angst, C., 2022, «Revitalisieren mit „Beaver Dam Analogs“ in der Schweiz - Der Natur abgeschaut - innovative und kostengünstige Methoden zur Stärkung unserer Fliessgewässer», *Aqua & Gas*, Zürich.
- [6] Minnig, S., Polli, T., Werdenberg, N., Egloff, N., Vonlanthen, P., 2024, *Expert:innenbericht: Beaver Dam Analogs (BDAs) – Monitoring Schlossbach 2022-2028 (Phase 1 – 2022-2024)*, Genossenschaft umweltbildner.ch, Berne.
- [7] Werdenberg, N., Widmer, A., Honegger, P., 2023, *Konzept Schwammland - Naturbasierte Lösungen für Klimaschutz, Klimaanpassung, Wasserressourcenmanagement und Biodiversitätsförderung in der Landschaft*, Emch+Berger AG, Berne.
- [8] Käppeli-Wyss, S., 2024, *Auswirkungen naturähnlicher Verbauungen in den Zuflüssen auf den Spitzenabfluss im Hauptfluss*, mémoire de maîtrise, Geographical Information Science & Systems (UNIGIS MSc) am Fachbereich Geoinformatik (Z_GIS), université de Salzbourg, Salzbourg.

En milieu urbain, les projets de renaturation sont fortement contraints par des impératifs de sécurité des biens et des personnes, ainsi que bien souvent par la difficulté à trouver un espace suffisant. Cependant, ce contexte particulier revêt également des potentialités intéressantes, notamment pour améliorer la qualité de vie des citoyens et la fonctionnalité des corridors biologiques traversant le tissu urbain.

XI.3.1 La Versoix à Versoix (canton de Genève)

Protection contre les crues et amélioration de l'habitat aquatique

Pierre-André Frossard

Avec la collaboration d'Alain Demierre (GREN Biologie appliquée sàrl, Genève)

Partenaires du projet Groupement CERA-GREN-URBAPLAN	Tronçon concerné Longueur: env. 1 km Largeur: 30-60 m Pente: 0,5 %	Débits caractéristiques $Q_{\text{étiage}} = 1,1 \text{ m}^3/\text{s}$ $MQ = 3,4 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 75 \text{ m}^3/\text{s}$	
Maître d'ouvrage République et canton de Genève, OCEau	Bassin versant SBV = 92 km ²	Années de réalisation 2005-2015	Coût des travaux 5 545 000 CHF HT

Contexte géographique

La Versoix naît des eaux d'infiltration dans les roches calcaires du massif du Jura, en France, d'où elle s'écoule sous la forme d'un réseau de sources qui convergent et finissent par former la Divonne. Au passage de la frontière, elle change de nom et devient la Versoix. Longue de 22 km, cette rivière emblématique du canton de Genève présente une haute valeur biologique et paysagère: grâce à ses eaux fraîches, elle abrite encore de belles populations de salmonidés ^[1]. À la hauteur de la ville de Versoix, qu'elle traverse dans sa frange sud, elle se jette dans le Léman.

Dans ce projet de renaturation, on peut distinguer trois secteurs et étapes de travaux [Fig. XI.3.1](#):

- en amont de la voie CFF Genève-Lausanne, au lieu-dit Le Molard;
- entre le franchissement sous la voie CFF et celui de la route nationale;
- à l'embouchure dans le Léman.

Fig. XI.3.1 Tracé de la Versoix qui a bénéficié des mesures de renaturation.

Source : <http://map.geo.admin.ch>



Problématique et objectifs du projet

Au début du XX^e siècle, des murs en béton ont été construits afin de protéger la ville contre les inondations. Avec le temps et l'urbanisation croissante, la rivière a modifié son comportement et cet endiguement s'est révélé insuffisant pour assurer un niveau de sécurité acceptable face aux effets potentiellement dévastateurs des crues. La situation était également aggravée par des passerelles et une canalisation d'eaux usées qui franchissaient le cours d'eau et qui pouvaient former d'importants embâcles, compte tenu d'un tirant d'air insuffisant [Fig. XI.3.3](#) et [2].

Plutôt que de rehausser les murs de protection, l'option a été prise de les démolir, de redonner de l'espace au cours d'eau et de lui permettre ainsi de transiter à travers la ville sans débordement.

Le projet d'aménagement a également représenté une occasion pour assainir la continuité écologique. C'est ainsi que des ouvrages bloquant la migration piscicole ont été démolis [2].

Enfin, l'embouchure dans le Léman a été revalorisée, aussi bien d'un point de vue écologique, en améliorant la zone d'interface et d'échanges entre le lac et le cours d'eau, que du point de vue de l'attractivité pour le public, en offrant une plage publique de qualité [1].

Éléments de réalisation

Création d'un parc public et aménagement d'un bras secondaire

En amont du pont CFF, une grande surface en enrobé qui constituait l'ancien site des forains au Molard a été remplacée par une zone de verdure qui sera prochainement transformée en parc public [Fig. XI.3.2](#). Un bras secondaire qui fait office de décharge de crue y a été aménagé. En plus de sa fonction purement hydraulique, cette annexe fluviale contribue en outre à diversifier les habitats aquatiques et constitue un site de reproduction potentiel pour la faune piscicole [1].

Fig. XI.3.2 Secteur « Le Molard » en amont du pont CFF, avec notamment son bras de décharge de crue, qui fait également office de site de reproduction pour la faune halieutique, ainsi que la promenade piétonne, une plus-value d'importance pour les riverains.

Photo: canton de Genève

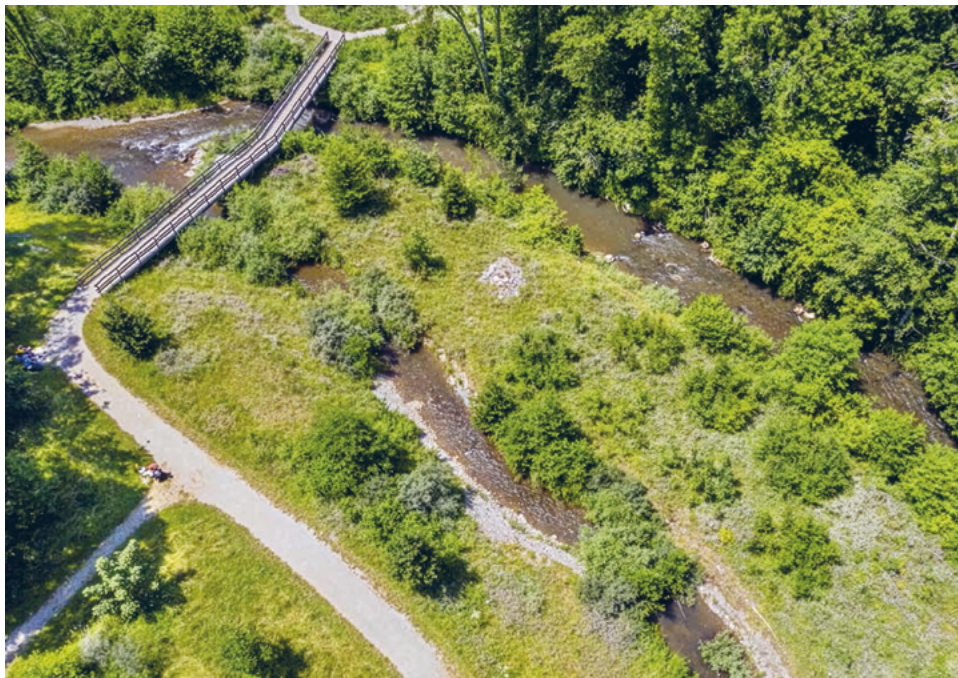


Fig. XI.3.3 À gauche: état de la Versoix en aval du pont CFF, avant le projet de renaturation.

Photo: canton de Genève

Au centre: le même tronçon après destruction des murs, élargissement, aménagement des berges et d'un bras mort – 10.02.2006.

Photo: P.-A. Frossard

À droite: le même tronçon en crue, après 9 ans de développement végétal – 04.05.2015.

Photo: P.-A. Frossard

Augmentation de la capacité hydraulique et amélioration de la qualité de l'habitat aquatique

Entre le pont CFF et celui de la route nationale, les possibilités de migration piscicoles ont été améliorées par la démolition d'un barrage et la reprise du profil longitudinal ^[2]. Le gabarit de la rivière a également été élargi de manière à obtenir un lit de crue [Fig. XI.3.3](#). Au niveau des berges, les protections en béton ou en enrochement ont été remplacées par des ouvrages inspirés du génie biologique voire forestier, avec localement des caissons en rondins végétalisés [Fig. XI.3.4](#). À ces endroits, le lit reste relativement contraint faute d'espace à disposition, mais la structure des berges est améliorée, davantage compatible avec une large capacité d'accueil pour la biodiversité. Enfin, le lit mineur s'est enrichi en structures afin de diversifier l'habitat aquatique et donc d'augmenter sa capacité d'accueil, avec, par exemple, des caches à poissons qui ont été aménagées en pied de berge [Fig. XI.3.4](#).



Démolition d'un port et aménagement d'une plage publique

Pour retrouver une dynamique de delta comprenant des fonds diversifiés, des surfaces caillouteuses et une végétation riveraine caractéristique, et favoriser la migration naturelle de la faune [Fig. XI.3.4](#), différentes actions préalables ont été nécessaires sur les structures existantes. C'est ainsi qu'une vingtaine d'arbres ont été abattus, les cabanons de pêcheurs déplacés et tous les aménagements terrestres du port démontés. La digue de protection du port Lachenal constituée d'enrochement et longue de 120 m a également été démolie ^[3].

Fig. XI.3.4 À gauche: sur les tronçons les plus contraints en raison d'un faible espace disponible, les murs en béton ont été remplacés par des ouvrages de type caisson en rondins et le lit mineur a été enrichi en structures. À droite: vue de l'embouchure restaurée.

Photos: P.-A. Frossard



Des épis en enrochements noyés à effet «brise-lame» ont été aménagés, avec des objectifs différents selon leur position: piéger les graviers transportés par le déferlement des vagues; diminuer l'énergie de la houle lors de fortes bises, dans la zone de l'embouchure; diriger au large les alluvions amenées par la Versoix; remplacer la fonction de protection que remplissait le port Lachenal.

Enfin, pour faciliter l'accès à l'eau pour la baignade, la pêche de loisir ou d'autres activités de détente, de grandes dalles calcaires ont été disposées en gradins ^[3].

Conclusion

Le projet a permis d'effacer les dysfonctionnements en termes de protection contre les crues qui risquaient de générer de gros problèmes de sécurité. Au-delà de cette amélioration, le cours aval de la Versoix a gagné en fonctionnalité écologique. Ce cours d'eau, certainement le plus important du canton en termes de conservation des espèces piscicoles, a toujours gardé en amont un haut degré de naturalité et retrouvé une continuité écologique avec le lac, ce qui lui permettra de gagner encore en résilience et, espérons-le, de maintenir ses populations de salmonidés en dépit des changements climatiques. Enfin, la population de Versoix a beaucoup gagné dans l'opération, avec des promenades piétonnes de qualité le long du cours d'eau ainsi qu'une plage plus attrayante.

Bibliographie du projet XI.3.1

- [1] Office cantonal de l'eau (OCEau), 2020, *Renaturation des cours d'eau à Genève*, compilation de 20 ans de travaux.
- [2] Groupement CERA-GREN-URBAPLAN, 2004, *Réaménagement des berges des berges et du lit de*

- la Versoix*, notice d'impact sur l'environnement.
- [3] Groupement CERA-GREN-OXALIS, 2008, *La Versoix, renaturation de l'embouchure*, demande définitive d'autorisation de construire.

XI.3.2 La Gérine à Marly (canton de Fribourg)
Revitalisation par élargissement dans le secteur Ancienne
Papeterie-Pré aux Moines

Jean-Marc Ribí

Patrick Périsset, Ribí SA ingénieurs hydrauliciens, Fribourg et Lausanne

Jacques Studer, Bureau d'Écologie Jacques Studer, Fribourg

Auteurs du projet Ribí SA ingénieurs hydrauliciens, Fribourg Bureau d'écologie Jacques Studer, Fribourg	Tronçon concerné Longueur: env. 1 km Largeur: 20 à 120 m Pente: 1,7 %	Granulométrie $D_m = 70 \text{ mm}$ $D_{90} = 170 \text{ mm}$	Débits caractéristiques $MQ = 1,8 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_5 = 87 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 152 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Commune de Marly	Bassin versant SBV = 83 km ²	Biodiversité Grand potentiel de valorisation	Coût indicatif des travaux 5 800 000 CHF

Contexte géographique

La Gérine est une rivière préalpine, qui s'écoule sur 17 km, entre Plasselb et Marly, pour se jeter dans la Sarine à l'approche de Fribourg. Son bassin versant couvre une superficie de 83 km². Caractérisée par une forte dynamique alluviale [Fig. XI.3.5](#), elle présente sur la majeure partie de son cours un lit en tresses d'une largeur variable, supérieure à 60 m. Elle a subi peu d'atteintes anthropiques, sauf sur un tronçon de 2,4 km à travers la zone urbanisée de Marly. Sur cette longueur, elle a été rectifiée et endiguée vers 1930. La largeur du lit a été réduite à 20 m. En 1974, ce secteur a été endigué et stabilisé avec 24 seuils transversaux. En 2002, ces ouvrages ont été entaillés et complétés avec des rampes en enrochements [Fig. XI.3.5](#) pour permettre la migration des poissons. Simultanément, les digues ont été renforcées et des zones humides ont été créées dans les sous-bois.

Fig. XI.3.5 La Gérine à Marly. Situation de crue, et vue des seuils complétés avec des rampes à poissons en enrochements.

Photos: J.-M. Ribí



Pendant ce temps, un cordon boisé s'est développé sur chaque rive, tandis qu'en parallèle, des infrastructures d'eaux et de services ainsi qu'une ligne électrique aérienne ont été implantées. Les chemins utiles à leur exploitation sont devenus des itinéraires très appréciés par la population locale, avec des accès à l'eau pour la baignade, des places de pique-nique et des circuits de sport.

Problématique et objectifs du projet

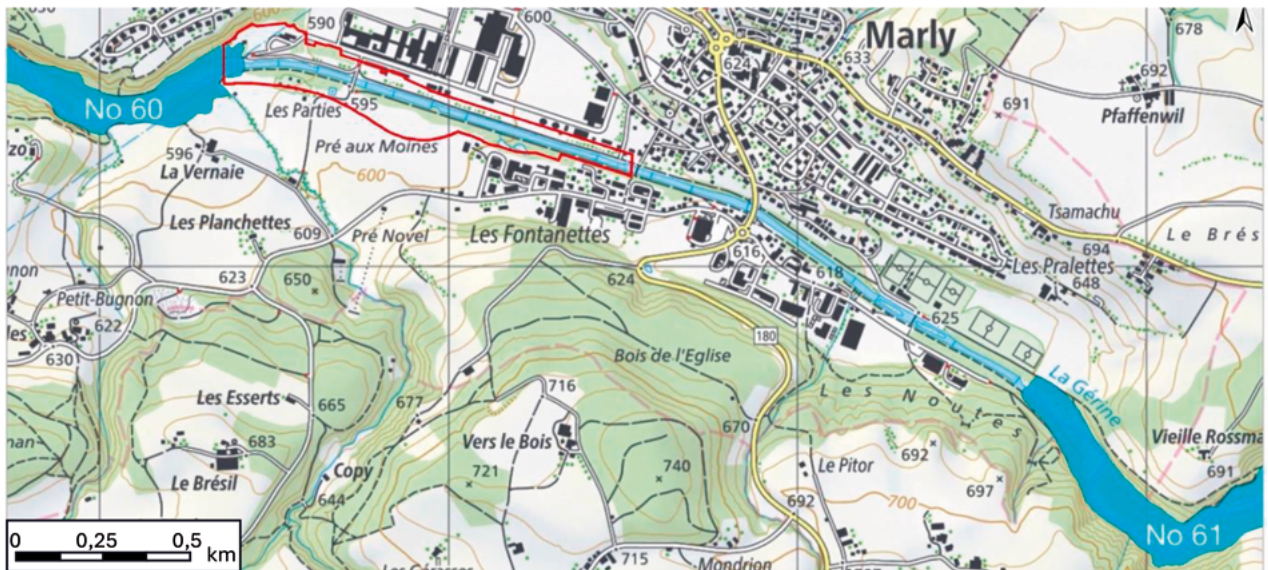
Le tronçon de Marly a été chenalisé il y a près d'un siècle. Ce recul permet de constater les disfonctionnements causés par la réduction de la largeur d'écoulement.

D'une part, les alluvions ne transitent plus librement. Le lit s'en est appauvri en raison de leur immobilisation en amont, à l'approche du resserrement. De fait, la pente entre les seuils est réduite à 0,7 % et la chute à leur endroit est augmentée. Les mesures de renforcement du lit sont fragilisées par déchaussement. Ce déficit en alluvions se manifeste aussi en aval du tronçon rectifié, où le toit rocheux est apparent.

D'autre part, le long du secteur chenalisé, la biodiversité est retreinte par manque de place. Cela tient au fait que l'étroitesse du couloir crée une discontinuité écologique entre les deux zones alluviales d'importance nationale, qui se trouvent de chaque côté [Fig. XI.3.6](#) (objets No 60 et 61). De récents relevés montrent que les habitats typiques de zones alluviales sont peu présents.

Fig. XI.3.6 La Gérine à Marly, écoulement de droite à gauche. Le contour rouge délimite l'espace réservé dans la zone d'étude pour l'élargissement.

Source : Ribl SA sur fond map. geo.admin



Considérant la grande qualité de la Gérine en amont et en aval de Marly, et l'intérêt compensatoire qu'elle représente par rapport à la Sarine, elle-même soumise aux éclusées, l'objectif est de restaurer sa largeur naturelle là où cela est possible. Dans le cadre de grands projets d'urbanisation qui se développent sur ses deux rives, l'élargissement de son lit a été étudié sur une longueur de 1 km [Fig. XI.3.6](#).

Les problématiques suivantes en découlent : dans le lit, tout en assurant la protection contre les crues, restaurer la libre dynamique alluviale et les habitats piscicoles, par élargissement et suppression des seuils ; sur les rives, prolonger la zone alluviale aval (objet 60) pour rétablir les habitats de la faune terrestre et enrichir la biodiversité. Comme la suppression des seuils n'est envisageable que pour un lit rectiligne d'une largeur de plus de 70 m, celle de l'espace réservé a été fixée de manière variable entre 100 et 120 m.

Éléments du projet

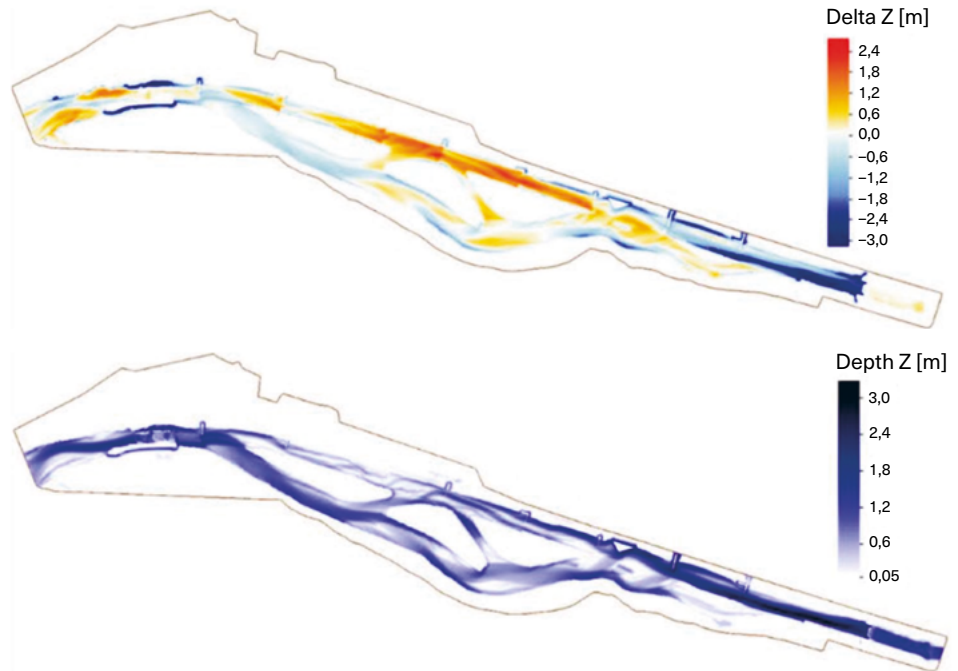
Données de base

À chaque étape d'aménagement, les connaissances de la Gérine ont été enrichies par de nouvelles données : des relevés topographiques, granulométriques et de biodiversité, les données de débits de sa station hydrométrique, des études de charriage et écologique. Ce suivi d'évolution a permis de valider les bases du projet.

Simulations morphologiques

En premier lieu, le développement morphologique du lit élargi a été étudié par simulation numérique 2D (Basement) [Fig. XI.3.7](#).

Fig. XI.3.7 Exemple de résultats Basement 2D. En haut, niveaux relatifs du lit. En bas, hauteurs d'eau. Écoulement de droite à gauche. Résultats produits par PL-LCH/EPFL ^[1].



Partant d'un fond lisse, différentes variantes ont été examinées en installant des déflecteurs pour amorcer l'épanchement vers la surlargeur mise à disposition. Globalement, le niveau et la pente du lit ont augmenté. Sur le tracé actuel, les seuils sont devenus inutiles par ensevelissement dans les dépôts d'alluvions. Après l'accumulation initiale de matériaux, le lit s'est façonné avec des chenaux multiples et entrelacés, et des îles rarement submergées.

Le projet

Sur la base de cette morphologie active, toutes les composantes ont été intégrées [Fig. XI.3.8](#). Partant du développement prioritaire de l'écosystème en vue d'un gain en biodiversité, la question du déboisement-reboisement a été traitée avec l'objectif de maintenir, autant que possible, la partie naturelle du cordon boisé en place. La mise en évidence des îles persistantes apporte un avantage sous cet angle. De plus, les cheminements piétons ont été tracés en suivant le périmètre de l'espace réservé, avec des passerelles aux extrémités de la zone d'étude.

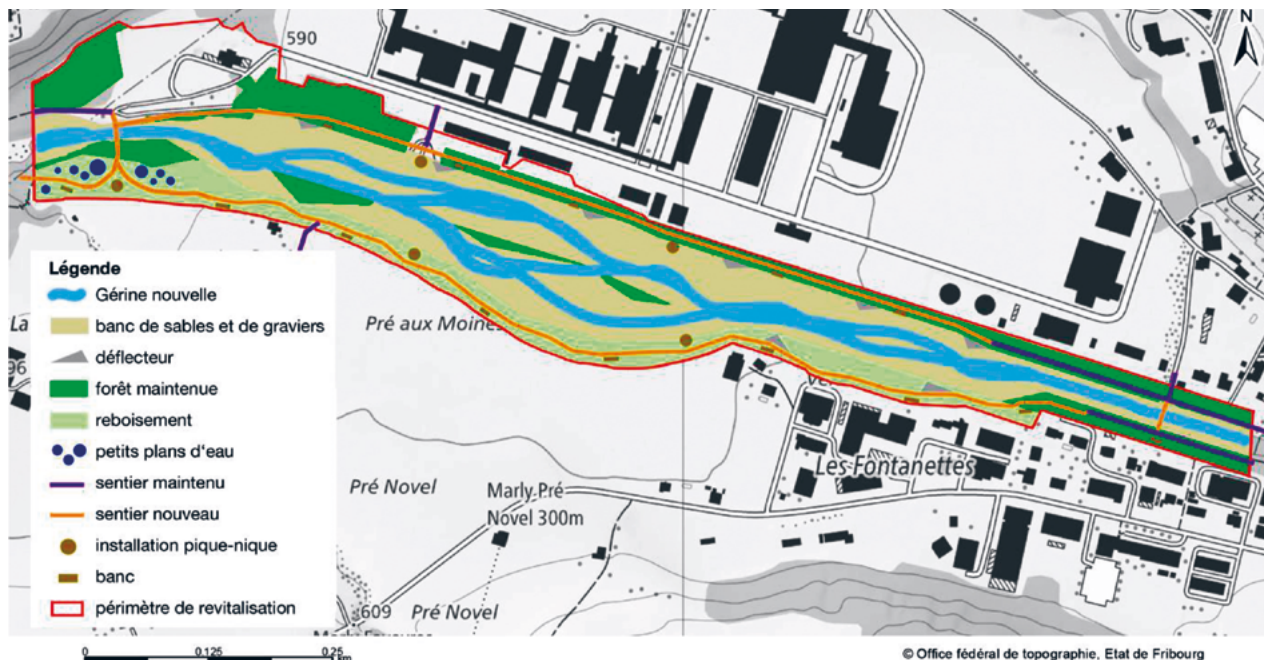


Fig. XI.3.8 Situation du lit de la Gérine après la revitalisation.

Source: Bureau d'écologie
Jacques Studer

Les difficultés

Outre les réglages en cours pour le partage des terres en rive gauche (Pré aux Moines) le grand problème à résoudre avant la réalisation du projet est le déplacement préalable des infrastructures et de la ligne à haute tension. Le montant estimé pour cette opération dépasse celui de la renaturation.

Conclusion

Quasiment libre sur la majeure partie de son cours, la Gérine est chenalisée dans sa partie inférieure. Il se trouve que la largeur nettement réduite de ce tronçon est pénalisante non seulement du point de vue morphologique et écologique mais aussi sous l'angle sécuritaire. D'une part, ses rives sont urbanisées et d'autre part son lit tend à s'enfoncer. Les berges et les digues qui les surmontent sont fragilisées, les seuils stabilisateurs sont attaqués. La solution est la restitution progressive de son espace naturel. Cependant, l'opération est rendue complexe par de nombreuses et lourdes contraintes territoriales. Il faut donc miser sur un déroulement à long terme.

Bibliographie du projet XI.3.2

- [1] Amini, A., Ribi, J.-M., De Cesare, G., 2025, «Optimizing morphological design for ecological restoration and flood resilience: A case study of the

Gérine River, Switzerland», actes du 41^e congrès mondial de l'IAHR, 22-27 juin 2025, Singapour.

XI.3.3 La Sorne à Delémont (Jura) - Delémont marée basse Renaturation et développement urbain

Pierre-André Frossard
Avec la collaboration de Denis Moritz (2MO ingénieur conseils sàrl, Delémont)

Partenaires du projet Partenaires: ENV, OFEV, EPFL, Mobi Copilotage: BAMO & EIE mandataires interdisciplinaires	Tronçon concerné Longueur: env. 3 km Largeur: 40 m Pente: 3,8 %	Granulométrie $D_m = 26 \text{ mm}$ $D_{90} = 57 \text{ mm}$	Débits caractéristiques $Q_{\text{crue } 2007} = 90 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 110 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{200} = 135 \text{ m}^3/\text{s}$ débit projet (Q_{300} laminé)
Maître d'ouvrage Ville de Delémont	Bassin versant SBV = 214 km ²	Années de réalisation 2010-2026	Coût indicatif des travaux 15 000 000 CHF

Contexte géographique

La Sorne prend sa source sur la frange est des Franches-Montagnes, proche de Bellelay (canton de Berne), à une altitude de 930 m. Après avoir franchi les gorges du Pichoux, elle atteint le canton du Jura et la vallée de Delémont qu'elle traverse d'ouest en est. Dans son cours le plus à l'aval, avant sa confluence avec la Birse, qui est un affluent du Rhin, elle traverse la ville de Delémont, chef-lieu du canton qui compte environ 13 000 habitants.

En août 2007, une inondation dévastatrice (fréquence env. 50-80 ans) a causé pour 10 millions de francs de dégâts dans la ville. L'analyse des dangers d'inondation livrée peu de temps avant (3 mois) indiquait néanmoins que des dommages bien plus importants pouvaient se produire en cas d'événement plus exceptionnel encore, le montant des dégâts potentiels pouvant s'élever à 120 millions de francs ^[1]. Une planification générale d'aménagement de la Sorne a été lancée sans attendre, de même que les mesures les plus urgentes à réaliser. Au plan fédéral, le projet a servi de modèle pour sécuriser les biens et les personnes face aux changements climatiques. Il en va de même des mesures d'encouragement à la restauration des fonctions naturelles des cours d'eau ^[1].

Fig. XI.3.9 Traversée urbaine de la Sorne avec les différents secteurs et étapes de projet. En vert, deux zones de stockage des eaux de crue qui permettent également la promotion de la biodiversité, le secteur « En-Dozière » à gauche (amont du projet) et le secteur « Morépoint » à droite.



Problématique et objectifs du projet

Au-delà de cette problématique de gestion des crues, la Sorne offrait une image peu valorisante, témoin d'un temps passé où il s'agissait de maîtriser la rivière en évacuant l'eau le plus rapidement possible et en limitant au mieux sa zone d'influence,

afin de réserver un maximum de place pour l'urbanisation et le développement des infrastructures. Il en a résulté des profils canalisés et trapézoïdaux sur toute la traversée urbaine comprenant un lit pavé [2]. Sur les tronçons les moins détériorés comme dans le secteur de Morépoint, un cordon boisé avait pu se développer sur d'anciens enrochements.

C'est ainsi que le projet global intégral « Delémont marée basse – DMB » a été lancé, à savoir un projet de protection et de valorisation de la Sorne à travers toute la ville Fig. XI.3.9. Soutenu par l'aménagement du territoire, il a permis de donner de l'espace pour améliorer les conditions hydrologiques, tout en permettant un développement urbain qualitatif, à l'image de l'écoquartier du Gros-Seuc (350 logements).

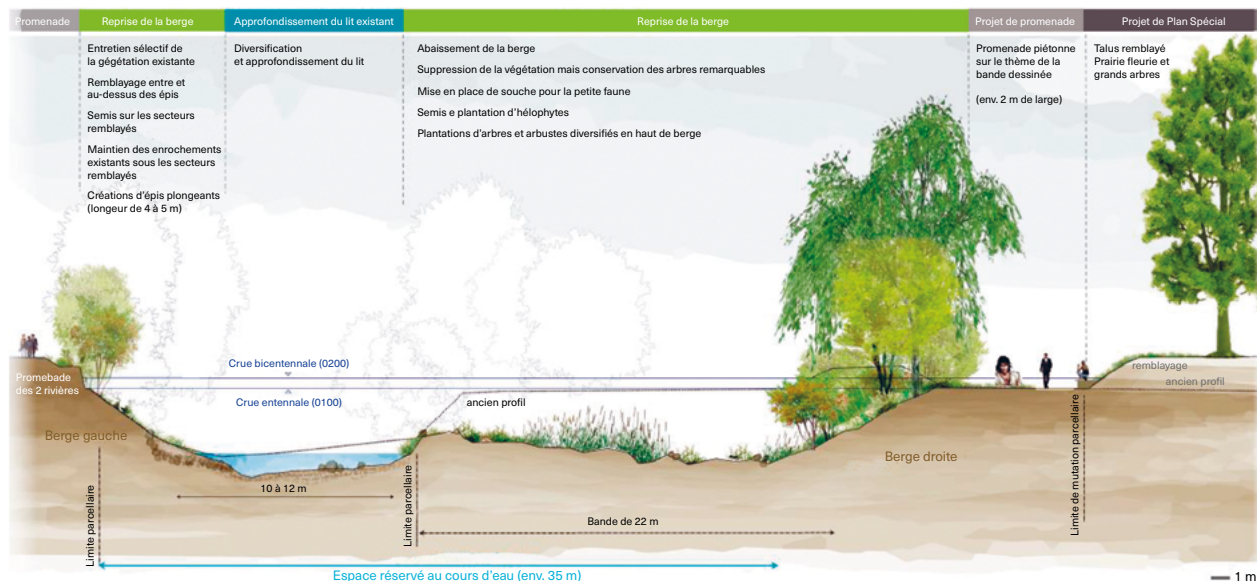
Éléments de réalisation

Élargissement de l'espace cours d'eau

La principale mesure a consisté en l'élargissement du chenal, jusqu'à doubler sa largeur dans le meilleur des cas, mesure qui s'est accompagnée par la construction de murs ou digues en retrait Fig. XI.3.10. Une grande partie des berges n'a pas été stabilisée, sauf localement, là où c'était nécessaire et prioritairement avec des techniques de génie biologique [2]. Certaines berges des extrados de méandre ont été stabilisées par une combinaison de construction en dur et en génie biologique Fig. XI.3.12.

Dans le secteur de Morépoint, la largeur du cours est passée de 20 à 40 m, ce qui a permis de réserver 15 000 m² pour le développement d'habitats favorables à la faune et à la flore, ainsi que l'aménagement d'un parc urbain [1]. Ces espaces attirent un très nombreux public et constituent un laboratoire à ciel ouvert, très prisé par les écoles.

Fig. XI.3.10 Exemple d'un tronçon où l'espace réservé au cours d'eau est généreux dans un contexte urbain, permettant la création de zones humides (épandement de crue) et l'aménagement de promenades piétonnes très prisées.



Renforcement des protections et de la sécurité

Dans les secteurs les plus contraints par l'espace disponible, les mesures se sont concentrées sur la protection contre les crues. Pour améliorer la structure du lit et sa capacité d'accueil pour la faune aquatique, des risbermes partiellement végétalisées de plantes hélophytes ont été aménagées au pied de protections latérales [Fig. XI.3.11](#).

La mesure marquante du projet se matérialise par un ouvrage permettant, en cas de crue dépassant l'objectif de protection (Q_{200}), le déversement des eaux sur le tracé de la voie CFF Delémont-Bâle.

Amélioration de la mobilité douce

De nouveaux cheminements bordent les zones naturelles des rives, servant aussi bien à la détente de proximité qu'au renforcement des liaisons entre les différents quartiers. De nouvelles passerelles qui enjambent la totalité de l'espace cours d'eau ont remplacé les anciens ponts piétonniers [Fig. XI.3.11](#). À noter que tous les ouvrages de franchissement ont fait l'objet d'un concours d'architecte ^[3].

Fig. XI.3.11 À gauche : l'élargissement du lit et les berges en pente douce permettent le développement de zones d'interface généreuses. Au centre : l'espace et la nouvelle morphologie des berges favorisent l'accès à l'eau mais nécessitent la construction de nouvelles passerelles qui enjambent la totalité de l'espace cours d'eau, à l'exemple ici de celle du Haut Fourneau. À droite : aménagement de risbermes et structuration du lit, dans les secteurs les plus contraints par le manque d'espace à disposition.
Photos : P.-A. Frossard



Promotion de la biodiversité

Là où les enjeux de protection le permettent, les berges n'ont pas été spécifiquement aménagées et se façonnent d'elles-mêmes, laissant ainsi de la place à l'expression des phénomènes dynamiques, intrinsèquement liés au fonctionnement normal d'un cours d'eau [Fig. XI.3.12](#).

Fig. XI.3.12 À gauche : protection localisée d'un bâtiment avec des techniques mixtes, dans le secteur « En Dozière ». À droite : berge érodée et expression de la dynamique alluviale en pleine traversée urbaine.
Photos : P.-A. Frossard



La végétation arborée d'origine a été conservée dans la mesure du possible, en faisant passer des bras secondaires derrière cette végétation existante. Certains de ces bras sont en permanence en eau, d'autres ne se mettent en charge qu'en période de hautes eaux et sont combinés avec des terrasses de différentes hauteurs et inondées à des fréquences variables. Ces différentes structures forment un réseau d'habitats alluviaux d'intérêt.

L'aménagement de certaines berges par la plantation d'arbres et arbustes, la formation de tas de bois et tas de pierres ou encore d'ensemencement sur des substrats pauvres, afin de favoriser des prairies riches en espèces, complètent les mesures en faveur de la biodiversité [2].

Développement urbain

L'espace généreux accordé au cours d'eau et dépassant largement les exigences minimales a permis de protéger l'ensemble du quartier de Morépont, conduisant à la planification d'un pôle de développement urbain dans ce secteur. La dynamique induite par le projet « Delémont marée basse », dont le crédit a été approuvé par 83 % de la population, a fait naître une dynamique sociale qui a induit d'autres projets, à l'exemple du nouveau parc urbain [1].

Conclusion

Ce projet de protection contre les crues s'est métamorphosé en véritable projet de territoire et de société, participant à l'amélioration générale du cadre de vie urbain. Sa mise en œuvre a été rendue possible grâce au caractère participatif de la démarche de projet, où tous les groupes d'intérêt ont été intégrés à un stade précoce, et grâce à un regroupement de compétences qui a constitué un modèle de transdisciplinarité.

Bibliographie du projet XI.3.3

- | | |
|---|---|
| <p>[1] Siffert, D., 2020, « Protection contre les crues - un véritable projet de société », <i>Environnement</i>, 2/20, OFEV, p. 29-31.</p> <p>[2] Moritz, D., Wehse, H., 2024, « Dynamik in Delsberg: die Sorne im Abschnitt "Morépont</p> | <p>amont" gestaltet sich selbst », <i>Aqua & Gas</i>, n° 9, p.10-12.</p> <p>[3] Commune de Delémont, 2010, <i>Aménagement de la Sorne et de ses abords</i>, conception directrice et plan directeur localisé.</p> |
|---|---|

Les confluences de cours d'eau et les embouchures dans les lacs revêtent un intérêt particulier en raison de leur dynamique paysagère et de leur biodiversité. Ces zones sont fréquemment à la source de conflits d'usage, essentiellement liés à la sécurité en crue, à la continuité écologique, à la qualité de l'eau et à la navigation.

XI.4.1 La Broye à Salavaux sur le territoire de la commune de Vully-les-Lacs Renaturation de l'embouchure

Stéphanie André et Claude-Alain Davoli, DGE-EAU, canton de Vaud

Tronçon concerné Longueur: 350 m Largeur: 30 m Largeur de rive de lac: 400 m Surface: 12 ha	Granulométrie Sables et limons	Débits caractéristiques $Q_5 = 275 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{20} = 375 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 489 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Canton de Vaud	Années de réalisation 2016-2019	Coût indicatif des travaux 4 300 000 CHF

Contexte géographique

La Broye est un cours d'eau qui prend sa source au pied des Préalpes fribourgeoises, traverse le Plateau en marquant sur certains tronçons la frontière entre les cantons de Vaud et Fribourg, pour finir vaudoise à son embouchure dans le lac de Morat.

Après la première correction des eaux du Jura (1868-1878), réalisée dans la région des trois lacs (Neuchâtel, Morat et Bienne) pour protéger les plaines des inondations et réduire les zones marécageuses, le tracé de la Broye a été partiellement canalisé dès 1880 entre les lacs de Morat et de Neuchâtel. En comparaison de la carte nationale de 1930, il peut être observé que le tracé de l'embouchure de la Broye a également été déplacé [Fig. XI.4.1](#). De plus, depuis les années 1960, l'embouchure de la Broye abrite des places d'amarrage et sa canalisation permet aux bateaux de rejoindre le lac grâce un tirant d'eau garanti.

C'est en 2003 que l'embouchure de la Broye a été inscrite à l'inventaire fédéral des zones alluviales d'importance nationale, en tant que delta, avec une superficie de 12 ha. De plus, cette région abrite une réserve d'oiseaux d'eau et migrateurs d'importance nationale et internationale. Cependant, au cours du temps, la canalisation de la Broye a modifié fortement son comportement sédimentaire et hydraulique, altérant la dynamique alluviale de l'embouchure et de ses milieux caractéristiques. Le projet de renaturation de l'embouchure concerne un linéaire de 350 m jusqu'au lac de Morat, sur la commune de Vully-les-Lacs [Fig. XI.4.1](#). Le bassin versant de la Broye dans ce secteur est de l'ordre de 602 km².

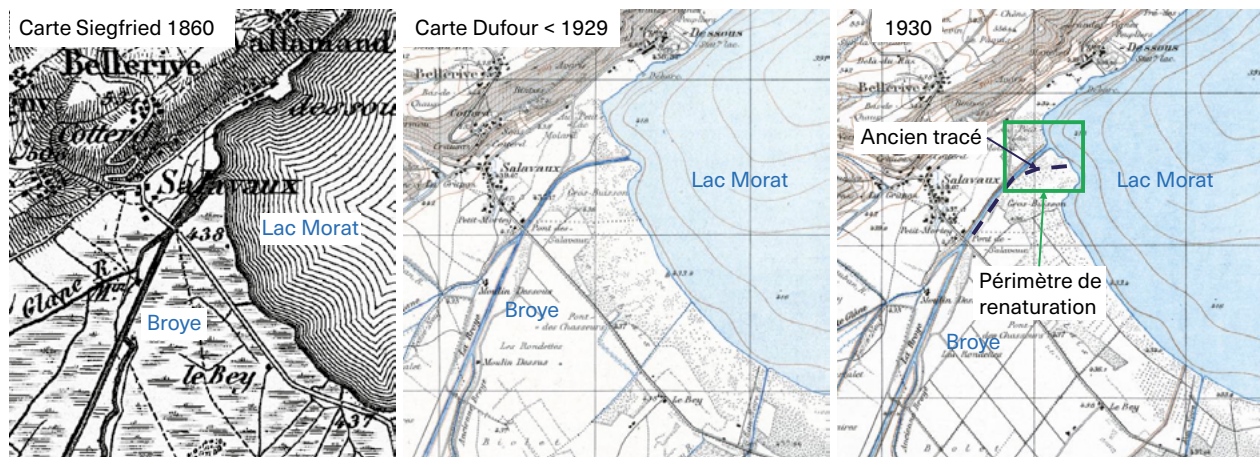


Fig. XI.4.1 État naturel de la Broye, de gauche à droite :

- en 1860 avant la 1^{re} correction des eaux du Jura,
- canalisée (1929),
- déviée en (1930).

Source : map.geo.admin.ch

Problématique et objectifs du projet

La 1^{re} correction des eaux du Jura a modifié significativement le fonctionnement hydrologique du bassin versant de l'Aar, en particulier dans la région des trois lacs. Avec un abaissement du lac de Morat d'environ 2,5 m et la canalisation de la Broye dès le début du XX^e siècle, le régime hydraulique et sédimentaire du cours d'eau a été fortement modifié. Cette région à haute valeur environnementale de bas-marais a ainsi perdu ses caractéristiques originelles ^[1] : la formation du delta s'est figée, la dynamique alluviale s'est atténuée, les zones de transition d'eau (Broye / marais / lac / forêt) ont disparu et les roselières se sont atterries.

Dans la Broye canalisée, les matériaux charriés, principalement des sables (environ 20 000 m³/an), s'accumulent à l'embouchure. Ces dépôts perturbent la navigation et provoquent un exhaussement de la hauteur d'eau dans la Broye, favorisant l'inondation de la plaine lors de crues extrêmes ^[2].

Le projet de renaturation de l'embouchure de la Broye a été considéré comme prioritaire dans la planification de la renaturation des embouchures du canton de Vaud. Il vise à restaurer le delta de la Broye, proche de sa morphologie historique et naturelle, afin de préserver la dynamique, les milieux naturels d'une zone alluviale, les oiseaux d'eau, les forêts alluviales, les hivernants ainsi que toute la faune typique de ces milieux humides. Ainsi, le projet couvre une renaturation de toute la zone de l'ancien/actuel tracé de la Broye et de la rive lacustre [Fig. XI.4.1](#), dans le but de rétablir une dynamique alluviale terrestre et lacustre. Le projet a également pour objectif d'instaurer une gestion durable des sédiments pour garantir la sécurité contre les crues. Enfin, il a pour ambition d'offrir aux riverains des cheminements, des zones d'observation et des zones de navigation. Les usages et infrastructures de la commune sont conservés et/ou déplacés.

Éléments de réalisation

Morphologie du delta et dynamique alluviale ^[3]

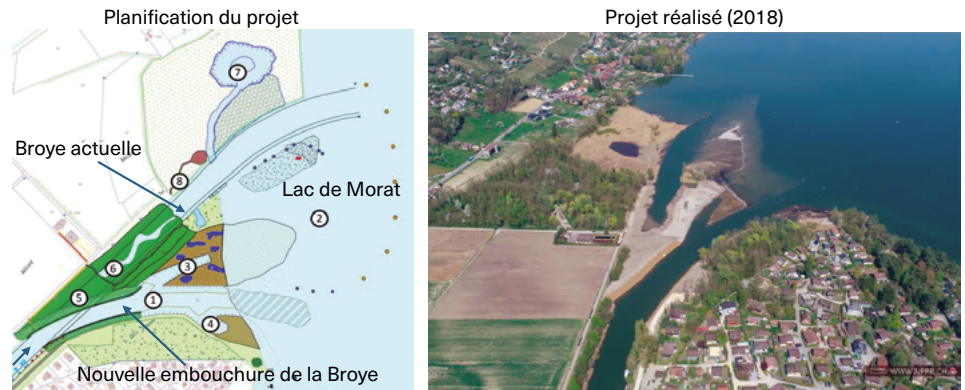
Afin de redonner une morphologie naturelle de delta [Fig. XI.4.2](#), l'ancien lit de la Broye a été remis en eau (1) profitant des reliques du talweg naturel. Les rives gauche et

droite du nouveau lit ont été remodelées (3 et 4) pour générer une dynamique alluviale terrestre lors des crues morphogènes : écoulement dans le lit principal et dans les amorces des bras secondaires avec exondation des îlots créés. La longueur du nouveau lit est de 150 m, et sa largeur de 30 m, équivalente à la largeur de la Broye canalisée. L'état de protection contre les inondations est atteint. Le pied des berges du nouveau lit amont, soumis aux contraintes les plus fortes, est protégé par des enrochements. Pour favoriser la dynamique morphologique en delta, les berges aval ne sont pas protégées, autorisant la divagation du lit.

Une partie des matériaux d'excavation a permis un comblement partiel du précédent canal de la Broye (6) et un ouvrage de dérivation (5) dirige les eaux vers le nouveau lit. Côté lac, un dragage de 5 000 m³ (2) était nécessaire pour garantir l'écoulement dans la nouvelle embouchure. Une partie des sables excavés ont été noyés dans le lac pour amorcer le développement du nouveau delta lacustre (2).

Fig. XI.4.2 À gauche : présentation schématique du projet de renaturation de l'embouchure de la Broye [3]. À droite : après travaux (avril 2018),

Source : NPPR ingénieurs et géomètres SA



Connectivité riveraine [2]

La partie aval du bras actuel, converti en bras mort dans le remous du lac (6), est aménagée de manière à favoriser une diversité de biotopes de milieux humides et des habitats pour des espèces telles que le castor, et pour la nidification du martin-pêcheur et de la mésange Rémiz.

Les réaménagements des rives de la nouvelle embouchure (3 et 4) ont permis de lutter contre les néophytes. Les forêts en place, reliques d'avant la correction des eaux du Jura, ont été valorisées en redynamisant l'interface entre les eaux de la Broye et le terrain naturel.

Au niveau du lac (2), de nombreux aménagements de bancs exondés, de pieux en bois et de plateformes pour la nidification des mouettes rieuses et des sternes pierregarins ont été réalisés pour améliorer l'attraction de l'avifaune.

Enfin, pour restaurer les roselières en voie d'atterrissement, une lagune a été créée (7). Ce milieu sera un habitat naturel pour les espèces cibles telles que le blongios nain, le butor étoilé et la rousserolle turdoïde.

Mobilité douce et loisirs

Étant donné la haute valeur écologique attendue du nouveau delta dans une zone alluviale d'importance nationale, la surface comprise entre l'ancien canal de la Broye et la nouvelle embouchure est dédiée exclusivement à la nature, protégée de toute

pression extérieure (aucune passerelle). L'accès public à une cabane d'observation par un chemin pédestre est réalisé en rive gauche de l'ancien canal (8). Une butte d'observation a également été réalisée en rive droite de la nouvelle Broye.

Les bouées d'amarrage dans le lac au droit de la nouvelle embouchure sont déplacées vers celles existantes plus au sud. Les travaux ont également nécessité le déplacement en rive gauche de la Broye d'une quarantaine de places d'amarrage en pleine eau, situées initialement en rive droite en amont de l'embouchure. À long terme, il est prévu de déplacer les bateaux dans un port adéquat afin de libérer la Broye de toute place d'amarrage. De plus, une fourrière à bateaux a été démantelée et reconstruite au droit de la plage de Salavaux au lieu-dit « Gros buisson ».

Conclusion

Fig. XI.4.3 Photos pendant les travaux et quantités de matériaux du chantier.

Source : NPPR ingénieurs et géomètres SA

Les travaux de renaturation de l'embouchure de la Broye ont duré plus de trois ans dans un milieu contraint par les usages territoriaux et lacustres et les zones de protection de l'environnement. Ils ont impliqué le mouvement d'importantes quantités de matériaux **Fig. XI.4.3**.



3 ha de broyage de la végétation
arbustive et roselière
500 m³ de souches
5000 m³ d'horizons forestier
et de roselière
27 000 m³ d'excavation
et de remblayage
2500 m³ de matériaux dragués
et valorisés
7000 m³ d'enrochements
4 km de pieux
800 ml de fascines de saules



Ce projet a contribué au développement d'une mosaïque de milieux en constante évolution, au gré des courants et du débit de la Broye. Le monitoring en cours montre que le nouveau delta favorise l'installation d'une flore et d'une faune diversifiées. L'objectif nature du projet est atteint.

La dynamique sédimentaire du nouveau delta reste difficile à gérer six ans après les travaux, montrant la complexité de retrouver un régime naturel dans un milieu perturbé en amont et influencé par la dynamique lacustre. La dynamique sédimentaire est en cours de monitoring, à la recherche de pistes d'optimisation.

Bibliographie du projet XI.4.1

- [1] ECOSCAN, 2015, *Embouchure de la Broye à Salavaux - Projet de renaturation*, notice d'impact sur l'environnement.
- [2] AquaVision Engineering, 2009, *Étude des mécanismes d'ensablement des rives du lac de*
- Morat*, étude préliminaire de variantes de solutions.
- [3] AquaVision Engineering, 2015, *Embouchure de la Broye à Salavaux – Projet de renaturation*, rapport technique.

XI.4.2 L'Areuse et l'embouchure du Bied de Môtiers Renaturation d'une confluence et protection contre les crues

Pierre-André Frossard
Avec la collaboration de Christelle Schneider (BIOTEC, Biologie appliquée SA,
Yverdon-les-Bains)

Partenaires du projet Biotec Biologie appliquée SA 2MO ingénieur conseils sàrl Hunziker Betatech SA	Tronçon concerné Longueur: env. 1,5 km Largeur: 40 m Pente: 1 ‰	Débits Areuse $Q_{347} = 1023 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_m = 7273 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_2 = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{10} = 88 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 125 \text{ m}^3/\text{s}$	Débits Bied de Môtiers $Q_{347} = 0,143 \text{ m}^3/\text{s}$ $MQ = 0,754 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_2 = 10 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{10} = 15 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 25 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Commune: Val-de-Travers Canton de Neuchâtel: service des Ponts et Chaussées	Bassin versant SBV Areuse = 202 km ² SBV Bied de Môtiers = 18 km ²	Années de réalisation 2022-2023	Coût indicatif des travaux 2 352 000 CHF

Contexte géographique

Fig. XI.4.4 Situation du projet de renaturation du complexe Areuse, Vieille Areuse, Bied de Môtiers. En rose, les digues de protection de la zone industrielle.

Source: Biotec Biologie appliquée SA

L'Areuse, rivière à régime hydrologique nivo-pluvial jurassien, draine le Val de Travers, vallée interne de l'Arc jurassien sise dans le canton de Neuchâtel. Entre Fleurier et Couvet, à proximité immédiate du village de Môtiers, se situe le complexe Areuse-Vieille Areuse et Bied de Môtiers, affluents en rive droite.

Cet hydrosystème fortement endigué par le passé présente des déficits aussi bien du point de vue de la protection contre les crues (au regard du développement territorial actuel) que de ses fonctionnalités écologique et paysagère.



Problématique et objectifs du projet

En 2016, la commune de Val-de-Travers a souhaité procéder à la modification du plan d'aménagement local (PAL) afin de pouvoir agrandir certaines installations industrielles, notamment la zone industrielle de Môtiers. Le terrain n'est constructible qu'à condition d'assurer la protection contre les crues sur l'ensemble du site industriel,

à savoir les infrastructures existantes et projetées. Or il s'avère que les digues d'une hauteur souvent insuffisante présentaient un état douteux et que des phénomènes de remontée de nappe généraient de l'inondation ^[1].

Dans le même secteur, le plan directeur cantonal et la planification stratégique en matière de revitalisation prônent une mise en valeur naturelle et paysagère de cet espace, en utilisant toutes les synergies possibles avec le train de mesures à prendre pour la protection contre les crues de la zone industrielle de Môtiers ^[1].

En raison des corrections des XIX^e et XX^e siècles, le système Areuse-Vieille Areuse et Bied de Môtiers a vu son écomorphologie fortement dégradée et sa dynamique très altérée. Mais cet espace présente également un potentiel important d'amélioration aussi bien en termes de fonctionnalité écologique que de qualité paysagère ^[1].

Les objectifs du projet ont donc été d'assainir la situation au niveau de la protection contre les crues, mais également de diversifier les milieux aquatiques et amphibies et de restaurer la dynamique des écosystèmes. Des mesures de revitalisation passives ont été privilégiées, laissant la place à la dynamique des substrats et aux processus alternés d'érosion et de sédimentation ^[2].

Éléments de réalisation

Ouvrages contre l'inondation

Une première mesure visant la protection contre les crues a consisté à reconstituer une ligne d'étanchéité par des modelés de terrain, des digues et des arrières-digues au niveau de la zone industrielle ^[1].

Amélioration des fonctionnalités et des habitats des milieux aquatiques

Sur l'Areuse, le dérasement de trois seuils existants a permis d'améliorer la continuité écologique pour les organismes aquatiques.

La capacité d'accueil du milieu a été étendue grâce à des mesures de diversification de la structure du lit mineur, afin de diversifier les conditions hydrodynamiques locales (vitesses, profondeurs) ainsi que la qualité des substrats constituant le fond du lit [Fig. XI.4.5](#). C'est ainsi que des structures ont été aménagées, sous forme de blocs isolés, d'amas de blocs, d'épis déflecteurs ou encore de souches d'arbres ancrées en pied de berge [Fig. XI.4.6](#).

Fig. XI.4.5 Diversification des écoulements et de la structure du lit pour améliorer la capacité d'accueil du milieu aquatique.

Photo : Biotec Biologie appliquée SA



En rive droite de l'Areuse, des terrasses inondables de hauteur et largeur variables ont été aménagées avec des matériaux grossiers de type graviers/cailloux, blocs, afin de resserrer ponctuellement le lit d'étiage [2].

Favoriser la dynamique alluviale

Recréer une embouchure perpendiculaire avec un delta dont la morphologie se rapproche au mieux de l'état de référence a constitué l'objectif principal pour le Bied de Môtiers. Cette intervention avait pour but de restaurer les fonctionnalités écologiques et d'améliorer l'écomorphologie par la création d'une zone élargie, favorable à la dynamique érosive (chenaux, îlots sous forme de losanges érodables) [Fig. XI.4.4](#).

Le triangle délimité par l'ancien et le nouveau tracé du Bied de Môtiers ainsi que l'Areuse a ainsi été transformé en un damier d'îlots grâce au terrassement de chenaux dans le terrain en place. L'altitude du fond des chenaux a été calée de manière à ce que les moyennes et hautes eaux puissent s'y engouffrer. Ce système a pour vocation d'être érodé et remodelé au gré des crues.

D'anciennes stabilisations du pied de berge ont été évacuées et remplacées, là où la protection contre les crues l'exigeait, par des techniques de génie biologique [Fig. XI.4.6](#).

Enfin, le long de l'ancien tracé aval court-circuité, toutes les anciennes protections ont également été évacuées et des surprofondeurs ont été ponctuellement creusées dans le lit, jusqu'au niveau de la nappe de l'Areuse, afin de créer des mares, milieux aquatiques d'eau stagnante, complémentaires au lit vif du cours d'eau [2].

Fig. XI.4.6 À gauche : état déficitaire de l'écomorphologie avant renaturation, avec des pieds de berge aménagés et une absence de variabilité de la largeur du lit
Au centre : aménagement de lits de plants et plançons renforcés en géotextile, pour les secteurs à enjeux sécuritaires.
À droite : souches, épis et amas de blocs pour structurer l'habitat aquatique et améliorer sa capacité d'accueil.
Photos : Biotec Biologie appliquée SA



Gestion de la végétation existante et plantations

Sur les deux cours d'eau, le maintien de l'ombrage représentait un enjeu important pour limiter le réchauffement des masses d'eau. Ainsi, autant que possible, les boisements existants de bonne composition spécifique ont été conservés. Sur les tronçons élargis, des plantations ont été effectuées de façon à reconstituer des boisements pluristratifiés aux nombreuses fonctionnalités écologiques (structures guides, habitats, effet tampon...) [2].

Conclusion

Ce projet a permis de retrouver une situation proche de l'état de référence et des modèles naturels correspondant à ce type de cours d'eau. Une mosaïque de milieux

Fig. XI.4.7 À gauche : expression de la dynamique alluviale au niveau de la confluence Bied de Môtiers-Areuse. À droite : structuration du lit et aménagement de terrasses inondables en berge droite de l'Areuse Une digue anti-crue délimite l'espace d'influence du cours d'eau.

Photos : Biotec Biologie appliquée SA



alluviaux s'est formée et continuera d'évoluer au gré des crues, offrant de nombreux habitats à un cortège d'espèces animales et végétales caractéristiques.

Outre les objectifs relatifs à la biodiversité et à la qualité du paysage, le projet a permis d'assainir la situation en matière de protection contre les crues que nécessitait le développement territorial de Môtiers.

Bibliographie du projet XI.4.2

- [1] 2 MO Ingénieur conseil sàrl, Hunziker Betatech SA, 2021, Môtiers, *Protection contre les crues et revitalisation de la confluence de l'Areuse et de la vieille Areuse*, commune de Val-de-Travers.
- [2] Schneider, C. (Biotec Biologie appliquée SA), 2021, *Revitalisation du Bied de Môtiers et de son embouchure avec l'Areuse - projet d'ouvrage*, république et canton de Neuchâtel, section Lacs et cours d'eau.

XI.4.3 Le delta du Rhône dans le Léman (Vaud et Valais) Revitalisation, sécurisation et accès au public

Stéphanie André, DGE-EAU, canton de Vaud

Tronçon concerné Longueur: 1,6 km Pente moyenne: ~ 0,97 ‰ Bassin versant: ~ 5220 km ²	Granulométrie Sables fins à grossiers, graviers	Débits caractéristiques $Q_5 = 770 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{100} = 1650 \text{ m}^3/\text{s}$ $Q_{300} = 1820 \text{ m}^3/\text{s}$
Maître d'ouvrage Cantons de Vaud et du Valais	Années de réalisation Étude 2013-2025 Durée des travaux estimée à 4 ans	Coût indicatif des travaux 52 700 000 CHF

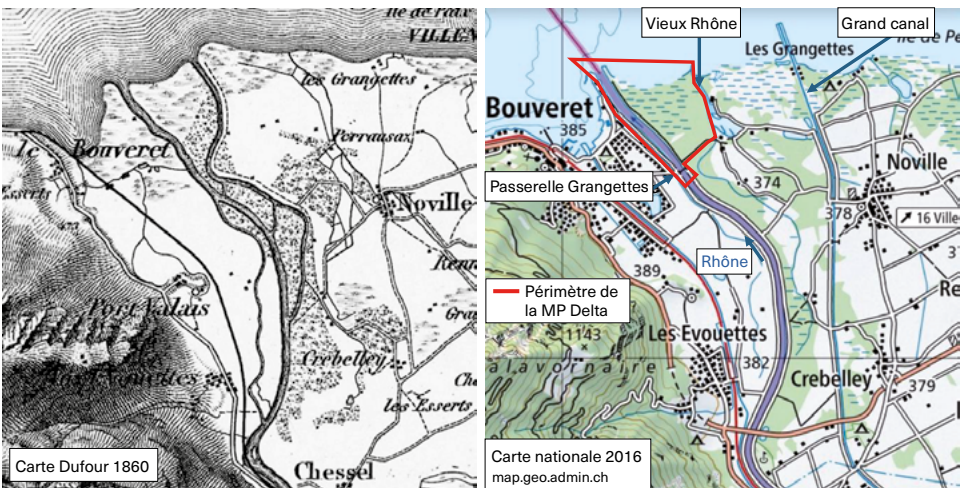
Contexte géographique

Le Rhône prend naissance sur territoire suisse à Gletsch (Valais) et parcourt 162 km jusqu'au lac Léman, lieu de sa première embouchure. Lorsqu'il passe Saint Maurice et Lavey, le Rhône devient bicantonal pour traverser la région du Chablais, sur environ 30 km.

À la suite de la crue majeure d'octobre 2000 et face à la fragilité des digues, le Rhône est l'objet d'un plan d'aménagement depuis sa source jusqu'au Léman, élaboré par le canton du Valais, en collaboration avec le canton de Vaud pour le tronçon du Chablais. En 2016, les gouvernements des deux cantons ont adopté le plan de la troisième correction du Rhône (PA-R3), visant à sécuriser durablement la plaine contre les inondations du fleuve, tout en améliorant sa biodiversité et l'accueil du public.

Dans ce contexte, la mesure prioritaire Delta (MP Delta) concerne l'embouchure du Rhône, sur un tronçon d'environ 1,6 km, depuis l'amont de la passerelle des Grangettes jusqu'au lac Fig. XI.4.8, drainant un bassin versant de plus de 5 220 km². La revitalisation du delta couvre toute la plaine alluviale, encadrée en rive gauche par la digue valaisanne et sur territoire vaudois par le vieux Rhône.

Fig. XI.4.8 Delta du Rhône historique (à gauche) et embouchure actuelle avec le périmètre de la mesure prioritaire Delta (à droite).



Cette zone possède actuellement des valeurs naturelles remarquables, protégées par l'OROEM et de nombreuses conventions (Ramsar, zone alluviale d'importance nationale, sites marécageux, inventaire fédéral des paysages, sites et monuments naturels et inventaire cantonal vaudois des Monuments Naturels et Sites).

Problématique et objectifs du projet

À l'origine, l'embouchure du Rhône dans le Léman divaguait naturellement en plusieurs bras, morphologie typique de delta terrestre et lacustre [Fig. XI.4.8 gauche](#). Les terres riveraines, rendues humides au gré des crues, étaient impropres au développement industriel et agricole. Aussi, pour se protéger des inondations, le Rhône a été progressivement *endigué* dès 1863. En perdant ses bras, l'embouchure devient un canal uniforme, sans échange avec les milieux alluviaux. La forêt ainsi que les milieux environnants perdent progressivement leurs valeurs écologiques.

La MP Delta a pour but de revitaliser l'embouchure, en réactivant une dynamique morphologique, avec de nouveaux bras entre le Rhône et le Vieux Rhône, en aval de la passerelle des Grangettes. Elle vise aussi à restituer une dynamique alluviale dans le Léman, en favorisant le comblement de fosses d'extraction existantes et en alimentant un transport sédimentaire littoral pour engraisser les rives entre le Vieux Rhône et le Grand Canal.

La MP Delta doit garantir la sécurité contre les crues (inondation et rupture de digue) pour des événements tricentennaux. Elle répond aussi à la volonté d'améliorer les cheminements de mobilité douce dans ce site naturel. Sécurité, biodiversité et accueil sont les objectifs phares de la troisième correction du Rhône [Fig. XI.4.9](#).

Éléments de réalisation

Morphologie du delta et protection contre les crues [2, 3, 4]

Afin que l'embouchure retrouve une morphologie naturelle de delta, la MP Delta prévoit la réalisation de deux bras et le maintien du Rhône actuel, large d'environ 65 m, comme bras principal. La protection des berges et de la passerelle des Grangettes sera renforcée par des enrochements. Au museau de la bifurcation, lieu de turbulence et d'accélération, les enrochements seront enfouis jusqu'à 3 m de profondeur. La digue valaisanne sera conservée et renforcée sur les secteurs vulnérables et sur environ 300 m au droit de la bifurcation. La digue vaudoise sera arasée sur 200 m pour permettre l'alimentation des chenaux transversaux et des étangs et favoriser le développement morphodynamique lors de prochaines crues. La digue restante sera érodée au gré des crues.

Le bras secondaire, large de 55 à 65 m, sera creusé de 1,5 à 2 m sur un linéaire de 640 m. Il a pour rôle de dévier environ 50 % des eaux du Rhône. Un bras tertiaire est prévu, large de 35 à 40 m, profond d'environ 1,5 m, pour alimenter en eau le secteur compris entre le Rhône et le bras secondaire et y installer une dynamique alluviale. Les berges de ces bras ne seront pas protégées contre l'érosion. Dans le delta, les bras ont tout loisir de divaguer et d'inonder régulièrement la zone alluviale jusqu'au Vieux Rhône. Pour empêcher que les crues tricentennales ne se propagent au-delà, une diguette en terre de 1,5 m de hauteur est prévue en rive gauche du vieux Rhône.

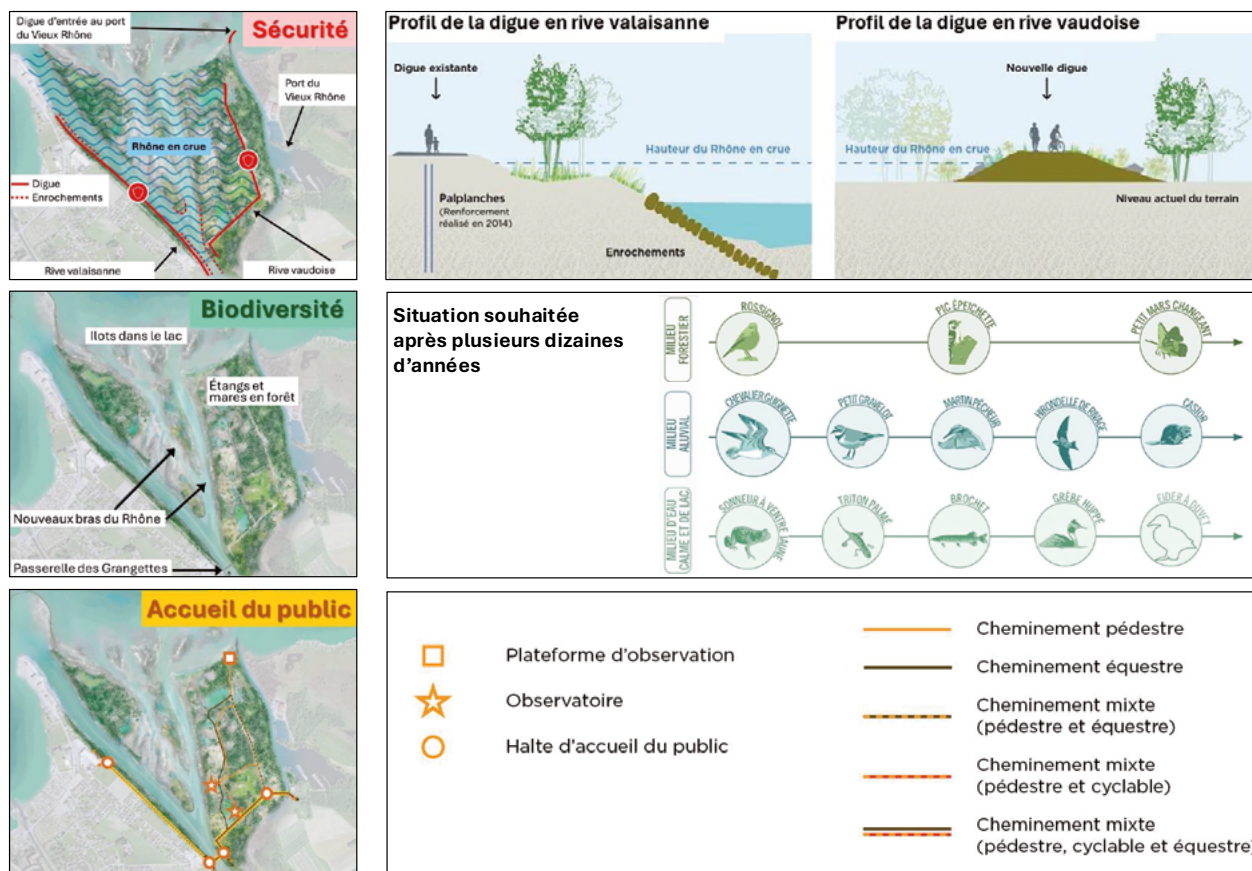


Fig. XI.4.9 Les objectifs de la MP Delta : sécurité, biodiversité, accueil du public ^[1].

Afin de favoriser l'économie circulaire, les sols décapés seront exportés sur des parcelles agricoles environnantes pour enrichir les sols et améliorer leur fertilité.

Une prolongation de la digue est prévue en rive gauche de l'embouchure du vieux Rhône pour éviter tout ensablement et garantir l'accès au port existant.

Biodiversité ^[2]

Classé dans des inventaires protégés, le site actuel présente certains milieux d'importance pour la biodiversité, comme les roselières, la *beine lacustre* et les marais. Les travaux sont planifiés de manière à préserver ces milieux qui resteront des refuges pour les espèces déjà présentes.

Ces écosystèmes seront ensuite valorisés grâce aux nouvelles franges de connexion dues à la dynamique du delta. Le projet vise à favoriser la création et la maintenance de ces milieux alluviaux. Pour amorcer les processus, les travaux prévoient le démantèlement de chemins existants dans la zone de divagation, des terrassements entre les futurs bras du Rhône pour la création d'étangs et de *lônes*, l'aménagement de buttes sablo-limoneuses pour l'initiation de parois d'érosion, et enfin la création d'ilots

Beine lacustre

Zone littorale peu profonde, de grande importance pour la biodiversité des lacs.

Lône

Bras d'un fleuve, situé en retrait du lit principal. Elle est alimentée en eau par la nappe alluviale et le fleuve en crue.

lacustres hors d'atteinte des prédateurs. La forêt existante sera entretenue pour recréer une forêt claire (chênaie). Les matériaux d'excavation seront partiellement utilisés pour amorcer les îlots lacustres et les buttes sablonneuses au bord des bras.

Mobilité douce et loisirs ^[2]

Le site actuel accueille de nombreux usagers de la mobilité douce (piétons, cyclistes, cavaliers). Le projet veille à la fois à préserver les milieux naturels de la pression humaine tout en offrant aux riverains un lieu de détente. Le réseau de cheminements dans le delta prévoit de restituer, pour chaque catégorie d'usagers, une desserte qualitativement équivalente, voire améliorée. Les visiteurs pourront faire une halte aux abords de la passerelle des Grangettes et avoir un point de vue sur tout le delta. Une plateforme d'observation près de la rive lacustre offrira un autre angle de vue sur le delta. Cet accueil du public sera accessible aux personnes à mobilité réduite.

Monitoring des flottants et des sédiments ^[2, 3, 5]

Lors des crues majeures, le Rhône véhicule de grandes quantités de bois. Le projet prévoit de conserver la barrière à flottants installée à l'embouchure. Ce dispositif retient une grande majorité des bois (en moyenne 2650 m³/an), évitant qu'ils se dispersent dans le lac, au risque d'impacter les roselières, les infrastructures et la navigation. Les essais sur modèle physique du delta ^[5] ont montré qu'environ 40 % des bois pourraient passer par les nouveaux bras du delta et qu'une partie s'y déposerait. L'installation d'une barrière pour retenir les bois flottants à la bifurcation n'est pas appropriée pour des raisons de sécurité. Aussi un monitoring du suivi des bois flottants est prévu pendant 3 à 5 ans après les travaux pour évaluer la répartition des bois dans le delta, ainsi que leur impact dans les nouveaux bras, les îlots et le Haut Lac. Des mesures complémentaires seront prises, le cas échéant.

La dynamique sédimentaire du delta est complexe et dépendante du calendrier de réalisation de l'ensemble des mesures du PA-R3, des plans d'extraction mis en œuvre, ainsi que des fluctuations du niveau du lac.

À l'embouchure, le débit de charriage de référence est estimé à environ 7 000 m³/an. Le débit actuel des matériaux charriés en amont du delta est de l'ordre de 42 500 m³/an et sera d'environ 12 500 m³/an, une fois le PA-R3 réalisé.

Les modélisations numériques 2D ^[4] prévoient ainsi différents scénarios d'ensablement de la bifurcation et des bras, qui peuvent avoir des impacts sécuritaires en amont de la passerelle des Grangettes et sur la dynamique alluviale.

Étant donné la complexité du processus, un monitoring sédimentaire est prévu après les travaux. Des cotes sécuritaires feront l'objet d'un suivi topographique à la bifurcation des bras et limnigraphique sous la passerelle des Grangettes.

Enfin, un suivi biologique est également prévu pour évaluer le développement des milieux alluviaux recherchés et des espèces attendues.

Une commission Delta sera créée pour suivre le monitoring de la zone et pour évaluer les enjeux sécuritaires et environnementaux des interventions de curage et d'extraction des bois flottants.

Conclusion

La mesure prioritaire du Delta est pilotée conjointement par le canton du Valais et le canton de Vaud, en partenariat avec les deux communes territoriales de Noville (Vaud) et Port-Valais (Valais) et les principales ONG actives dans la région. Des ateliers participatifs ont permis à tous les acteurs d'exprimer leurs attentes.

Initié en 2013, le projet a fait l'objet de nombreux travaux de terrain (investigations de l'état des digues, suivi de la nappe, sondages, relevés biologiques) et de modélisations hydro-sédimentaires 2D ainsi que d'une modélisation physique. Cette démarche a abouti à un projet intégré et durable, prenant en compte tous les enjeux pluridisciplinaires.

La MP Delta se situe entièrement sur des parcelles cantonales, permettant d'éviter une procédure foncière de compensation. Elle nécessite, en revanche, une modification partielle des plans d'affectation cantonaux, la majorité de la zone revitalisée revenant au domaine public des eaux.

L'image visée du delta se rapproche de sa morphologie naturelle historique et sa dynamique évoluera en minimisant l'intervention humaine. Elle répond aux trois piliers de la troisième correction du Rhône : sécurité, environnement et socio-économie.

Le delta redeviendra ainsi un hotspot d'écosystèmes fluviaux et lacustres.

Bibliographie du projet XI.4.3

- | | |
|--|---|
| <p>[1] Canton du Valais, SDANA, Canton de Vaud, ECF-R3, DidWeDo, Urbaplan, 2026, <i>Mesure prioritaire du Delta</i>, présentation du projet.</p> <p>[2] Canton du Valais, SDANA, Canton de Vaud, ECF R3, Gruner, Aquavision, BEB, Urbaplan, 2025, <i>3^e correction du Rhône, Mesure prioritaire du Delta</i>, dossier d'enquête publique.</p> <p>[3] Canton de Vaud, SESA, Jaeggi, M., 2010, <i>Delta du Rhône</i>, étude de faisabilité morphologique.</p> | <p>[4] AquaVision Engineering, 2017, <i>Le delta du Rhône Tome I, Étude préliminaire hydraulique et morphodynamique</i>, rapport final.</p> <p>[5] Artelia, 2017, <i>3^e correction du Rhône, Delta du Rhône, étude sur modèle physique</i>, rapports volumes 1 et 2.</p> |
|--|---|

Présentation des coordinateurs

Jean-Louis Boillat est ingénieur civil diplômé de l'EPFZ. Il est titulaire d'un doctorat ès sciences techniques de l'EPFL, obtenu au Laboratoire de recherches hydrauliques sous la direction du professeur Walter H. Graf. Fort d'une activité professionnelle dans le domaine de l'assainissement urbain, il rejoint le Laboratoire de constructions hydrauliques de l'EPFL pour y exercer des missions complémentaires de recherche, enseignement et expertise. Cofondateur du CAS en Renaturation des cours d'eau, il est auteur et coauteur de nombreuses publications dans le domaine de l'eau.

Pierre-André Frossard est ingénieur agronome diplômé de la HAFL de Zollikofen et a débuté son parcours professionnel dans un bureau privé de biologie appliquée, spécialisé dans l'aménagement des cours d'eau et le génie biologique. Il a ensuite intégré la filière Gestion de la nature d'HEPIA Genève (HES-SO) comme professeur associé. Il y dispense des cours au niveau bachelor, master et formation continue et conduit des projets de recherche appliquée et développement dans les domaines de la restauration des milieux, les techniques de végétalisation et les aspects agro-environnementaux.

Philippe Heller est un ingénieur civil diplômé de l'EPFL, titulaire d'un doctorat en hydraulique obtenu à l'EPFL sous la direction du professeur Dr Anton Schleiss. Cofondateur et codirecteur du bureau Hydrique Ingénieurs, il développe et dirige l'équipe de modélisation hydraulique numérique. En parallèle, il est chargé de cours en hydraulique environnementale à la HES-SO. Dans ce cadre, il est cofondateur et membre du groupe d'encadrement du CAS en Renaturation des cours d'eau.

Jean-Marc Ribl est un ingénieur diplômé de l'École Nationale Supérieure d'Hydraulique de Grenoble-INP. Il est titulaire d'un doctorat obtenu à l'EPFL, dans le cadre du programme doctoral en environnement. Il a mené une carrière de chef de projet et expert chez Ribl SA ingénieurs hydrauliciens, dont il a été président. En parallèle, il a été professeur d'hydraulique générale, urbaine et environnementale à la HES-SO. Dans ce cadre, il a cofondé et encadré le CAS en Renaturation des cours d'eau.

Auteurs et autrices des textes

Azin Amini – Dr. Collaboratrice scientifique, Plateforme de constructions hydrauliques PL-LCH, École polytechnique fédérale de Lausanne-EPFL, Lausanne

Christophe Ancey – Dr. Ingénieur de l'École Centrale de Paris et de l'Institut national polytechnique de Grenoble, Professeur à l'École polytechnique fédérale de Lausanne-EPFL, Directeur du laboratoire d'hydraulique, Lausanne

Stéphanie André – Dr. Ingénieure hydraulicienne, Cheffe de Division Ressources en eau et économie hydraulique, Direction Générale de l'Environnement, Vaud

Marc Bernard – Ingénieur en chimie des eaux, Ancien Chef de la protection des eaux du Service de l'Environnement du Valais, Sion

Régine Bernard – Hydrobiologiste, biol conseils SA, Sion

Jean-Louis Boillat – Dr. Ingénieur civil EPF, Etoy

Aurélien Boissezon – Dr. Professeure HES en écologie des milieux aquatiques, institut Terre Nature Paysage, Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, HEPIA, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Tristan Brauchli – Dr. Professeur HES en gestion intégrée de l'eau, Haute École d'ingénierie et de gestion de l'État de Vaud, HEIG-VD, Yverdon-les-Bains, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Bertrand Cannelle – Dr. Professeur HES, Responsable des filières Géomatique et Génie territorial, Haute École d'ingénierie et de gestion de l'État de Vaud, HEIG-VD, Yverdon-les-Bains, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Hervé Capra – Dr. Directeur de Recherche à l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement-INRAE, Unité de Recherche RiverLy, EcoFlowS, Villeurbanne

Franck Cattaneo – Dr. Professeur HES en écologie aquatique, Institut Terre Nature Paysage, Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, HEPIA, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Davide Ceresetti – Dr. Professeur HES en hydrologie et hydraulique, Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, HEPIA, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Giovanni De Cesare – Dr. Ingénieur civil EPF, Directeur opérationnel, Plateforme de constructions hydrauliques PL-LCH, École polytechnique fédérale de Lausanne-EPFL, Lausanne

Claude-Alain Davoli – Ingénieur EPF, Voyer des eaux du secteur 2 des lacs et cours d'eau, Division Ressources en eau et économie hydraulique, Direction Générale de l'Environnement, Vaud

David Dorthé – Dr. Ingénieur civil EPF, RWB Vaud SA, Yverdon-les-Bains

Jérôme Dubois – Dr. Ingénieur civil EPF, Expert, Gruner SA, Martigny

Nicole Egloff – Fischökologin, AquaPlus AG, Zug

Claude Fischer – Dr. Professeur HES en écologie animale, Institut Terre Nature Paysage, Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, HEPIA, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Ismaël Frossard – Ingénieur HES en gestion de la nature, BMG Solution SA, Genève, Chargé de cours Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, HEPIA, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Pierre-André Frossard – Professeur HES en écologie végétale appliquée, Institut Terre Nature Paysage, Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, HEPIA, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Renato Gaggini – Licence ès sciences naturelles de l'Université de Neuchâtel, Responsable du secteur environnement et nature, EcoControl SA, Locarno et Lugano

Gaëtan Genetti – Paysagiste, Chêne-Pâquier

François Gerber – Ingénieur EPF, Spécialiste en aménagement de cours d'eau, BIOTEC Biologie appliquée SA, Delémont

Tamara Ghilardi – Dr. Ingénieure hydraulicienne CSD ingénieurs SA, Yverdon-les-Bains

Walter Gostner – Dr. Ingénieur hydraulicien Patscheider & Partner Engineers Sàrl, Mals (Italie), Chargé de cours École polytechnique fédérale de Lausanne-EPFL

Adrien Gressin – Dr. Professeur HES en photogrammétrie et en data science, Haute École d'ingénierie et de gestion de l'État de Vaud, HEIG-VD, Yverdon-les-Bains, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Bastien Guibert – Ingénieur en gestion de la nature, Spécialiste faune Atelier Nature Paysage, Meyrin

Philippe Heller – Dr. Ingénieur civil EPF, Directeur et associé du bureau Hydrique Ingénieurs Le Mont-sur-Lausanne, Chargé de cours à la Haute École d'ingénierie et d'architecture de Fribourg, HEIA-FR, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Florent Joerin – Dr. Professeur HES, Directeur de l'institut d'ingénierie du territoire, Haute École d'ingénierie et de gestion de l'État de Vaud, HEIG-VD, Yverdon-les-Bains, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Frédéric Jordan – Dr. Ingénieur civil EPF, Directeur et associé du bureau Hydrique Ingénieurs, Le Mont-sur-Lausanne

Jean-Claude Kolly – Ingénieur civil HES, Ancien responsable de la sécurité des ouvrages d'accumulation et du génie-civil chez Groupe-E, Charmey

Marina Launay – Dr. Ingénieure hydraulicienne, Experte, Gruner SA, Renens

Simon Maendly – Ingénieur en gestion de la nature, biol conseils SA, Neuchâtel

Antoine Magnollay – Ingénieur EPF, Chef de la section aménagement de cours d'eau, Office fédéral de l'environnement OFEV, Ittigen

Silvan Minnig – Ökologe Schweizerischer Verband der Umweltfachleute SVU, Wanderleiter Fachausweis FA, Genossenschaft Umweltbildner.ch, Bern

Patrick Périsset – Ingénieur civil HES, Ribi SA ingénieurs hydrauliciens, Fribourg et Lausanne

Franck Pidoux – Directeur du Service de l'aménagement des eaux et de la pêche, Office cantonal de l'eau, Genève

Hervé Piegay – Dr. Directeur de Recherche Centre national de recherche scientifique CNRS, Laboratoire Environnement-Ville-Société EVS, École Normale Supérieure de Lyon

Timon Polli – Ökologe, Polli Natur und Dienste, Winterthur

Patrice Prunier – Professeur HES, Responsable filière Gestion de la nature, de l'Institut Terre Nature Paysage et du laboratoire d'Écologie Végétale Appliquée, Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, HEPIA, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Alain Recking – Dr. Chercheur Institut des Géosciences de l'Environnement-IGE, Grenoble

Jean-Marc Ribí – Dr. Ingénieur hydraulicien de l'Institut national polytechnique de Grenoble, ancien Professeur HES, Consultant Ribí SA, ingénieurs hydrauliciens, Fribourg

Christian Roulier – Dr. Biologiste, Directeur du Service conseils zones alluviales, Cuarny

Graziano Sangalli – Ingénieur civil EPF, Responsable du génie civil du projet de rénovation du Ritom, Azienda elettrica ticinese, Monte Carasso

Bettina Schaepli – Dr. Professeure d'hydrologie, Institut de Géographie, Université de Berne

Isabella Schalko – Dr. Collaboratrice scientifique, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf

Mario Schirmer – Dr. Chercheur senior, Département Ressources aquatiques & eau potable, Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau-EAWAG, et professeur, Centre d'hydrogéologie, Université de Neuchâtel

Lukas Schmocker – Dr. Leitender Experte, Basler & Hofmann AG, Esslingen

Christelle Schneider – Ingénieure HES et Biologiste, spécialiste en aménagement de cours d'eau, BIOTEC Biologie appliquée SA, Yverdon-les-Bains

Antoine Stocker – Biologiste, ingénieur HES Gestion de la nature, Drosera Ecologie Appliquée SA, Sion

François Straub – Dr. Algologue spécialiste des diatomées, Laboratoire PhycoEco, La Chaux-de-Fonds

Jacques Studer – Biologiste, Bureau d'écologie Jacques Studer, Fribourg, Chargé de cours à la Haute École d'ingénierie et d'architecture de Fribourg, HEIA-FR, HES-SO - Haute École Spécialisée de Suisse Occidentale

Daniel Vázquez Tarrío – Dr. Géologue, Chargé de recherche au Département des risques géologiques et du changement climatique de l'Institut Géologique et Minier d'Espagne, Madrid

Zsolt Vecsernyés – Dr. Ingénieur civil EPF, ancien Professeur HES, aquAddict Vecsernyés, Pully

Pascal Vonlanthen – Fischereibiologe, Geschäftsführer Aquabios Sàrl, Cordast

Niels Werdenberg – Fachexperte Flussbau und Ingenieurökologie, Emch+Berger AG, Bern

Andreas Widmer – Fachverantwortlicher Ingenieurökologie, Emch+Berger AG, Bern

Alfred Wittwer – Dr. Responsable écologie centrales électriques, CFF Energie, Zollikofen

Flavio Zanini – Dr. Biologiste de l'Université de Lausanne, Drosera Ecologie Appliquée SA, Sion

Table des matières

	Préface	III
	Sommaire	V
	Avant-propos	VII
I	Contexte global de la renaturation	1
I.1	Contexte suisse	3
I.1.1	Historique de la correction des eaux	3
I.1.2	Atteintes écologiques et problèmes	7
I.1.3	Mesures d'intervention et de valorisation	11
I.1.4	Contexte actuel	14
I.2	Bases légales	19
I.2.1	Loi et Ordonnance fédérales sur la protection des eaux	19
I.2.2	Loi et Ordonnance fédérales sur l'aménagement des cours d'eau	22
I.2.3	Loi et Ordonnance fédérales sur l'aménagement du territoire	24
I.2.4	Autres lois à considérer	26
I.3	Organisation de la mise en œuvre	27
I.3.1	Espace réservé aux eaux (ERE)	27
I.3.2	Renaturation	29
I.3.3	Force hydraulique	32
I.3.4	Convention-programme dans le domaine de la revitalisation des eaux	36
1.4	Documentation OFEV	41
1.4.1	Hydrologie et changement climatique	41
1.4.2	Crues et laves torrentielles	46
1.4.3	Eaux souterraines	49
1.4.4	Biodiversité	53
II	Bases hydrologiques et hydrogéologiques de la renaturation	57
II.1	Processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant et régimes hydrologiques	59
II.1.1	Processus hydrologiques : vue d'ensemble	59
II.1.2	Régimes hydrologiques naturels	65
II.1.3	Variabilité naturelle et changements climatiques	67

II.1.4	Régimes modifiés	68
II.2	Processus hydrogéologiques à l'échelle du tronçon	71
II.2.1	Interaction entre les cours d'eau et les nappes alluviales	71
II.2.2	Quantification de l'interaction avec les eaux de surface	74
II.2.3	Rôle de l'interaction pour la qualité de l'eau et le niveau de la nappe	77
II.2.4	Renaturation en milieu urbain – l'exemple de la Wiese à Bâle	80
II.3	Débits caractéristiques de la renaturation et courbe de débits classés	83
II.3.1	Courbe de débits classés	83
II.3.2	Identification des débits caractéristiques	86
II.3.3	Méthodes recommandées	90
II.3.4	Incertitudes, analyse de sensibilité et changements climatiques	92
II.4	Extrêmes hydrologiques: enjeux pour la renaturation	95
II.4.1	Crues et processus de génération	96
II.4.2	Étiages, processus et grandeurs caractéristiques	97
II.4.3	Méthodes d'estimation	98
II.4.4	Effet du changement climatique	105
III	Dynamique alluviale et morphologie	109
III.1	Écoulements à surface libre	111
III.1.1	Régime hydraulique	111
III.1.2	Écoulements uniformes et variés	114
III.1.3	Écoulements bi et tridimensionnels	122
III.1.4	Impact écologique des écoulements	124
III.2	Transport solide	127
III.2.1	Caractéristiques des rivières alluviales	127
III.2.2	Modes et mécanismes de transport sédimentaire	130
III.2.3	Laves torrentielles	135
III.2.4	Bois flottant	139
III.3	Morphologie fluviale	147
III.3.1	Dynamique naturelle et état de régime	147
III.3.2	Typologie sédimentaire et morphologique	150
III.3.3	Formes de lit et résistance à l'écoulement	154
III.3.4	Régime et impacts anthropiques	156
III.4	Gestion sédimentaire	161
III.4.1	Rétention sédimentaire	161
III.4.2	Apports de sédiments	165
III.4.3	Alluvionnement des réservoirs	169
III.4.4	Gestion du bois flottant	172

IV	Écologie des milieux aquatiques et riverains	177
IV.1	Écologie des cours d'eau	179
IV.1.1	Comprendre les rivières: du biotope à la biocénose	179
IV.1.2	Les paramètres abiotiques	181
IV.1.3	Des systèmes de classification abiotique	186
IV.1.4	Des systèmes de classification biologiques	187
IV.1.5	Zonation longitudinale selon les différentes typologies: synthèse	191
IV.1.6	Critères de qualité écologique et capacité d'accueil	192
IV.2	Flore aquatique et riveraine	195
IV.2.1	De multiples processus en interaction	195
IV.2.2	Une flore adaptée au rythme des cours d'eau	195
IV.2.3	Les zonations spatiales de la végétation	200
IV.2.4	Les multiples rôles et fonctions des végétations aquatiques et alluviales	202
IV.2.5	Les menaces pesant sur les flores alluviales et aquatiques	204
IV.3	De la diversité des végétations alluviales	211
IV.3.1	Les communautés aquatiques des cours d'eau	211
IV.3.2	Les communautés riveraines d'hélophytes	213
IV.3.3	Les formations herbacées riveraines des alluvions	216
IV.3.4	Les fourrés alluviaux	220
IV.3.5	Les forêts alluviales	227
IV.4	Qualité des eaux	235
IV.4.1	Physico-chimie des eaux	235
IV.4.2	Température	238
IV.4.3	Impacts d'origines anthropique et agricole	239
IV.4.4	Indicateurs biologiques (indices diatomiques)	241
IV.4.5	Conclusion	246
V	Faune aquatique et riveraine	249
V.1	Ichtyofaune	251
V.1.1	Diversité et statuts des poissons en Suisse	251
V.1.2	Organisation longitudinale des peuplements piscicoles	259
V.1.3	Principales menaces affectant l'ichtyofaune	260
V.1.4	Évaluation de la qualité écologique des milieux d'eau courante	262
V.1.5	Conclusion	264
V.2	Invertébrés aquatiques	267
V.2.1	Systématique (insectes, crustacés, mollusques...)	267

V.2.2	Importance dans la chaîne trophique	268
V.2.3	Biologie et écologie	270
V.2.4	Distribution et hétérogénéité à l'échelle du cours d'eau	274
V.2.5	Concept de continuum fluvial	275
V.2.6	Bioindication basée sur les macroinvertébrés benthiques	276
V.2.7	Conclusion	280
V.3	Faune riveraine	283
V.3.1	Amphibiens	283
V.3.2	Reptiles	285
V.3.3	Avifaune	287
V.3.4	Mammifères	291
V.4	Infrastructure écologique	295
V.4.1	État de l'infrastructure écologique en Suisse	295
V.4.2	Trames verte et bleue	297
V.4.3	Importance des cours d'eau	300
V.4.4	Renaturation et continuité écologique	300
VI	Aménagement territorial	305
VI.1	Gestion de projet de renaturation	307
VI.1.1	Planification à l'échelle du bassin versant, une première étape indispensable	307
VI.1.2	Organisation et pilotage d'un projet de renaturation	310
VI.1.3	Réaliser les aménagements de renaturation et les entretenir	311
VI.1.4	La Versoix, un exemple de renaturation	312
VI.2	Espace réservé aux eaux	315
VI.2.1	Objectifs et bénéfices	315
VI.2.2	Principes et méthodes de délimitation	316
VI.2.3	Aspects fonciers et conflits d'intérêt	323
VI.2.4	Exemple de l'espace réservé aux grands cours d'eau du canton de Fribourg	324
VI.3	Carte de danger Inondation	331
VI.3.1	Rappels historiques et motivations	331
VI.3.2	La théorie: outils et procédures	333
VI.3.3	La pratique: difficultés rencontrées	338
VI.3.4	Carte de ruissellement	342
VI.4	Aide à la décision et participation pour la gestion des milieux naturels	345
VI.4.1	Introduction	345
VI.4.2	Quelques notions d'aide multicritère à la décision	347
VI.4.3	Quelques notions de participation	349
VI.4.4	Cas d'application au lac de Rossinière	352

VII	Mesures et méthodes de renaturation	357
VII.1	Concepts généraux	359
VII.1.1	Dysfonctionnements associés aux travaux de correction et d'endiguement	359
VII.1.2	Fonctions à restaurer	362
VII.1.3	Niveau d'ambition en fonction des contraintes	364
VII.1.4	Catalogue des mesures d'aménagement	366
VII.2	Génie biologique	373
VII.2.1	Définition, principes et objectifs	373
VII.2.2	Principales techniques et bases de dimensionnement	376
VII.2.3	Choix de la végétation	381
VII.2.4	Évolution des pratiques	382
VII.3	Migration piscicole	385
VII.3.1	Obstacles à la migration des poissons	385
VII.3.2	Comportement des poissons	388
VII.3.3	Conditions favorables au franchissement	389
VII.3.4	Ouvrages types de franchissement	393
VII.4	Monitoring, suivi après réalisation	399
VII.4.1	Établissement d'un programme de suivi	400
VII.4.2	Indicateurs abiotiques et biotiques (application de la méthode proposée par l'OFEV)	402
VII.4.3	Aspects paysagers et récréatifs	402
VII.4.4	État des lieux avant/après réalisation – La Thielle	403
VII.4.5	État des lieux après réalisation – Le Rhône à Baltschieder	411
VII.4.6	Nouvelles perspectives avec l'ADN environnemental (ADNe)	413
VII.4.7	Conclusion	413
VIII	Modélisation physique et numérique	415
VIII.1	Modélisation physique	417
VIII.1.1	Du prototype au modèle, similitude hydraulique et transport solide	418
VIII.1.2	Guide de design d'un modèle physique	421
VIII.1.3	Équipements et instrumentation	423
VIII.1.4	Modélisation physique avec des poissons	426
VIII.2	Modélisation numérique hydrodynamique	431
VIII.2.1	Éléments de base de la modélisation numérique	431
VIII.2.2	Modélisation fonctionnelle	435
VIII.2.3	Logiciels standards de la modélisation hydraulique	439
VIII.2.4	Exemple et défis de la modélisation numérique	443

VIII.3	Modélisation des habitats	449
VIII.3.1	Généralités et principes	449
VIII.3.2	Modélisation des préférences d'habitat	451
VIII.3.3	Les méthodes de simulations d'habitat	452
VIII.3.4	Une démarche recommandée	455
VIII.4	Modélisation échohydraulique	461
VIII.4.1	Indicateurs d'intégrité écomorphologique	461
VIII.4.2	Indice de la diversité hydromorphologique	465
VIII.4.3	Indice de zonation des cours d'eau	466
VIII.4.4	Défis de la modélisation échohydraulique	470
IX	Impacts des aménagements hydroélectriques	475
IX.1	Éclusées hydroélectriques	477
IX.1.1	Problématique des éclusées	477
IX.1.2	Impacts des restitutions d'eaux turbinées	479
IX.1.3	Mesures d'assainissement prises sur la production d'électricité	482
IX.1.4	Assainissement des éclusées par des aménagements compensatoires	484
IX.2	Éclusées thermiques	489
IX.2.1	Enjeux liés au régime thermique des rivières	489
IX.2.2	Altérations du régime thermique liées aux ouvrages hydroélectriques	491
IX.2.3	Mesure et modélisation des températures	494
IX.2.4	Mesures d'assainissement	500
IX.3	Tronçons à débits résiduels	507
IX.3.1	Relèvement du débit réservé et la question du débit minimum biologique	508
IX.3.2	Lâchers d'eau dans les tronçons à débit résiduel	512
IX.3.3	Mesures de restauration morphologique des tronçons à débit résiduel	515
IX.3.4	Conclusion	518
IX.4	Projets d'assainissement des éclusées	521
IX.4.1	Barrage de Schiffenen: impacts des éclusées sur la Sarine	521
IX.4.2	Barrage de Schiffenen: projets d'assainissement des éclusées	524
IX.4.3	Aménagement hydroélectrique de Ritom: problématique liée aux éclusées	528
IX.4.4	Aménagement hydroélectrique de Ritom: solutions pour atténuer les éclusées	530
X	Données de base	537
X.1	Données géomatiques	539
X.1.1	Quelques définitions	539
X.1.2	Techniques de mesure	540

	X.1.3	Traitement et exploitation des géodonnées	548
	X.1.4	Les formats de données	551
	X.1.5	Bonnes pratiques et formulation de la demande	552
X.2		Données hydrométriques	555
	X.2.1	Données de pluie	555
	X.2.2	Principes de l'hydrométrie et précision des mesures	558
	X.2.3	Équipement d'une station hydrométrique crues-étiages	559
	X.2.4	Techniques classiques et récentes de jaugeage	562
X.3		Données granulométriques	569
	X.3.1	Granulométrie des cours d'eau	569
	X.3.2	Courbe granulométrique	571
	X.3.3	Mesure de la granulométrie	575
	X.3.4	Organiser une campagne de mesures	579
X.4		Données environnementales	583
	X.4.1	Données sur la flore et les milieux naturels	584
	X.4.2	Données sur la végétation arborée	588
	X.4.3	Données sur la faune aquatique et terrestre	592
	X.4.4	Données sur la qualité des eaux	596
XI		Projets emblématiques	601
XI.1		Torrents de montagne	603
	XI.1.1	La Dranse à Sembrancher-Vollèges. Gestion sédimentaire, revitalisation et protection contre les crues	603
	XI.1.2	La Navisence - Zinal. Espace cours d'eau et libre expression de la dynamique alluviale	607
	XI.1.3	La Dranse à Thonon-les-Bains (Haute-Savoie). Restauration du transport solide et du style fluvial	611
XI.2		Cours d'eau de plaine	615
	XI.2.1	La Petite Glâne à Missy, Saint-Aubin, Vallon et Vully-les-lacs. Projet ambitieux dans un contexte agricole	615
	XI.2.2	La Venoge de Lussery-Villars-Daillens à Bois de Vaux. Revitalisation, protection contre les crues, migration piscicole, mobilité douce	619
	XI.2.3	Le Schlossbach à Rümligen (canton de Berne). Revitalisation avec des BDA	623
XI.3		Traversées de zones urbanisées	627
	XI.3.1	La Versoix à Versoix (canton de Genève). Protection contre les crues et amélioration de l'habitat aquatique	627

XI.3.2	La Gérine à Marly (canton de Fribourg). Revitalisation par élargissement dans le secteur Ancienne Papeterie- Pré aux Moines	631
XI.3.3	La Sorne à Delémont (Jura) - Delémont marée basse. Renaturation et développement urbain	635
XI.4	Confluences et embouchures	639
XI.4.1	La Broye à Salavaux sur le territoire de la commune de Vully-les-Lacs. Renaturation de l'embouchure	639
XI.4.2	L'Areuse et l'embouchure du Bied de Môtiers. Renaturation d'une confluence et protection contre les crues	643
XI.4.3	Le delta du Rhône dans le Léman (Vaud et Valais). Revitalisation, sécurisation et accès au public	647
	Présentation des coordinateurs	653
	Auteurs et autrices des textes	655