



**Analyse de la trajectoire historique de l'état hydrogéomorphologique de divers
bassins versants dans le Québec méridional**

par Véronique Simard

Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention du grade de
Maître ès science (M. Sc.) en ressources renouvelables

Saguenay, Québec, Canada

© Véronique Simard

RÉSUMÉ

La restauration des rivières est un sujet de plus en plus prédominant en environnement. Les activités humaines ont modifié les cours d'eau sur de nombreuses décennies. Cette étude propose une caractérisation de l'état hydrogéomorphologique (HGM) de divers bassins versants selon une approche historique. En utilisant l'Indice de Qualité Morphologique (IQM) appliqué en photo-interprétation sur des données diachroniques, il est possible d'observer une trajectoire de l'état HGM des cours d'eau et d'identifier les secteurs montrant un plus haut taux de dégradation. Ces données sont par la suite utilisées pour prioriser les secteurs où des actions de restauration sont requises. Elles permettent également d'identifier des restaurations potentielles en fonction des dégradations et du taux de dégradations observées.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout premièrement à remercier Maxime Boivin pour son encadrement lors de ce projet de maîtrise. Ses connaissances en hydrogéomorphologie et son esprit critique auront grandement influencé ma vision de la gestion mondiale des rivières. Depuis mon entrée au baccalauréat, tu as toujours su partager tes connaissances et m'inculquer ta passion pour la recherche. Tu es et seras toujours le professeur le plus marquant de toute ma formation universitaire. Merci pour ces six belles années d'apprentissage exceptionnelles.

J'aimerais également remercier le Ministère de l'Environnement, de la lutte aux changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), pour le support financier, sans qui ce projet n'aurait pu être réalisé.

Merci à Janie, Marianne, David, Marie-Jo, Johan, Simon, Maxime, Jean-Philippe et Elsa, fidèles camarades de procrastination. Sans notre belle gang, nous aurions travaillé de manière plus assidue, mais avec beaucoup moins de joie de vivre. Votre support moral et technique m'a fait passer au travers ces deux années d'intensité. Merci aussi de m'avoir amené sur le terrain avec vous dans mes temps morts, et pour les nombreuses heures de géoréférencement de certains. Je suis encore désolée de vous avoir imposé tout ça. Finalement, merci à ma famille pour vos encouragements, et merci à Jérémy pour ton support, les nombreux cafés et les sérénades. Merci de m'endurer dans tous mes projets.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	I
REMERCIEMENTS.....	II
TABLE DES MATIÈRES.....	III
LISTE DES FIGURES	III
LISTE DES TABLEAUX.....	VI
LISTE DES ANNEXES.....	VII
AVANT -PROPOS	VIII
1. INTRODUCTION GÉNÉTALE.....	1
1.1. L'environnement fluvial.....	1
1.2. La restauration des cours d'eau.....	4
1.3. Problématique	7
1.3.1. L'indice de qualité morphologique	8
1.4. Objectifs	11
2. HISTORICAL ASSESSMENT OF THE MORPHOLOGICAL QUALITY STATE OF VARIOUS WATERSHEDS AND PRIORITIZATION OF THE RESTORATION OF DEGRADED RIVER REACHES	13
2.1. Introduction.....	13
2.1.1. Fluvial environment.....	13
2.1.2. River restoration	15
2.1.3. Socio-geomorphology.....	16
2.1.4. Need to assess hydrogeomorphic quality.....	17
2.2. Materials and methods.....	19
2.2.1. Study sites	19
2.2.2. Remote Morphological quality index (RMQI)	21
2.2.3. Historical approach	23
2.2.4. Limitations	23
2.3. Results.....	24
2.3.1. Historical MQI scores	24
2.3.2. Percentage of influence of indicators on the total scores.....	28
2.4. Discussion.....	32
2.4.1. Changes in the morphological quality of the watersheds	32

2.4.2. Main factors influencing morphological quality scores	33
2.4.3. Degraded section prioritization and potential restoration tools	37
2.4.4. Example of tool application.....	41
2.4.5. Reference conditions and societies	44
2.5. Conclusion.....	45
3. CONCLUSION GÉNÉRALE.....	47
4. RÉFÉRENCES	50
ANNEXE	63

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Comparaison entre le score d'IQM et le score de l'IQH pour (A) l'échelle du tronçon et (B) l'échelle du bassin versant pour les cours d'eau agricoles (cercles bleus), urbains (carrés orange) et forestiers (triangles verts). Lemay, 2021.....	12
Figure 2: Study sides in the provinces (A): the Du Gouffre watersheds (B), À Mars watersheds (C) and Southwest Nicolet, Nicolet and Bulstrode watersheds (D).....	17
Figure 3: Historic evolution of the MQI results for each reach for the A) du Gouffre river watershed, B) à Mars river watershed, C) Southwest Nicolet watershed, D) Nicolet river watershed and E) Bulstrode river watershe.....	22
Figure 4: Comparison between the MQI scores for each year assessed in the A) du Gouffre river watershed, B) à Mars river watershed, C) Southwest Nicolet watershed, D) Nicolet river watershed and E) Bulstrode river watershed, as well as F) the average scores for each watersheds.....	22
Figure 5: Comparison of MQI indicators' score average for the oldest, median and most current set of data available for the A) du Gouffre river watershed, B) à Mars river watershed, C) Southwest Nicolet watershed, D) Nicolet river watershed and E) Bulstrode river watershed, as well as F) the average scores for each watershed.....	24
Figure 6: Decision aid tool for restoration action or conservation of a reach according to their historical MQI scores.....	28
Figure 7: Results of potential restoration.....	40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Exemple d'indicateurs de l'Indice de qualité morphologique, adapté de Rinaldi et al., 2013.....	11
Table 2: Segments per decades with available data.....	21
Table 3: Average of the indicator scores for the 350 reaches evaluated and percentage of the maximum possible score.....	26
Table 4: Restoration methods recommended in the literature according the MQI.....	28
Table 5: Historical MQI score for a portion of the Nicolet watershed.....	38

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1: Indicateurs de fonctionnalité géomorphologique, d'artificialité et d'ajustement des canaux : description des classes et définition des valeurs. Adapté et traduit de Rinaldi et al., 2013.....	36
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

AVANT -PROPOS

Ce mémoire est un travail réalisé dans le cadre de la maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi. Le mémoire s'insère dans un projet réalisé en deux volets. Le volet 1 vise le développement d'un indice géomatique simplifié adapté aux cours d'eau québécois permettant d'appliquer une caractérisation semi-automatisée de l'état HGM sur différents territoires. Le volet 2, dont il est question dans ce présent mémoire, vise quant à lui le développement d'une méthodologie pour l'évaluation et l'analyse d'une trajectoire historique de l'état HGM d'un bassin. Le mémoire est composé de trois chapitres et a été rédigé sous forme d'article scientifique. Le chapitre principal s'intitule *Historical Assessment of the Morphological Quality State of Various Watersheds and Prioritization of the Restoration of Degraded River Reaches* et a été rédigé en anglais. Celui-ci est précédé d'une introduction générale, mettant en contexte et expliquant le sujet de l'étude et suivi d'une conclusion générale explorant les différentes perspectives de celle-ci, tous deux rédigés en français.

L'article sera soumis au journal scientifique *Geomorphology*, pour évaluation par les pairs. Maxime Boivin a agi à titre de coordonnateur et instigateur du projet et a participé à la révision et la correction de l'article.

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1.L'environnement fluvial

Les cours d'eau et les zones riveraines fournissent une gamme de services écosystémiques et des fonctions physiques et écologiques essentielles pour soutenir l'habitat des espèces terrestres et aquatiques (Roni et al., 2019; Stein et al., 2022). Quatre composantes clés des écosystèmes fluviaux et riverain sont considérées dans la plupart des indices de caractérisation de l'état d'un cours d'eau. (Belletti et al, 2018).

D'abord, la géomorphologie fluviale (ou hydrogéomorphologie) décrit et analyse l'influence des flux sur le relief à différentes échelles depuis le paysage jusqu'à la formation des mares et ruisseaux ou sédiments. Les caractéristiques géomorphologiques changent progressivement de la source de la rivière à son embouchure en fonction notamment de la pente. Dans la partie la plus en amont du système fluvial, les processus d'érosion dominant, produisant la majorité de la charge sédimentaire du système fluvial (Négrel et al., 2014). L'évolution des morphologies fluviales résulte essentiellement des taux de transport contrôlés par les variables hydrauliques, mais aussi par les variables propres à l'activation des sources de sédiments dans le bassin-versant. Ces taux de transport varient dans l'espace et le temps et contribuent à la morphologie par les processus d'érosion, d'incision, de transport de sédiments, d'accumulation et d'aggradation (Uddin et al., 2011). Les formes et styles fluviaux dans un réseau fluvial sont largement contrôlés par les caractéristiques géologiques et topographiques du territoire dans lequel évolue le cours d'eau. En général, le taux et l'ampleur des processus à l'échelle d'un tronçon sont corollaires des processus à une échelle plus large, soit celle du bassin versant (Beechie et al., 2010). Les modifications du cours d'eau d'une rivière, telles que l'érosion et l'accrétion des berges sont des processus naturels pour une rivière alluviale (Uddin et al., 2011). L'érosion à l'échelle du bassin versant se produit généralement sous l'effet des processus géomorphologiques tels que les glissements de terrain, l'affouillement et l'érosion de surface causés par les événements hydroclimatiques et/ou les actions anthropiques, entre autres les cultures (Henshaw et al., 2013; Botero-Acosta et al., 2017). L'érosion fluviale concerne le mouvement des sédiments sur le lit et les berges des cours d'eau provoquée par les contraintes hydrauliques de l'écoulement. Dans les rivières à méandres, par exemple, cette érosion est caractérisée par le

mouvement des sédiments de la berge externe du cours d'eau et de leur dépôt des sédiments sur la berge interne (Robert, 2014). L'érosion des berges est une source sédimentaire importante pour les cours d'eau et les événements hydroclimatiques engendrent la mise en transport des sédiments en charge de fond et en suspension, ainsi que la formation de bancs d'accumulation contribuant à l'évolution de la morphologie des cours d'eau. Ces bancs sont des formes à l'origine de processus essentiels pour la géo diversité fluviale et la biodiversité. Les processus d'érosion et de dépôt des sédiments mènent également à une migration graduelle du cours d'eau. En effet, cette migration est un reflet du dynamisme des environnements fluviaux (Beechie et al., 2006; Florsheim et al., 2008; Dixon et al., 2018) et son intensité varie selon le type d'environnement fluvial. Les ajustements parfois observés à l'intérieur d'un système fluvial sont généralement entraînés par des déséquilibres dans le transport sédimentaire à travers le système fluvial, marqués soit par une érosion trop forte entraînant l'incision des cours d'eau, soit par l'aggradation de sédiment dans le cours d'eau. Des changements marqués de la morphologie d'un tronçon peuvent être associés à une disparité entre la quantité de sédiments disponible dans le tronçon (érosion) et la quantité transférée en aval (transport et dépôt). Ces déséquilibres (naturels ou anthropiques) peuvent avoir des implications importantes pour la gestion des risques d'inondation et l'état écologique d'un cours d'eau (Parker et al., 2015).

Ensuite, la composition biotique, la structure et la fonction des écosystèmes aquatiques, humides et riverains dépendent en partie du régime hydrologique (Ritcher et al., 1996). La variation intra annuelle des conditions hydrologiques, notamment la fréquence et l'ampleur des crues, la saisonnalité, la fréquence des inondations et les périodes d'étiage jouent un rôle clé dans la dynamique et la biodiversité des cours d'eau (Ladson et al., 1999). Les populations des diverses espèces aquatiques peuvent également être affectées par le régime hydrologique au niveau de la reproduction et la compétition biotique, notamment dû au fait que la plupart des espèces ne peuvent pas s'adapter rapidement aux changements de leur écosystème (Lamontagne, 1999; Pecks, 2005; Talbot et al., 2006). En effet, les modifications au régime hydrologique peuvent altérer indirectement la composition, la structure ou les fonctions des écosystèmes aquatiques, riverains et humides par leurs effets sur les caractéristiques physiques de l'habitat, y compris la température de l'eau, la teneur en oxygène, la chimie de l'eau et la taille des particules du substrat (Ritcher et al., 1996).

Comme dans tous les autres écosystèmes, les végétaux sont à la base des réseaux trophiques aquatiques, en produisant de la biomasse à partir d'éléments minéraux et d'énergie lumineuse. Ils sont également un reflet du potentiel productif du milieu, en influant directement sur les autres compartiments biologiques, dont la faune terrestre et aquatique (Chauvin et al., 2006). La végétation peut aussi exercer un contrôle significatif à partir de mécanismes de base telles la résistance au courant, la cohésion des berges, la sédimentation en plaine alluviale, la formation d'embâcle de bois, et pour finir les dépôts sur les berges et bancs d'accumulation (Hickin et al., 1984; Osei et al., 2015). La végétation riveraine est également à la base de plusieurs processus au cœur de l'écosystème riverain (Riis et al., 2020). On observe entre autres trois influences distinctes de la végétation riveraine sur les processus hydrologiques. D'abord, le contrôle du ruissellement, puisque la végétation riveraine influence le ruissellement par le biais d'interactions hydrauliques complexes lors des débits moyens en plus des débits de crues, plus élevés. Puis l'impact de la physiologie végétale sur l'absorption, le stockage et le retour de l'eau à l'atmosphère via un processus d'évapotranspiration où les plantes relâchent de la vapeur d'eau sous l'effet des rayons du soleil. Finalement, la végétation a un impact sur la qualité de l'eau, agissant par moment comme un filtre (Tabacchi et al., 2000). Dans les plus petites rivières, l'influence de la végétation sur le régime hydrologique et la hydrogéomorphologie est plus importante tandis que dans les grands cours d'eau, l'influence a tendance à être moindre (Hickin et al., 1984).

1.1.1. Impacts anthropiques

L'état écologique des rivières est étroitement lié à la société humaine. Son influence sur les écosystèmes fluviaux et riverains est non négligeable comme composante de l'écosystème riverain. Les cours d'eau ont permis aux civilisations de prospérer, mais les activités humaines liées à l'agriculture, à l'industrie et à l'urbanisation peuvent affecter des fonctions et des processus écologiques importants comme les régimes hydrologiques et sédimentaires et conduire à la dégradation de l'habitat (Fan et al; 2018; Abell et al., 2019; Dépret et al., 2023). En effet, les systèmes fluviaux sont de plus en plus affectés par les pressions liées à l'utilisation du territoire, notamment par l'ajout d'infrastructures de stabilisation des berges ou de protection contre les inondations par exemple (Biron et al., 2014). La construction de barrages et les modifications des débits liquides et solides sont d'ailleurs considérées comme

l'un des impacts humains les plus importants dans les corridors riverains et leur propagation en amont et en aval des cours d'eau sont les principaux contributeurs à la perte de connectivité fluviale, de la fragmentation des habitats et de la régulation des débits (Garòfano et al., 2013; Grill et al., 2019). Les barrages vont par exemple engendrer une diminution de la charge sédimentaire, un phénomène commun en aval des barrages (Poepl et al., 2017; Liu and al., 2019). Ces derniers vont retenir les sédiments au niveau du réservoir, tout en contrôlant artificiellement les débits en aval. Cette perte de sédiment en aval vient engendrer un déséquilibre et un déficit de la charge sédimentaire. Une incision potentielle du cours d'eau pourrait entre autre être provoquée en augmentant le débit liquide dans cette zone (Schmidt et al., 2008; Rollet et al., 2014). Les modifications des chenaux, des plaines inondables et des changements plus larges du paysage qui affectent l'apport d'eau et de sédiments à la rivière sont souvent des conséquences directes des interventions anthropiques dans les cours d'eau et à l'échelle du bassin versant. Ces altérations ont comme impacts négatifs potentiels la perte d'habitat physique, la perturbation de la continuité longitudinale de la rivière et la déconnexion latérale entre les écosystèmes aquatiques, humides et terrestres (Grabowski et al., 2014). De plus, l'urbanisation modifie les fonctions hydrologiques et morphologiques de la plaine inondable, car les zones urbanisées sont moins perméables que les zones non urbanisées et ont une connectivité moins importante avec le débit du fleuve (Anim et al., 2017 ; Baptista et al., 2017). Un autre effet net de la plupart des modifications modifiant les plaines inondables est une réduction de leurs diverses formes de stockags. Notamment, en les déconnectant des chenaux, en réduisant le drainage et le compactage potentiels des plaines inondables. Aussi, d'autres constructions (routes, bâtiments etc.) réduisent la surface de la plaine, augmentant le ruissellement de surface (Wohl, 2021). Également, avec une tendance à l'augmentation des terres cultivées, zones urbaines et une diminution des terres forestières pour faire face à l'augmentation de la population ont été remarqués. Soutenir les revenus économiques des secteurs industriels et agricoles influence également une augmentation du débit fluvial, du ruissellement et des rendements totaux en eau et en sédiments (Kang et al., 2022; Kayitesi et al., 2022).

1.2. La restauration des cours d'eau

En raison des altérations humaines affectant les bassins versants du monde entier, de plus en plus de travaux de restauration sont en cours sur les rivières du monde. L'évaluation des

conditions hydromorphologiques des rivières est désormais reconnue comme une étape fondamentale dans l'évaluation et le suivi des conditions écologiques des rivières et l'évaluation des projets de restauration des rivières (Belletti et al., 2018). La restauration des cours d'eau englobe toutes les actions de modification et de conservation apportées au cours d'eau, à la plaine inondable et au milieu riverain dans le but d'améliorer les processus hydrologiques, hydrogéomorphologiques et/ou écologiques dans un segment, une rivière ou un bassin versant dégradé (Wohl et al., 2015). Cependant, plusieurs perceptions existent pour décrire ce qu'est ou devrait être la restauration, en fonction de l'expertise, de la situation géographique, de la gouvernance, de la culture, etc. Elles peuvent aller de solutions rapides et fixes, telles que la stabilisation des berges, à la restauration de processus à l'échelle du bassin, comme la réintroduction du castor (Wohl et al., 2005 ; Abell et al., 2021). De plus, en raison de l'urbanisation généralisée et de l'activité humaine, la restauration est de plus en plus une priorité, mais aussi une obligation légale dans certains pays (Logar et al., 2018).

Une approche de plus en plus privilégiée est la restauration par les processus. Elle consiste à donner la priorité à la fonction ou aux processus de la rivière, plutôt qu'à la forme de la rivière (Wohl et al., 2005). Il s'agit d'un type de restauration prenant en compte non seulement la portion à restaurer, mais également l'ensemble du bassin versant. Les processus et liens clés entre le chenal et le bassin sont mis de l'avant (Beechie et al., 2010). L'approche par processus permet d'implanter des stratégies de restauration plus apte à être autosuffisante sur le long terme, et donc plus permanente et résistante aux intempéries (Kondol et al., 2006). Également, la restauration par processus présente des avantages pour la biodiversité. En effet, des réductions continues de la biodiversité aquatique des rivières et des ruisseaux peuvent être liées à la perte des processus écosystémiques, causée par les modifications de la structure de l'habitat. Aussi, une forte tendance a émergé à concentrer la conservation et la restauration des rivières sur la faune charismatique ou économiquement importante, sans considération approfondie des attributs et des processus du bassin versant qui contrôlent la biodiversité et la production (Stanford et al., 1996).

Plusieurs méthodes sont employées pour atteindre de telles restaurations, notamment la restauration des processus hydrauliques qui créent et maintiennent le style fluvial d'un cours d'eau lorsque les processus ont été compromis, évitant la conversion des styles des chenaux

ainsi qu'un dérèglement du transport et de la balance sédimentaire (Flitcroft et al., 2022). Également, la modification de la géométrie du chenal, qui comprend la restauration des méandres et des structures dans le chenal qui modifient le thalweg, ainsi que les pratiques qui augmentent la fréquence, l'ampleur ou la durée des inondations dans les zones de plaines inondables et/ou favorisent les flux d'organismes et de matériaux entre les chenaux et les zones de plaines inondables permettent une amélioration à long terme de la qualité morphologie du chenal (Wohl et al., 2015). Une autre méthode privilégiée la modification de la complexité structurelle d'un chenal, par l'ajout de sédiments ou de bois, entre autres, pour accroître la disponibilité et la diversité de l'habitat pour les organismes cibles et d'habitats de reproduction et de refuges contre les perturbations et la prédation (Palmer, 2010).

Il existe également plusieurs perceptions du succès de la restauration d'un cours d'eau. Par exemple, les restaurations ayant des buts esthétiques ou récréatifs n'améliorent pas nécessairement les fonctions écologiques d'un cours d'eau (Bernhardt et al., 2007). Les pratiques les plus courantes dans la restauration des cours d'eau ont été la reconfiguration des chenaux et l'ajout de structures statiques telles que des rochers, des seuils, des structures de déversoir enjambant le cours d'eau et des structures de stabilisation des berges, le tout pour améliorer l'hétérogénéité structurelle d'un cours d'eau. Cependant, les approches impliquant une certaine forme de reconfiguration du cours d'eau et d'amélioration de la complexité structurelle du cours d'eau se sont révélées largement infructueuses par endroits (Palmer et al., 2010). Le manque de succès a été notamment attribué aux facteurs de stress souvent cumulatifs, dont les impacts de l'urbanisation, de l'agriculture, des activités forestières, des espèces envahissantes, de la régulation des débits, des extractions d'eau et de l'exploitation minière (Hauer et al., 2016).

Un autre écart entre les efforts de restauration et les résultats écologiques optimaux est le décalage entre l'échelle spatiale et les méthodes de restauration appliquées. La restauration doit correspondre à l'échelle spatiale des processus d'une rivière et aux régimes de perturbation qui régissent ses communautés (Polvi et al., 2021). La plupart des projets de restauration sont réalisés à des échelles relativement courtes d'environ un kilomètre ou moins de longueur de cours d'eau, et impliquent fréquemment la reconfiguration du cours d'eau lui-même. Cependant, les sources d'impacts sur les cours d'eau sont largement générées à

l'extérieur du cours d'eau dans le bassin versant. Cependant, la plupart des restaurations traitent des processus à l'échelle de segments ou tronçons, plutôt que de se concentrer sur les processus et la connectivité à l'échelle du bassin versant (Palmer, 2014). Bien que les gestionnaires doivent diagnostiquer de manière critique les facteurs de stress qui affectent un cours d'eau dégradé et investir principalement dans des ressources pour résoudre les problèmes les plus importants, un objectif central de conservation doit également être pris en considération. À savoir, la restauration de la dynamique spatiale et temporelle naturelle qui soutient les processus fluviaux (Hauer et al., 2016). Au cours des dernières décennies, les progrès scientifiques sur la connaissance des processus à l'échelle des bassins versants et la nature dynamique des systèmes fluviaux et de leurs habitats ont conduit de nombreux gestionnaires de rivières à se détourner des techniques de restauration qui traitent les rivières comme un environnement statique, pour se tourner vers des méthodes visant à créer ou recréer des habitats spécifiques et des processus naturels (Biron, 2017). Un autre élément important, mais généralement négligé, est l'évaluation systématique de l'atteinte des objectifs du projet. Une telle évaluation est essentielle pour détecter les défauts dans la conception ou la mise en œuvre du projet et pour permettre une gestion adaptative, ou des mesures de restauration supplémentaires si les objectifs ne sont pas atteints. Un suivi temporel de l'efficacité des travaux de restauration est donc essentiel (Woolsey et al., 2007).

1.3.Problématique

Adopté le 16 juin 2017, le projet n° 132 de la loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques vise le « zéro perte nette » et à freiner la perte de milieux humides et hydriques au Québec. Cette loi permet notamment de conserver, restaurer ou créer de nouveaux écosystèmes pour contrebalancer les pertes de milieux humides et hydriques sur le territoire québécois, en plus de planifier le développement du territoire sur l'ensemble d'un bassin versant. Il est essentiel, dans cette planification, de tenir compte davantage des fonctions écosystémiques de ces milieux essentiels. Il est entre autres question de la cohésion des berges, la formation d'embâcles de bois, la formation d'habitats essentiels pour diverses espèces aquatiques, le maintien de la biodiversité, ainsi que de la qualité de l'eau (Riis et al., 2020; Tabacchi et al., 2000). Les municipalités régionales de comté (MRC) ont également la tâche d'identifier les cours d'eau nécessitant une protection particulière ou une restauration (Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques, 2017). Pour ce faire, la

réalisation d'un Plan régional des milieux humides et hydriques (PRMHH) est non seulement une mesure nécessaire pour l'application éventuelle de mesures de conservation, mais est également une obligation légale. Le PRMHH présente une stratégie de mise en œuvre pour assurer la conservation des milieux humides et hydriques (MHH), qui comprend un plan d'action et des mesures de suivi. La conservation est un ensemble de pratiques qui vise la préservation de la biodiversité, le rétablissement d'espèces ou le maintien de services écologiques au bénéfice des générations actuelles et futures (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2019). Pour atteindre les objectifs de cette loi, il est primordial de connaître l'état initial des milieux humides et hydriques, les processus hydrogéomorphologiques des cours d'eau étant d'une importance capitale pour soutenir leurs fonctions écologiques (Kingsford et al., 2016; Zhao et al., 2016; Lemay et al., 2021).

L'importante disponibilité de données géospatiales (CRHQ, Forêt-Ouverte et Données Québec, etc.) et d'outils géomatiques utiles à la caractérisation des écosystèmes riverains permet une importante acquisition de connaissances, de l'aide à la décision, l'identification de milieux humides et hydriques d'intérêts, un suivi spatio-temporel via des données historiques (photographies aériennes) et une meilleure évaluation de la trajectoire hydrogéomorphologique (HGM) des cours d'eau sur un large territoire. Malgré l'existence de plusieurs indices à l'échelle mondiale, notamment le Riparian Quality Index (Del Tánagoet de Jalón, 2011) ou l'Indice de qualité de la bande riveraine (Saint-Jacques et Richard, 1998), aucune méthodologie n'est mise à l'avant pour évaluer l'état des cours d'eau de façon homogène à l'échelle d'un large territoire. Cependant, l'Indice de qualité morphologique (IQM), développé en Italie par Rinaldi et al. (2013) est de plus en plus utilisé (Lemay et al., 2021).

1.3.1. L'indice de qualité morphologique

L'objectif principal de l'IQM est d'évaluer les conditions hydrogéomorphologiques actuelles d'un tronçon de cours d'eau et, plus précisément, l'écart de ces conditions par rapport aux conditions de référence (Rinaldi et al., 2013). La première phase de cette approche vise à segmenter le réseau fluvial en tronçons homogènes, divisés en premier lieu selon le confinement du cours d'eau. Ensuite, une analyse de 28 indicateurs (annexe 1) est effectuée sur chaque tronçon identifié par photo-interprétation et avec validations sur le terrain lorsque

nécessaire. Ces 28 indicateurs sont regroupés en trois sections. D’abord, les indicateurs de fonctionnalité géomorphologique (F), utilisés pour évaluer si la forme et les processus du cours d’eau sont conformes à la typologie morphologique qui devrait être observée pour un tronçon homogène. Puis, les indicateurs d’artificialité (A) consistent en un ensemble d’indicateurs permettant d’évaluer les éléments artificiels dans le bassin versant et le long d’un tronçon fluvial. Finalement, les indicateurs d’ajustements des chenaux (C) qui visent à évaluer les ajustements historiques, par exemple les changements planimétriques et verticaux, survenus au cours des décennies précédentes. Notons que seuls les ajustements des chenaux liés aux pressions humaines doivent être quantifiés ici, il est donc crucial d’identifier les facteurs de contrôle (changements dans les débits, occupation historique du territoire, entretiens de cours d’eau...) de ces ajustements. Trois classes sont généralement définies pour chaque indicateur : A) conditions non perturbées ou altérations négligeables (score de 0) ; B) altérations intermédiaires (score variant entre 2 et 3); C) conditions très altérées (score variant entre 3 et 12) (tableau 1).

Tableau 1 : Exemple d’indicateurs de l’Indice de qualité morphologique, adapté de Rinaldi et al., 2013

Indicateur	Classes	Score
CA1	A—absence de changements dans la configuration des canaux depuis les années 1950	0
	B—changement à un modèle de cours d’eau similaire à partir des années 1950 (PC-U) ou changement de modèle de cours d’eau à partir des années 1950 (C)	3
	C—changement à un modèle de cours d’eau différent des années 1950 (uniquement PC-U)	6
CA2	A—changements absents ou limités ($\leq 15\%$) depuis les années 1950	0
	B—changements modérés ($15 \div 35\%$) depuis les années 50 (PC-U) ou changements $> 15\%$ depuis les années 50 (C)	3

	C—changements intenses (> 35%) depuis les années 1950 (uniquement PC-U)	6
CA3	A—changements négligeables du niveau du lit ($\leq 0,5$ m)	0
	B—changements limités ou modérés du niveau du lit (0,5 3 m)	4
	C1—changements intenses du niveau du lit (> 3 m)	8
	C2—changements très intenses du niveau du lit (> 6 m)	12

Une compilation des notes des 28 indicateurs sur l'ensemble des tronçons permet d'extraire une valeur d'IQM pour chaque tronçon étudié en utilisant la formule suivante:

$$IQM = 1 - (\Sigma \text{ scores attribués} / \Sigma \text{ scores maximums}) \quad (1)$$

où un résultat final de un (1) signifie un cours d'eau naturel et un résultat de zéro (0) signifie un cours d'eau fortement aménagé/dégradé (Rinaldi et al., 2013).

Une étude de Lemay et al. (2021) a permis de comparer l'efficacité de l'IQM comme outil de caractérisation avec l'Indice de qualité de l'habitat pour le poisson (QHEI), une méthode préconisée dans la province, mais nécessitant un plus lourd travail d'application et de cueillette de données sur le terrain. Un degré élevé de corrélation, tel que présenté à la figure 1 entre les valeurs d'IQH et de l'IQM montre que l'IQM peut être utilisé pour évaluer non seulement la qualité morphologique, mais aussi pour estimer la qualité potentielle des habitats dans des réseaux fluviaux, bien que ce dernier vise à évaluer les conditions morphologiques des cours d'eau et non pour évaluer la qualité écologique des réseaux hydrographiques.

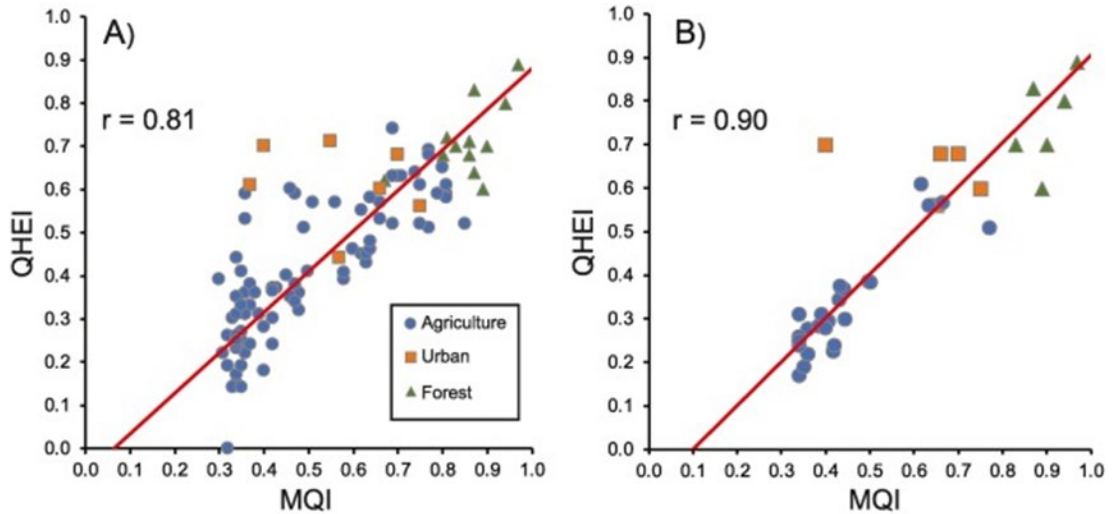


Figure 1 : Comparaison entre le score d'IQM et le score de l'IQH pour (A) l'échelle du tronçon et (B) l'échelle du bassin versant pour les cours d'eau agricoles (cercles bleus), urbains (carrés orange) et forestiers (triangles verts). Lemay et al., 2021.

L'indice de qualité morphologique ayant été développé pour des environnements alpins, quelques limitations ont été soulevées. On observe notamment une surestimation légère de l'état de qualité dans le cas de petits bassins versants agricoles où les principales pressions ne sont pas toujours représentées par des structures artificielles (Lemay et al., 2021). Cependant, il reste d'un fort intérêt puisqu'il permet d'avoir une définition objective et mesurable de ce qu'est un « bon » cours d'eau hydrogéomorphologiquement parlant, d'identifier les portions dégradées et comment il est possible de l'améliorer et aide à la priorisation des actions de conservation et de restauration des processus dans le milieu fluvial (Demers, 2018).

1.4. Objectifs

Dans cette optique, un projet de « Développement et adaptation d'un indice de l'état hydrogéomorphologique des cours d'eau méridional » en collaboration entre l'UQAC et l'UQAR est en cours. En prenant l'IQM comme outil principal, ce projet présenté à la Direction générale de la conservation de la biodiversité et au ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques en novembre 2020 s'affaire à adapter et simplifier l'indice pour le contexte physiographique québécois et à d'établir l'état HGM des cours d'eau dans les divers environnements de la province sous forme d'une trajectoire HGM. Cette trajectoire, présenté dans ce mémoire en tant qu'objectif principal, se veut un

portrait des changements subvenus au niveau de la qualité morphologique d'un cours d'eau sur plusieurs décennies. Afin d'atteindre l'objectif principal, trois objectifs spécifiques ont été élaborés. D'abord, il sera question de l'identification des variables structurelles et fonctionnelles représentatives de l'état hydrogéomorphologique des cours d'eau, leurs paramètres de qualité et leurs caractéristiques critiques pour le maintien de l'état fonctionnel des cours d'eau, en utilisant l'indice de qualité morphologique en photo-interprétation. Puis, le développement d'une trajectoire historique de l'état HGM d'un cours d'eau, à partir de données diachroniques, afin d'identifier les variables qui ont modifié leur état initial. Finalement, l'analyse et le développement d'une méthode pour utiliser la trajectoire historique de l'état HGM afin d'orienter les travaux de restauration dans les cours d'eau en priorisant les secteurs les plus dégradés seront abordés.

2. HISTORICAL ASSESSMENT OF THE MORPHOLOGICAL QUALITY STATE OF VARIOUS WATERSHEDS AND PRIORITIZATION OF THE RESTORATION OF DEGRADED RIVER REACHES

2.1. Introduction

2.1.1. Fluvial environment

Riparian ecosystems are influenced by a complex interplay of physical and biological processes that operate at various spatial and temporal scales (Beechie et al., 2010). These ecosystems comprise diverse components, both physical and biological, that compose fluvial and riparian environments. Among these components, geomorphology plays a crucial role in rivers. It encompasses the study of river forms and their evolution in time and space through the processes of erosion, incision, sediment transport, accumulation and aggradation (Uddin et al., 2011). The fluvial styles of the channels within a river network are largely controlled by the geological and topographical characteristics of the territory in which the watercourse evolves. In general, processes occurring at larger scales, such as the watershed, have a direct influence on the rate and magnitude of processes within a specific reach (Beechie et al., 2010). The geomorphological characteristics change gradually from the source of the river to its mouth, primarily determined by the slope of the river network (Li et al., 2010). In the upstream part of the river system, the dominant erosional processes contribute significantly to the sediment load carried by the river system (Négrel et al., 2014).

In addition, intra-annual variation in hydrological conditions, including flood frequency and magnitude, seasonality, flood frequency and low water periods play a major role in both river dynamics and biodiversity (Ladson et al., 1999). Flow processes resulting from these hydrological variations not only influence river hydrogeomorphology but also have effects on a wide range of aquatic and terrestrial species. The hydrological regime directly affects reproductive patterns, natural disturbances, and biotic competition within these species. Changes in the hydrological regime can also indirectly alter the composition, structure and function of aquatic, riparian and wetland ecosystems. This occurs through the modification

of physical habitat characteristics, exerting an influence on the overall ecosystem (Ritcher et al., 1996).

Additionally, vegetation exerts significant control from basic mechanisms such as current resistance, bank cohesion, sedimentation in the alluvial plain, the formation of large wood jams, and finally deposits on bar accumulations (Hickin et al., 1984). Riparian vegetation is also the basis for several key processes within the riparian ecosystem (Riis et al., 2020). One of the crucial roles of riparian vegetation is runoff control, since riparian vegetation influences runoff through complex hydraulic interactions during both base flows and higher flows. Then, the impact of plant physiology on the absorption, storage and return of water to the atmosphere through evapotranspiration where plants release water vapor, driven by the sun's radiant energy. Finally, vegetation has an impact on water quality, acting at times as a filter (Tabacchi et al., 2000). In smaller rivers, the influence of vegetation on the river regime and hydrogeomorphology can be significant while in larger rivers the influence tends to be less, although it can still be quite large (Hickin et al., 1984).

Finally, it is crucial to recognize the significance of human populations as an element of river and riparian ecosystem. Indeed, river systems are increasingly affected by pressures related to land uses (agriculture, urbanization, logging activities, etc.). Also, the implementation of infrastructure to stabilize riverbanks or mitigate flood events have exerted increasing pressures on river systems, for example (Biron et al., 2014). Additionally, the construction of dams and alteration on liquid and solid discharges are also considered to be one of the most important human impacts in riparian corridors (Garòfano et al., 2013). Dams can result, for example, in a notable reduction in sediment load, a common phenomenon downstream of dams. This occurrence is commonly observed as sediments become trapped within reservoirs while artificially controlling the downstream discharge flows. This downstream loss of sediment leads to an imbalance and deficit in sediment load by increasing the liquid discharge in this area and thus causing a potential channel incision (Batalla, 2003; Provancal et al., 2014; Biron et al., 2018). Channels alterations, floodplains modifications, and river landscape changes that affect river discharge and sediment dynamic are often direct consequences of anthropogenic interventions in streams at the local and at the watershed scale. These alterations can have negative impacts on physical habitat loss, disruption of longitudinal river

continuity and lateral disconnection between aquatic, wetland and terrestrial ecosystems (Grabowski et al., 2014).

2.1.2. River restoration

Due to human alterations affecting watersheds around the world, river restoration work is becoming increasingly common. The assessment of hydromorphological stream conditions is now recognized as a fundamental step in the evaluation and monitoring of ecological stream conditions and in the evaluation of river restoration projects (Belletti et al., 2018). Stream restoration encompasses all actions to modify and conserve the channel, floodplain, and riparian environment with the aim of improving hydrological, hydrogeomorphological and/or ecological processes in a degraded segment, river or watershed (Wohl et al., 2015). However, several perceptions exist to describe what restoration is or should be, depending on expertise, location, governance, culture, etc. They can range from quick and stationary solutions, such as bank stabilization, to watershed-scale processes restoration, like beaver reintroduction (Wohl et al., 2005; Abell et al., 2021). As a result of extensive urbanization and human impact, restoration has become an increasingly prioritized endeavor and, in some countries, a legal obligation (Logar et al., 2018).

There are also different perceptions of the success of river restoration. For example, aesthetic or recreational restorations do not necessarily improve ecological functions (Bernhardt et al., 2007). The most common practice in stream restoration has been to reconfigure channels and add physical structures such as boulders, large wood, and channel-spanning weir structures to enhance structural heterogeneity and restore biodiversity. However, these approaches have been shown to be largely unsuccessful (Johnson et al., 2020). The lack of success has been attributed to streams that are sensitive to a range of stressors that are often cumulative, including impacts from urbanization, agriculture, deforestation, invasive species, flow regulation, water extractions and mining (Hauer et al., 2016).

Another issue between restoration efforts and ecological outcomes is the mismatch between the spatial scale and the restoration methods applied. It is crucial for restoration initiatives to align with the spatial scale of a river's processes and the disturbance regimes that govern its communities (Polvi et al., 2021). Most restoration projects are carried out at relatively short scales of around one kilometer or less of stream length, and frequently involve manipulation

of the channel itself. However, the sources of impacts on watercourses are largely generated outside the channel in the watershed. However, most restorations still deal with subrange-level processes to achieve scales, rather than focusing on watershed-scale processes and connectivity (Palmer, 2014). Although managers should critically diagnose the stressors that affect an impaired stream and invest primarily in resources to solving the most eminent problems in a stream, a central goal of conservation should also be taken into consideration. This goal involves restoring the natural spatial and temporal dynamics that sustain river processes (Hauer et al., 2016). In recent decades, scientific advances in watershed-scale processes and the dynamic nature of river systems and their habitats have led many river managers to move away from restoration techniques that treat rivers as a static environment and aim to create or recreate specific habitats rather than aiming to restore natural processes (Biron, 2017).

2.1.3. Socio-geomorphology

Over the last few years, the term socio-geomorphology has emerged as a mean to connect nature-based processes and research with society. In the field of environmental geography and related domains, human impacted nature, whether restored or not, can be seen as a hybrid between sociology and geomorphology, raising the question of the existence of a previous or separate reference state (Gariépy-Girouard et al., 2023). This more social approach also acknowledges alternative ways of framing environmental research. Processes are specific to the hydrogeomorphological context, with the implication that the understanding of those individual processes are the goals rather than generalized quantitative predictions of system dynamics (Ashmore, 2015). The main goal of this approach is to redefine the concepts of river restoration and rehabilitation to encompass the acknowledgment of social and physical processes, actors, and their interrelationships. By establishing a connection between society and stream as a distinct entity on a smaller, interpersonal scale, wider implications for practice elsewhere, dialog, and the development into an alternative mode of participation or collaboration in river management can be made possible (Mould, 2018). There are also mentions of a social-ecological resilience perspective to rivers that recognizes humans as an intrinsic factor linked to physical processes. In addition, this perspective links geomorphological changes to interdependent components of systems at the local scale, providing a direct link to societal governance of systems. Collaboration between

geomorphology and social sciences is seen as a necessary means for better river management (Chaffin et al., 2017) and aims to inspire further dialogue on the knowledge needed for sustainable river development. This knowledge can be shared between the key decision-makers as a mean to attain a more participative, comprehensive, and wider management of streams, both at the interpersonal and societal scale (Hein et al., 2021).

2.1.4. Need to assess hydrogeomorphic quality

In recent years, remote sensing has become a powerful tool for natural resource management based on its ability to obtain systematic and rapid results in addition to allowing repetitive coverage (Singh et al., 2004). In particular, the use of remote sensing data to identify trends in a river channel has become popular with the possibility to remotely obtaining data from different sensors with a wide range of spatiotemporal, radiometric and spectral data. One of the main characteristics of remote sensing is its ability to generate a large amount of information, frequently and over a large territory to study river morphology (Uddin et al., 2011). For example, as changes happen in temporal patterns of flow magnitude, they can increase the risk of community collapse and alter key ecosystem processes such as primary production (Palmer, 2019). However, the use of these technologies could be beneficial for ecosystems, habitats, and generally for the riparian environment, as they offer a growing set of methods by which river corridor monitoring can be carried out efficiently, at different scales and also under challenging environmental conditions (Zaji et al., 2018).

Modeling and mapping are also of great importance in watershed management and planning (Ait Yacine, 2019). In Quebec, the significant availability of geospatial data (CRHQ, Forêt-Ouverte and Données Québec) and geomatics tools allow the characterization of riparian ecosystems and a better assess the state of river ecosystems over a large territory. Remote sensing technology offers unparalleled possibilities to explore river systems using RADAR, multispectral, hyperspectral and LiDAR data. The precision recently achieved by these technologies has begun to satisfy the spatial and spectral resolutions required to properly analyze the hydromorphological characteristics of river systems at multiple scales (Bizzi et al., 2016). Despite the existence of several indices worldwide, including the Riparian Quality Index (Del Tánago, and de Jalón, 2011) or the Riparian Strip Quality Index in Québec (IQBR)

(Saint-Jacques and Richard, 1998), no universal methodology has been proposed to assess the condition of rivers at the provincial scale.

One of the first steps towards advancing the development and use of riverine habitat characterization methods in medium- and long-term monitoring programs is to review current practices in order to demonstrate and correct shortcomings (Fernández et al., 2011). This is currently the case with the Morphological Quality Index (MQI), developed in Italy by Rinaldi et al. (2013), which is increasingly used in Quebec (Lemay et al., 2021). The main objective of the MQI is to assess the current hydrogeomorphological conditions of a river section, with a specific emphasis on quantifying the extent of deviation from reference conditions. By assessing and comparing these conditions, the MQI provides valuable insights into the degree of alteration or change that has occurred within the river system (Rinaldi, 2013). Although first created for Italian streams, the MQI has been used and amended for different environments (Ioana-Toroimac et al., 2015; Lemay et al., 2021; Müller et al., 2022). Outside of the main objective, the MQI has shown promises for various usage. For instance, it has been used as a component to evaluate ecological quality for biodiversity and aquatic communities (Forio et al., 2020; Couture et al., 2023; Zheng et al., 2023). Studies have also compared the MQI results to various biotic and abiotic indexes to assess a potential correlation. A correlation is often significant between the MQI and other ecological indexes, suggesting that the MQI is a well-rounded tool for river assessment (Golfieri, 2018; Gob et al., 2021; Stefanidis et al., 2022).

There is also a need for hydrogeomorphological assessments that consider these biota-relevant spatial scales, or that allow linkages between segment and basin scale hydrogeomorphology, all within a well-defined spatial and temporal hydrogeomorphological framework (Belletti et al., 2018). The main objective of this study is to use the MQI on historical data to assess potential changes and degradation of five watersheds throughout the province of Québec, Canada. In order to achieve this, three specific objectives were developed. First will be the identification of structural and functional variables representative of the hydrogeomorphological quality parameters and their critical characteristics for maintaining the functional state of a river, using the morphological quality index in photo-interpretation. Then, the development of a historical trajectory from diachronic data, in order

to identify the variables which modified their initial state. Finally, the analysis and development of a method to use the historical trajectory in order to guide potential restoration by prioritizing the most degraded sectors will be addressed.

2.2. Materials and methods

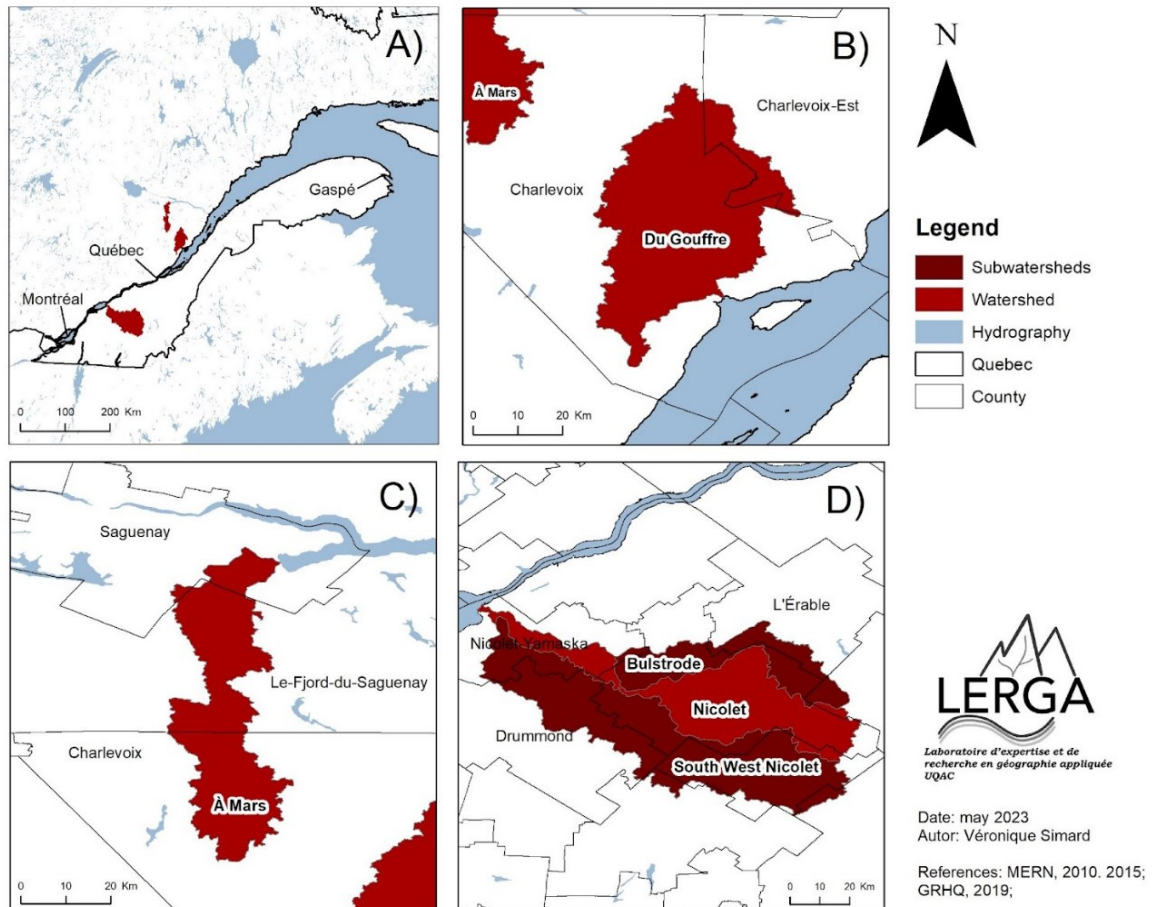


Figure 2: Study sides in the provinces (A): the Du Gouffre watersheds (B), À Mars watersheds (C) and Southwest Nicolet, Nicolet and Bulstrode watersheds (D)

2.2.1. Study sites

The study was conducted on five watersheds and sub watersheds in Québec, Canada. They were all selected to represent a diverse range of environments characterized by varying land use patterns, dynamic fluvial processes, and distinct physiographic regions.

Both the Du Gouffre river and À Mars river watersheds are located in the physiographic region of the southern Laurentians, a region characterized by sedimentary rock on the surface of the plateaus and deposits of rock, sand and gravel in the form of moraines (Drummond, 2015; MERN, 2015). The Du Gouffre river is located in the Regional county municipalities (RCMs) of Charlevoix and Charlevoix-Est (MERN, 2015). The main watercourse of the basin is the Rivière du Gouffre, a river of approximately 62.29 km flowing in the center-east of the watershed. This river has its source in Lac du Coeur, then flows into the St. Lawrence river, in front of Île aux Coudres (MERN, 2015). It has an area of 991.33 km² (MELCC, 2018). The À Mars watershed is located in the Saguenay, Le Fjord-du-Saguenay and Charlevoix RMCs. Its main river is the À Mars river. From its source, this gravel bed river flows about 95 km and drains a watershed of 664 km² (Organisme de bassin versant du Saguenay 2014). Its morphology was also greatly affected by the 1996 flood, having seen its flows increase tenfold and its bed widen to more than 150 meters in some places (Environnement Québec 2003), as over three days (July 19, 20 and 21), between 170 to 262 millimetres of rain fell on various part the Saguenay region This phenomenon caused reservoirs (Kénogami and Ha! Ha!) and rivers (Aux Sables, Chicoutimi, du Moulin, À Mars, Ha! Ha!, Saint-Jean, and others) to swell, as at the time of the floods, these were already full from precipitations from previous days (Tremblay, 2005; Vin-Deslauriers et Boivin, 2021). The Saguenay Flood was of great magnitude as it occurred in one record time and on several rivers. The Du Gouffre and À Mars watersheds present similar land use, with a vast forested area at the catchment's head representing about a third of the land use for the Du Gouffre and over half for the À Mars. Then, the land use is mostly agricultural with a larger urban area at the mouth (MAMOT, 2014).

The Southwest Nicolet and the Bulstrode River Watershed are sub-watersheds confined within the Nicolet river watershed. The Southwest Nicolet river watershed is located in 6 RCMs. The main watercourse in the basin is the Southwest Nicolet, which flows about 139.2 km long. The watershed has an area of 1692.6 km² (MERN, 2015). The Bulstrode River watershed is also located in the RCMs of Arthabaska, L'Érable and Les Appalaches (MERN, 2015). The main watercourse in the basin is the River Bulstrode, which flows about 90 km long, in the north of the catchment. It crosses the city of Victoriaville before flowing into the Nicolet River. The watershed has an area of 598.1 km² (MELCC, 2018). The Nicolet River

watershed is within the St. Lawrence Lowlands physiographic region, as well as the Appalachian physiographic region. They are characterized by gently rolling uplands composed of resistant rocks and lowlands formed by regional tectonic uplift (Acton et al., 2015). The Nicolet river watershed is located in 8 RCMs (MERN, 2015). The main watercourse in the basin is the Nicolet river, a watercourse of 129 km flowing through the center of the watershed (MELCC, 2018). This river has its source in Lake Nicolet, in the RCM Arthabaska, then flows into Lake Saint-Pierre (MERN, 2015). The watershed has an area of 3409.7 km² (MELCC, 2018). Unlike the Du Gouffre and À Mars watersheds, all three show little (Nicolet and Southwest Nicolet) to no (Bulstrode) forestry land use and sparse urban areas in the area covered by this study, where most of the land use is agricultural. The whole watershed is however characterized by a mountainous and forested environment, with as many forested areas as agricultural ones (MAMOT, 2014).

2.2.2. Remote Morphological quality index (RMQI)

To achieve the historical assessment, the morphological quality index was applied to the study sites by remote sensing interpretation using geographic information systems (ArcGIS), for all decades since 1950 depending on the availability of aerial photographs and orthophotographs for the different sites. Although the MQI was originally designed for field applications, most of the index can be applied with a good degree of accuracy using remote sensing. Indeed, by using only 18 to 21 indicators, it provides a very good estimate of river morphological quality, with correlation coefficients of 0.95 and 0.98 between the field MQI and the remotely sensed MQI at the reach and watershed scale, respectively (Lemay, 2021). In this specific study, 19 indicators out of a possible 28 were used for uniformity. The 19 indicators were selected depending on remote applicability, remote accuracy and data availability. Indicators that required field work due to the resolution of areal photography may not be high enough for an accurate assessment (structure of the substrate, presence of wood, etc.) or where the channel not being fully visible due to vegetation, were removed from the study. Also, dredging and wood removal indicators were removed, as it is difficult to confirm if those alterations were performed.

Table 2: Reaches per decades with available data

The segmentation of each river was carried out using Ecologic Aquatic Unities (EAU) found

Du Gouffre		À Mars		Southwest Nicolet		Nicolet		Bulstrode	
Reaches per decade	Decades with data available	Reaches per decade	Decades with data available	Reaches per decade	Decades with data available	Reaches per decade	Decades with data available	Reaches per decade	Decades with data available
7	1972	7	1950	9	1966	26	1966	10	1966
10	1981	7	1964	10	1979	26	1979	10	1979
7	1994	7	1976	9	1985	26	1985	3	1985
13	2001	7	1985	11	1997	26	1997	10	2020
13	2018	7	1994	11	2010	26	2010		
		7	1996			26	2020		
		7	1998						
		7	2006						
		7	2016						
		7	2020						

in the Geobase of the Quebec Hydrographic Network (CRHQ), which correspond to portions of the surface hydrographic network which present a certain homogeneity in their physical characteristics which condition the aquatic biotopes. EAUs are produced by the Government of Quebec at a scale of 1:20000 and with digital models derived from LiDAR imagery, allowing better observation of the confinement of the rivers concerned. There is a total of 359 reaches over 70 years in the study. The amount of reaches per watershed was dependent on the data available (table 2).

When necessary, a field verification was carried out to confirm or invalidate an observation made by remote sensing when aerial photography did not allow precise observation of an area (visual obstruction, poor quality, etc.). Finally, the classes determined after analysis for

each indicator, on all the sections, were compiled in a geodatabase. This automatically calculates the final index score according to the scores assigned to each indicator.

2.2.3. Historical approach

The historical MQI approach needs some adjustments from the usual RMQI application shown in Lemay et al., 2021. The last two indicators, i.e. channel configuration adjustments pattern (CA1) and channel width adjustments (CA2), have a temporal component. Both indicators need to be assessed using aerial photos ideally from the 1930s to the 1960s, which means a 90 to 60 years gap from the year assessed. However, for the historical approach, this is not possible, as all years from the present day to the earliest year with data available are analyzed. In this case, CA1 and CA2 are evaluated using the oldest photos, which are taken as the reference year. Therefore, the gap increases the further back in time we go. This also means that the first available year must be evaluated without these last two indicators, as there is no comparison year possible.

2.2.4. Limitations

A number of limitations were encountered throughout the project. Firstly, the results of the remote MQI assessment varied according to the quality of data available. The resolution of aerial photographs, especially the older ones available, was not always of the highest quality, resulting in doubts about the visual assessment of certain areas. It is also difficult to assess a narrow river (in this case, around five meters) with the presence of large trees on the banks, as vegetation tends to block the view of the channel.

In addition, it has been observed that for MQI scores to be compared, the same indicators must be evaluated for all reaches. That is because as the MQI is calculated, all reaches need to be on a common denominator. In this case, the scores cannot be compared, as the results could be erroneous. For example, if reach A has an indicator's sum of 40 out of a possible 144, the MQI score will be 0.72. If reach B has a sum of indicators of 40 out of a possible 100, the MQI score will be 0.6, even though the sum of the indicators is the same. Consequently, these two scores cannot be compared since Reach B scores considerably lower due to the assessment of fewer indicators. Therefore, the same number of indicators (19) was assessed for all reaches.

Finally, another limitation encountered concerns the definition of the reference state of a stream. The reference state of a river is currently accepted as the capacity of a river to perform the functions that are expected for that river according to its setting, style and environment (Brierley and al., 2013). Historical MQI assessments would ideally be evaluated up to the stream's natural state. However, the oldest available dataset is only 57 years old (À Mars watershed), so several anthropogenic changes had already occurred in the watershed. There are therefore no aerial photographs of the actual reference state, without any anthropogenic modifications, available for the five study sites.

2.3. Results

2.3.1. Historical MQI scores

There are some noticeable changes in historical MQI scores throughout the years. Many reaches have changed MQI classes, most often from Very High and High classes to Moderate. This is the case for the Du Gouffre watershed (fig.3.A) between 1966 and 1972 to 1981, the À Mars (fig.3.B) between 1964 and 1985, the Nicolet (fig.3.D) between 1985 and 1997, and the Bulstrode (fig.3.E) between 1985 and 2020. The most drastic changes are on the À Mars river (fig.3.B), between 1985 and 1994. Most of the reaches go from High and Moderate to poor. Nonetheless, there are areas where we can observe a positive change in scores for all watersheds. It is most prevalent for the Du Gouffre watershed (fig.3.A) from 1981 to 1994, with reaches going from Poor to Moderate, and the À Mars (fig.3.B) from 1994 to 2016. The changes in MQI classes for the Southwest Nicolet (fig.3.C) and Nicolet watersheds (fig.3.D) are, on the other hand, are more minor, with a small increase over the years for the former, and very little change for the latter (figure 3).

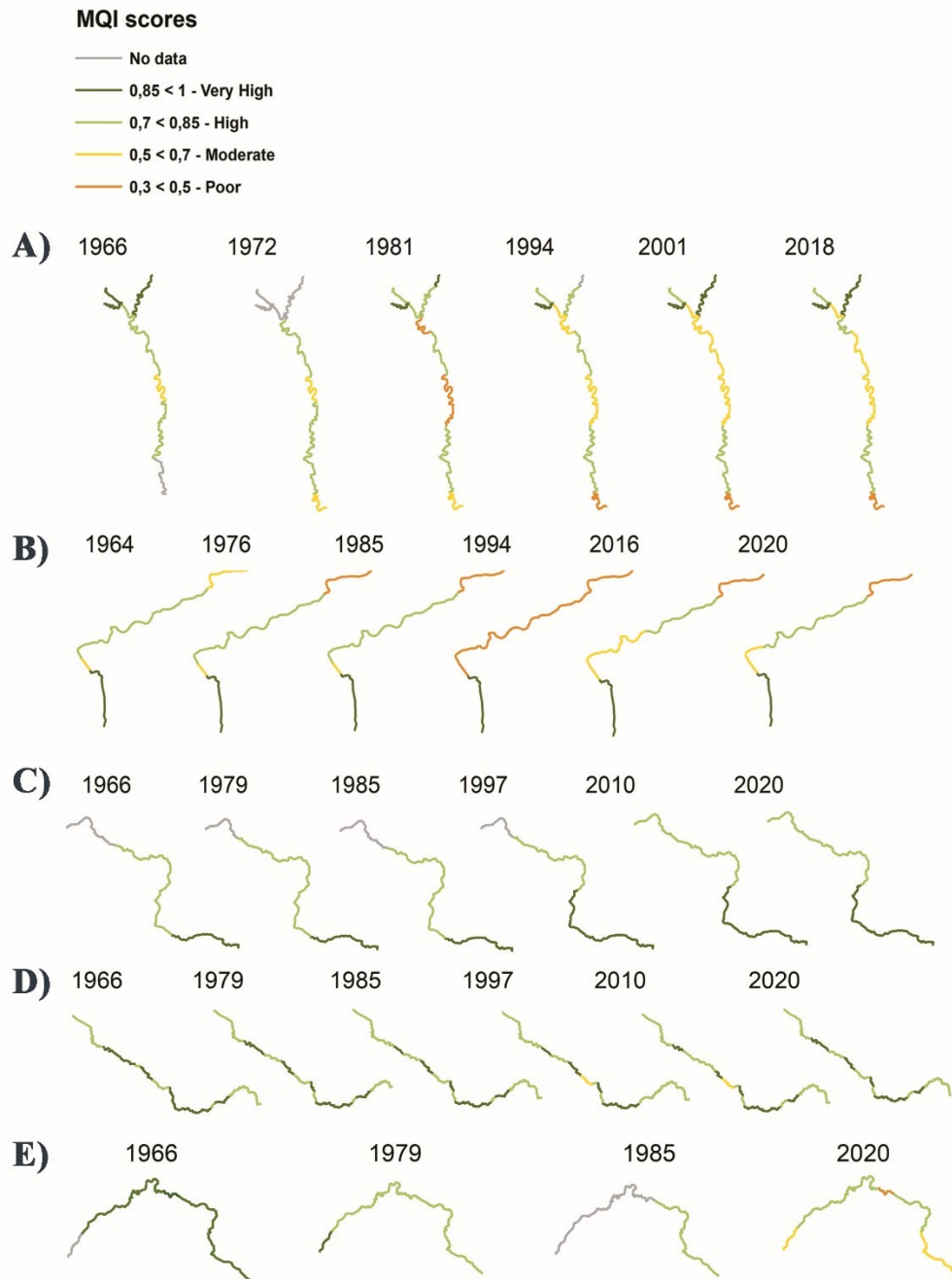


Figure 3: Historic evolution of the MQI results for each reach for the A) du Gouffre river watershed, B) à Mars river watershed, C) Southwest Nicolet watershed, D) Nicolet river watershed and E) Bulstrode river watershed

While the Nicolet and Southwest Nicolet watersheds show the highest average MQI scores, at 0.83 and 0.82 respectively, the Southwestern Nicolet watershed also has the smallest extent. The À Mars watershed has the lowest average score with 0.69 and the greatest extent,

including the lowest and highest reaches, with scores of 0.12 and 1 respectively. Also, all watersheds show a declining tendency and average MQI scores between the base year and the present, except for the À Mars watershed, which shows an increasing tendency of 0.21 between 1998 and 2020. The scores for the latter also decrease on average by 0.07. The Nicolet and Southwest Nicolet watersheds show the smallest decreases at 0.04, while the Bulstrode and Du Gouffre watersheds show the largest decreases at 0.1. Both the Du Gouffre and À Mars rivers show a low, non significant coefficient of determination, while the Southwest Nicolet, Nicolet and Bulstrode have a higher, more significant coefficient. The lowest one is the À Mars with 0,022 and the highest is the Southwest Nicolet with 0,8653 (figure 4).

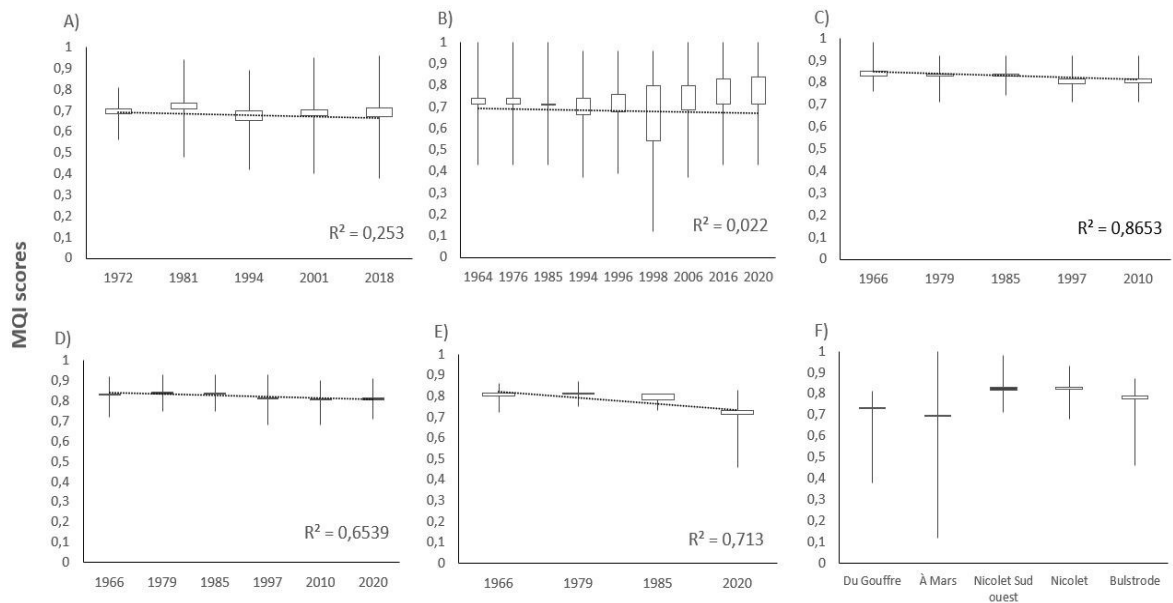


Figure 4: Comparison between the MQI scores for each year assessed in: A) du Gouffre river watershed, B) à Mars river watershed, C) Southwest Nicolet watershed, D) Nicolet river watershed and E) Bulstrode river watershed, and F) the average score for each watershed

Figure 5 shows the scores for all MQI indicators by year coupled with a linear regression. The three years presented are the earliest year, middle year, and most recent year of data available. The changes in the historical scores for each watershed can be attributed to variation in a few indicators. Most watersheds show a variation in F2 (presence of a floodplain), A6 (bank protection), CA1 (fluvial style adjustment) and CA2 (width adjustment) scores. The F2 score is higher in the median year, except in the Southwest Nicolet and Bulstrode watersheds, where it decreases and remains stable, respectively. F8

(absence of typical landforms) also shows an increase between the middle and most recent year for more than half of the watersheds (Du Gouffre, Southwest Nicolet and Bulstrode). For the Southwest Nicolet, Nicolet and Bulstrode watersheds, A6 only appears around the middle year, and in all cases, its score increases between the oldest and middle year. Also, for the À Mars watershed, there is a significant increase from 1994 to 2020. A8 (watercourse rectification) also shows a large variation in the Bulstrode watershed (fig.4E), mainly in the most recent data series, where the mean scores are twice as high as the oldest data. Both A1 and A2 (alteration of river flow upstream and modification in sediment discharge upstream) show little or no variation except in the À Mars watershed, where there is an increase from the oldest and middle year. There is then a slight decrease between the median peak and the oldest data series for this same watershed. Finally, there are some variations for CA1 and CA2 (adjustment in fluvial style and width). However, there are no discernible patterns between the watersheds (figure 5).

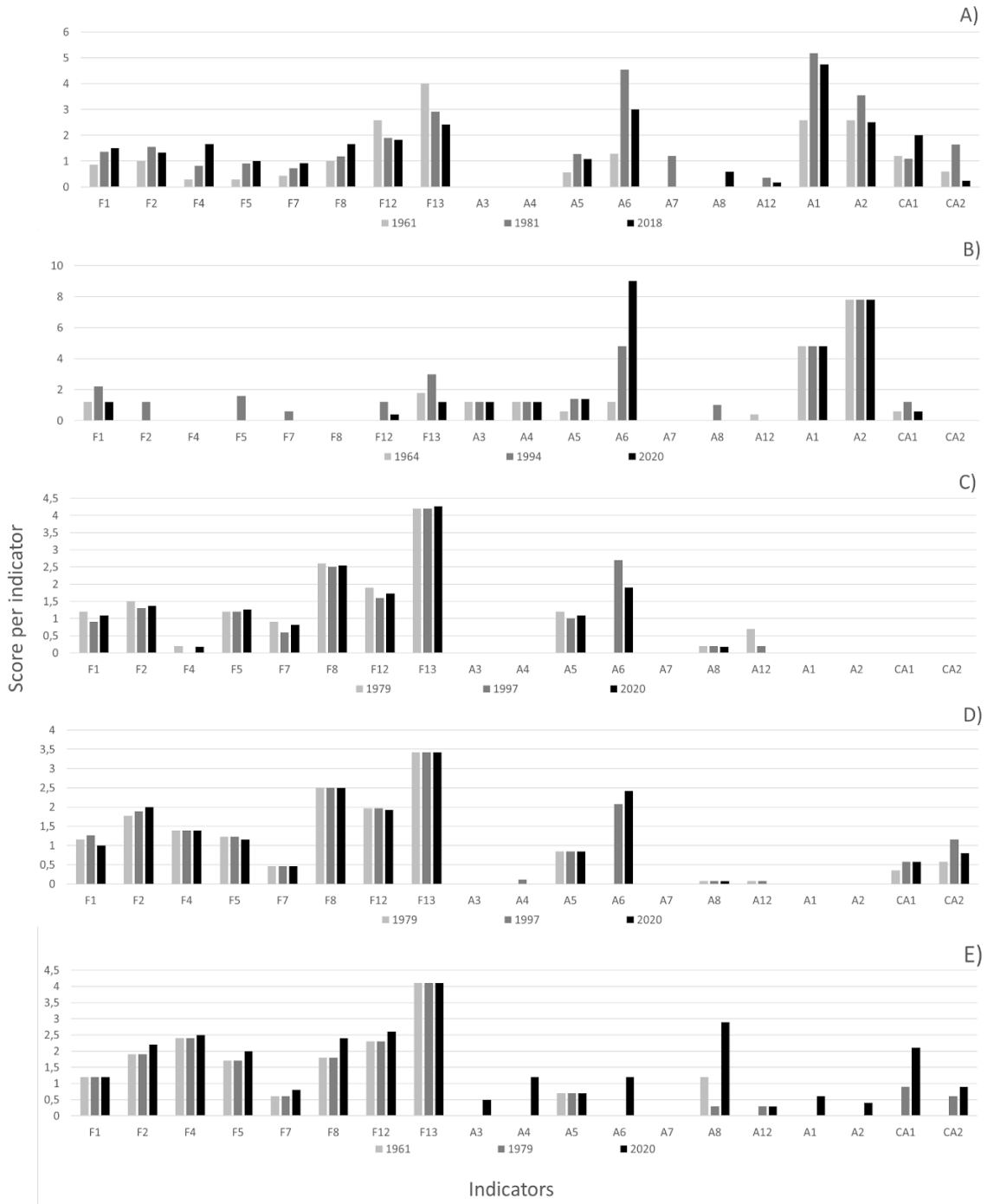


Figure 5: Comparison of MQI indicators' score average for the oldest, median and most current set of data available for the A) du Gouffre river watershed, B) à Mars river watershed, C) Southwest Nicolet watershed, D) Nicolet river watershed and E) Bulstrode river watershed, as well as F) the average score for each watershed

2.3.2. Percentage of influence of indicators on the total scores

Out of the 359 MQI assessments conducted, it is observed that seven indicators out of the total 19 have a greater influence on the scores assigned to the reaches. The percentages of

influence shown at table 3 were pondered on the MQI max scores for better comparison. When considering all the watersheds, the linear extent of functional vegetation (F13) exerts a major impact on the final MQI score. It stands as the sole indicator that consistently demonstrates a strong influence across all watersheds, taking the lead in terms of influence in the Bulstrode, Nicolet, and Southwest Nicolet watersheds. Furthermore, the width of functional vegetation (F12), absence of typical landforms in the floodplains (F8), and presence of a modern floodplain (F2) also exhibit substantial influence in most of the watersheds. Notably, in the À Mars and Du Gouffre watersheds, the alteration of river flow upstream, modification in sediment discharge upstream (A1 and A2), and bank protection (A6) emerge as particularly prominent indicators (table 3).

Table 3: Average indicator scores for the 350 reaches evaluated and percentage of maximum possible score.

Indicator	Du Gouffre			Nicolet		Southwest Nicolet		Bulstrode		À Mars		Total	
	Maximum score per indicator	Average score per indicator	Percentage of influence on the total score	Average score per indicator	Percentage of influence on the total score	Average score per indicator	Percentage of influence on the total score	Average score per indicator	Percentage of influence on the total score	Average score per indicator	Percentage of influence on the total score	Average score per indicator	Percentage of influence on the total score
F1	5	1.22	1.34	1.15	1.26	1.06	1.16	1.19	1.31	1.49	1.64	1.22	1.34
F2	5	1.25	1.37	1.90	2.09	1.32	1.53	2.07	2.27	0.18	0.20	1.53	1.68
F4	3	0.55	0.60	1.38	1.52	0.12	0.13	2.4	2.64	0.07	0.08	1.03	1.13
F5	3	0.65	0.71	1.20	1.32	1.26	1.38	1.79	1.97	0.32	0.35	1.09	1.20
F7	5	0.30	0.33	0.46	0.51	0.77	0.85	0.7	0.77	0.34	0.37	0.56	0.62
F8	3	1.28	1.41	2.50	2.75	2.55	2.80	2.1	2.31	0.18	0.20	1.97	2.16
F12	3	2.11	2.32	1.95	2.14	1.75	1.92	2.28	2.51	0.76	0.84	1.8	1.98
F13	5	3.60	3.96	3.42	3.76	4.22	4.64	3.97	4.36	2.2	2.42	3.38	3.71
A3	6	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.16	0.18	1.2	1.32	0.17	0.19
A4	6	0.00	0.00	0.02	0.02	0	0.00	0.55	0.60	1.07	1.18	0.2	0.22
A5	3	0.95	1.04	0.85	0.93	1.1	1.21	0.7	0.77	1.27	1.40	0.96	1.05
A6	6	3.06	3.36	1.17	1.29	1.35	1.48	0.46	0.51	5.34	5.87	2.05	2.25
A7	6	0.73	0.80	0.00	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0.12	0.13
A8	3	0.00	0.00	0.08	0.09	0.2	0.22	1.52	1.67	0.49	0.54	0.3	0.33
A12	5	0.11	0.12	0.05	0.05	0.22	0.24	0.28	0.31	0.23	0.25	0.14	0.15
A1	6	4.30	4.73	0.00	0.00	0	0.00	0.19	0.21	4.8	5.27	1.47	1.62

A2	6	2.76	3.03	0.00	0.00	0	0.00	0.13	0.14	7.74	8.51	1.51	1.66
CA1	6	1.46	1.60	0.48	0.53	0	0.00	1.31	1.44	1.27	1.40	0.78	0.86
CA2	6	1.30	1.43	0.88	0.97	0	0.00	0.66	0.73	0.87	0.96	0.75	0.82

2.4. Discussion

2.4.1. Changes in the morphological quality of the watersheds

Most of the four watersheds show different values and tendencies in their MQI scores, except for the Southwest Nicolet and Nicolet watersheds, which are very similar. The Du Gouffre watershed, as mentioned before, shows a first decline between 1966 and 1972 to 1981. This decline can be attributed to the urbanization that occurred, mainly around the town of Baie-Saint-Paul, beginning around in the 1980s. Urban sprawl has also been observed since the late 1990s (Ville de Baie-Saint-Paul, 2005). The watershed's score also increased slightly around the 1980's and 1990's. In the first case, a simple lack of data in the highest scoring reaches prevented the assessment of that year, reducing the average. On the second case, there has been an improvement in riparian vegetation, probably attributed to the growth around previously degraded areas in the most forested part of the watershed. However, the score increase is too minimal to have any long-term influence on the watershed tendency. The score between the reference year and present day has decreased by 0.1, we can still conclude that urbanization is the main major impact in this area.

It should also be noted that the À Mars watershed has the lowest average MQI score of 0.7 as well as the largest extent, including the lowest and highest scoring reaches, with scores of 0.12 and 1, respectively. It also shows a different trend than the other watersheds in the study. First, there's a decrease between 1964 and 1994, followed by an increase of 0.12 between 1998 and 2020. While the initial decrease can be attributed to urban development and land use, as in the case of the Du Gouffre watershed, the Saguenay flood of July 1996 and the subsequent management works had a major impact on the Mars River. More than 256 mm of rain fell on the Saguenay region in 48 hours, and the ensuing floods swept away crossing structures and houses, along with some floodplain reworking and modification to the channel (Brooks, 2000; Vin-Deslauriers et Boivin, 2021). First, between 1996 and 2013, the width of the minor bed generally decreased and then successively increased, as evidenced by the accumulation of sediment on both sides of the channel and then by an increase in erosion processes (Organisme de bassin versant du Saguenay, 2014). After the floods, the return of dams, bridges, and a massive increase in bank stabilization structures, resulting in a reduction of the erodibility corridor, rapidly reduced the MQI score. These structures were

implemented quickly after the floods, so that they were already visible in 1998. Subsequently, improved riparian vegetation, a return to the fluvial style of the 1950s with few changes in channel width and style, and the presence of geomorphic forms due to secondary channels created during flooding slowly increased the MQI score to the present. It is also quite stable now, as the riverbank is almost completely stabilized (over 65% of the banks in the 12 km downstream). However, with a very low coefficient of determination, the regression is not statistically significant. The current state of the river should have more weight for potential restoration than the historical MQI scores. Currently, restoration projects are underway in this watershed, which should improve the morphological quality of the À Mars River in the coming years.

Now, both the Southwest Nicolet and Nicolet watersheds have the same results; they are the highest scoring, with 0.83 and 0.82, and both have declined by only 0.04. The main decline in the Nicolet occurred from 1985 to 1997, most likely due to minor bank stabilization work. The agricultural vocation of the study site has been important from the beginning of colonization. As a result, the banks of the watershed have been little artificialized due to the low rate of urbanization (Couture, 2010). The same is true for the Southwest Nicolet, and even the Bulstrode watershed. For all three, the main MQI changes come from a lack of riparian vegetation, as all watersheds are predominantly agricultural. Finally, for all watersheds, land use has remained largely the same over the years, with minimal urban development.

2.4.2. Main factors influencing morphological quality scores

2.4.2.1. Land use

As shown in the results, some indicators influence the MQI scores more than others. Both the presence of a modern floodplain (F2) and the absence of typical landforms in the floodplains (F8) have a strong influence on the final MQI score of most watersheds. A simple explanation for the influence of these specific indicators is land use. Most of the assessed sites are either agricultural or urban areas. This is supported by the fact that the only two watersheds with forested reaches are the Du Gouffre and À Mars watersheds, the latter of which have below average scores for these indicators and are among the most influential indicators in the Bulstrode, Nicolet and Southwest Nicolet watersheds. Intensive land use of

floodplains is known to degrade the natural condition and significantly reduce the ecosystem functions and services of streams and watersheds. An important part of these services is related to the capacity of floodplains to retain water and nutrients (Jakubínský et al., 2021).

For example, it is recognized that human alterations have degraded river ecology and habitats, altering the natural hydrological function of most channels (Mondal, 2018). New construction and forest loss for agriculture can have major impacts, such as re-profiling land surface, resulting in loss or physical damage to small-scale landforms and soil erosion (Satphathy et al., 2011). For instance, abandoned meanders are a typical landform for most floodplain in unconfined streams. They are frequently flooded and therefore provide essential ecosystem services to the channel and the floodplain (Schindler, 2014; Abell et al., 2023). In agricultural watersheds, the linearization of channel and the filling of topographic depressions and geomorphic landforms have resulted in the elimination of riparian wetlands and their morphological processes and have caused changes in surface exchange (Massey et al., 2019; Marchand et al., 2022). Consequently, watersheds with extensive agriculture are susceptible to having more sensitive and altered floodplains. Finally, Lemay et al. (2021) found that the MQI slightly overestimates the current quality status of small agricultural streams, where the main pressures are not always represented by artificial structures, such as the presence of dams, which carry a high weight in the MQI score. This indicates that an agricultural reach with a higher MQI but high functionality indicators should still be considered for restoration, as these parameters are likely to be more altered than originally assessed.

Moreover, similar patterns can be observed unurbanized watersheds. In the most extreme cases of floodplain alteration, the floodplain becomes entirely urbanized, with surface drainage redirected into a storm-sewer network, effectively rendering the floodplain non-functional (Wohl, 2021; Devitt et al., 2023). Urbanization alters the hydrologic and morphological functions of the floodplain because urbanized areas are less permeable than non-urbanized areas and have less significant connectivity with river flow (Anim et al., 2017; Baptista et al., 2017). Another net effect of most human modifications that alter floodplains appears to be a reduction in various forms of floodplain storage by disconnecting channels

and floodplains, reducing potential floodplain drainage and compaction and/or other constructions that reduces surface area, and by increasing flux (Wohl, 2021).

It is also generally understood that urbanization and agricultural activities affect riparian vegetation, either in the channel itself or on the banks (Krueper, 1993; Fernandes et al., 2011; Méndez-Toribio et al., 2014; Njue et al., 2016). Due to the same land use factor as previously explained, both the width of functional vegetation (F12) and the linear extent of functional vegetation (F13) follow suit with a high MQI score, as much vegetation has been decimated around the streams for all watersheds. It is also important to note that the management of the riparian sand aquatic vegetation (mostly meaning removal) has a very low score for all watersheds. This indicates that there has been no loss of vegetation in the watersheds; it is historically poor in all of them, as the land was already occupied in the earliest data set available.

2.4.2.2. Alteration of sediment flow and discharge

For the À Mars and Du Gouffre watersheds, upstream modification of flow and sediment discharge at the watershed scale (A1 and A2) reduce their overall MQI score. The main reason for these indicator scores is the presence of dams in the watersheds. Due to their proximity to the streams, they alter a large part of the catchment areas of both watersheds, altering peak flooding and reducing the amplitude of annual flood pulses, causing disconnection between rivers and floodplains (Van Binh, 2020).

Dams and reservoirs fundamentally transform riverscape ecosystems in several other ways. They directly disrupt the longitudinal continuity of river systems and can also reduce lateral connectivity through changes in flow regime and induced changes in channel forms. These changes can also reduce groundwater connectivity. In addition, dams trap sediment, nutrients, and large wood, depriving downstream reaches of these necessary elements (Kondolf, 2022; Thieme et al., 2023). Landscape alterations such as flow regulation also results in channel incision, channel filling, and large changes in sediment supply downstream. These changes, within the catchment or along the stream, substantially affect one or more important fluvial parameters and may also lead to disequilibrium conditions (Hupp et al., 2009). These fundamental alterations have significant ecological consequences at a range of spatial and temporal scales. For example, water storage and sediment trapping by dams, for example,

can cause profound downstream changes in the natural patterns of stream and sediment transport (Poff, 2002).

As dynamic environments, rivers tend to respond rapidly following dam removal. Because they generally rapidly transport sediment eroded from the reservoirs, they tend to return to their pre-dam slope profiles and morphology resulting from strong upstream/downstream flows (East et al., 2023; Pourabedini et al., 2023). In the case of dam removal, this is manifested by rapid downstream sediment transport and deposition, returning to a baseline condition similar to the pre-dam state. However, this may not be the case, as local and watershed-scale changes in land use, for example, can affect physical and ecological recovery trajectories (Foley et al., 2017). Unfortunately, despite recognition of the importance of sediment management, there is considerable uncertainty about sediment transport following dam removal. Because reservoirs trap fine particles, released material can remain suspended in the water column for several kilometers, and many negative effects of both pulsed and sustained sediment inputs to stream biota are well documented. Thus, when dams and reservoirs are removed, some of the results can be considered beneficial, while others are costly. Some management goals will be achieved quickly and easily, while others are more elusive depending on the dynamics of the river and prior alterations (Stanley et al., 2003; Bouchard et Boivin, 2023). Nevertheless, rivers are resilient. Following dam removal, rivers have largely achieved apparent stability within a few years rather than decades. Despite concerns about the rapid release of potentially large amounts of sediment into river systems, most removal to date has shown that adverse geomorphic effects are short-lived and have been neither as damaging nor as long-lasting as feared (Major et al., 2017). Dam removal is not always possible, as some are still functioning today and can provide a sense of security to neighbouring communities, as well as part of the heritage of some communities as was the case in Sélune, France (Lejon et al., 2009; Le Lay et al., 2017). However, dams around the world are continuing to age, and their management will become an even more pressing issue (Doyle et al., 2003). In this context, common sense would dictate that dam removal projects should be accompanied by appropriate pre-, during, and post-removal monitoring integrated into removal programs.

Most urbanized streams have some type of bank stabilization structure. For all watersheds, the presence of bank protection/stabilization (A6), mostly riprap consisting of large boulders or concrete blocks, is prevalent and is widely used to stabilize streambanks and prevent lateral erosion of streams.

The removal of riparian vegetation from the stabilized reach result in a reduction of in-stream vegetation cover. Riprapped reaches have significantly less overhanging vegetation and lower density of large wood in river (LWR) compared to reference reaches (Massey, 2017). Placement of stabilization works also tends to disrupt organic matter inputs from the riparian zone, with loss of shade, wood inputs, and inputs of finer organic matter (Reid et al., 2015).

The ecological importance of bank erosion as an integral part of the functioning of river systems is increasingly recognized. As a result, bank restoration and riprap removal have become increasingly important in recent decades (Seele-Dilbat et al., 2022). Once bank protection is removed, processes such as lateral channel migration, evolution of bank erosion and formation of lateral and central bars can return, demonstrating that in river corridors where morphological changes do not pose a risk to adjacent property or infrastructure, removing of the constraints on a river's ability to perform geomorphic work is an appropriate restoration option to achieve greater diversity of geomorphic units (Biron et al., 2014; Williams et al., 2020).

2.4.3. Degraded section prioritization and potential restoration tools

By analyzing historical MQIs, this approach can be used to guide and prioritize potential restoration actions for a degraded stream. Once all historical MQIs have been assessed, the next step is to prioritize the actions needed to restore a stream or watershed. The decision tree below, created for this study, can be used to determine the need and extent of restoration based on the evolution of the MQI score over time.

1 – The first step is to select reaches of interest in the watershed, in the most recently assessed data set. This is to ensure that they are currently as close to the condition that they were assessed in. These reaches should be selected for their low MQI score compared to the rest of the watershed.

2 – Once a reach is selected, its score must be compared to historical MQI scores. Then observe the trend of the score. Has the score increased in recent years? If not, is it stable or has it gone down? If the score has increased, then current actions can continue, and conservation work should be considered.

3 – If the score remains **stable**, action may be required depending on whether the score is high or not. If the score is **high**, current actions can continue and conservation work should be considered. If the score is **low**, is the reach considered a priority in the watershed? This may be because it is the lowest scoring reach, because of its location in the watershed, or because its restoration would help the rest of the watershed. If it is **not a priority**, then low-cost, non-intrusive restoration should be considered. Some restoration is needed, but the budget and energy could be spent elsewhere. However, if it is a **priority**, then full-scale restoration must be considered.

4 – If the score has dropped, actions is needed whether the score is high or not. If the score is **high**, low-cost, non-intrusive restoration should be considered because some restoration is needed, but the budget and energy could be spent elsewhere. If the score is **low**, it is again necessary to assess whether the reach is considered a priority in the watershed. If it is **not a priority**, cheap low-cost, non-intrusive restoration should be considered because, since some restoration is needed, but the budget and energy could be spent elsewhere. However, if it is a **priority**, then large-scale restoration should be considered.

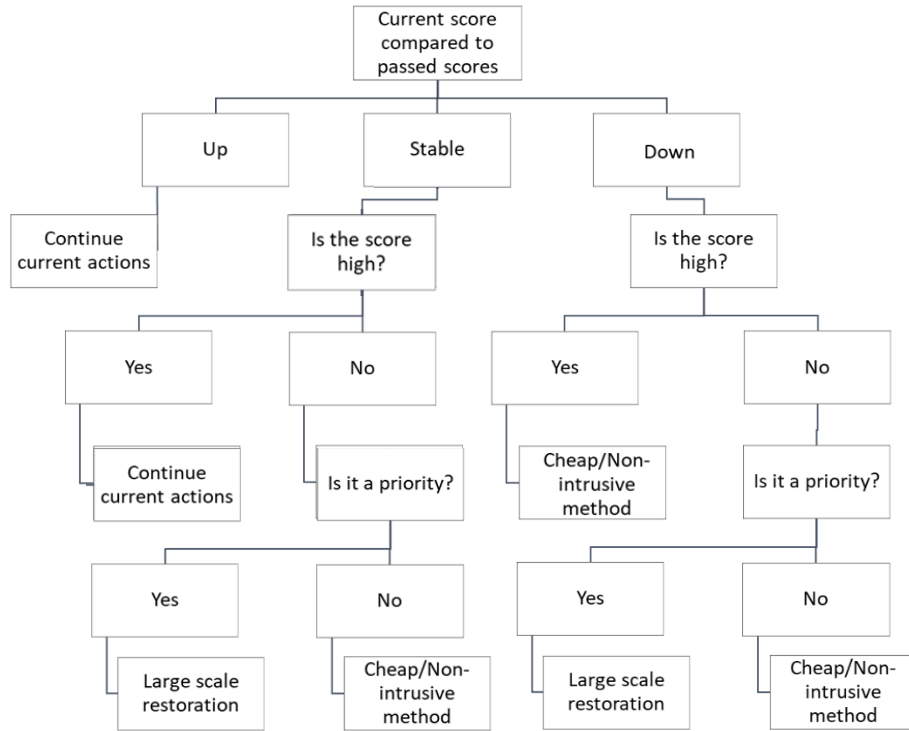


Figure 6: Decision tool for restoration or conservation of a reach based on its historical MQI scores

This decision tree is intended as a simple tool to guide river managers towards on the importance and scale of restorations or conservation actions needed in a reach. Restoration of a reach or river must always be based on the main objective, as a large-scale restoration is not always necessary, but smaller-scale restoration is not always sufficient. Processes must also always be considered to ensure that the selected reach can withstand any work and is in the best position to contribute to the overall benefit of the watershed.

Once it is known which part of the watershed needs to be restored and at what restoration scale, the methods need to be chosen carefully. The MQI indicators should be used here, as they can indicate exactly where the river's degradation factor is. For each selected reaches, some indicators will inevitably be higher than others. Again, using the historical approach once again, it is also relevant to observe whether these indicators were previously much lower, giving us a semblance of a reference state. It's worth concentrating on these high scoring indicators, as their recovery will automatically lead to an increase in the MQI score.

Depending on the indicator, but also on the prior prioritization of the reach, the restoration method will vary. The table below shows the 19 MQI indicators assessed in this study and

the various restoration methods mentioned in the literature that could support the indicator's score. They all vary in complexity, scale, time and cost. Low-cost methods, non-intrusive, or large-scale restoration can be interpreted differently depending on who oversees a restoration project. For example, to restore F4, both the creation and maintenance of a river freedom space for rivers and the restoration of riparian vegetation (Vanacker et al., 2007) are suggested to restore the erosion processes (table 4). However, these two methods do not require the same amount of resources. The freedom space for rivers way to manage river systems, and it increases their resilience to climate and land use changes, provides the minimum space for both fluvial and ecological functionality of the river system and needs to be implemented in current river management legislation to promote a sustainable way to manage river systems. It is a large-scale operation that requires time, consultation with towns and landowners, and can be costly (Biron et al., 2014). On the other hand, revegetation is a more affordable solution, depending on the length of the bank and choice of vegetation, and can be implemented on a smaller scale (Fernández-Montblanc et al., 2020). While both methods are considered successful, one of them may be preferential in certain situations.

Table 4: Restoration methods recommended in the literature according to the MQI indicators

MQI indicators	Restoration method
F1	Removal of level control structures; Removal of obstacles; Creation or maintenance of a “freedom space for river; Maintenance and restoration of culverts;
F2	Removal of obstacles; Creation or maintenance of “freedom space for river”; Addition of deflectors;
F4	Removal of embankment/stabilization structures; Reconnection of meanders; Sediment recharge; Restoration of riparian vegetation; Introduction of instream wood; Beaver reintroduction; Create or maintain “freedom space for river;
F5	Removal of obstacles; Create or maintain “freedom space for river”
F7	Reconnection of meanders and side channels; Sediment recharge; Restoration of riparian vegetation; Introduction of instream wood; Beaver reintroduction; Creation or maintenance of “freedom space for river”
F8	Addition of deflector; Reconnection of meanders; Restoration of fluvial forms and wetlands in the floodplain; Introduction of instream wood; Beaver reintroduction; Create or maintain “freedom space for river”
F12	Restoration of riparian vegetation; Create or maintain a freedom space for rivers; Restoration of wetlands;

F13	Restoration of riparian vegetation; Create or maintain a freedom space for rivers; Restoration of wetlands;
A3	Removing, backing up or breaching dikes; Removal of dams and obstacles; Restoration of riparian vegetation; Introduction of instream wood; Beaver reintroduction;
A4	Removing, backing up or breaching dikes; Removal of dams and obstacles; Restoration of riparian vegetation; Introduction of instream wood; Beaver reintroduction;
A5	Removal of obstacles; Maintenance and restoration of culverts;
A6	Removal of obstacles; Create or maintain a freedom space for rivers; Introduction of instream wood; Removal of embankment structures;
A7	Remove, set back or chip levees/dykes
A8	Reconnection of meanders; Restoration of fluvial forms and wetlands in the floodplain;
A12	Restoration of fluvial forms and wetlands in the floodplain;
A1	Dams removal; Removing, backing up or breaching dikes; Removal of dams and obstacles; Restoration of riparian vegetation;
A2	Dams removal; Removing, backing up or breaching dikes; Removal of dams and obstacles; Restoration of riparian vegetation;
CA1	Stop maintenance of dredging works; Create or maintain “freedom space for river”; Introduction of instream wood;
CA2	Stop maintenance of dredging works; Create or maintain “freedom space for river”; Introduction of instream wood;

These methods represent only a small fraction of existing methods for river restoration. Again, the hydrogeomorphologic processes of each stream and watersheds, as well as the scale and resources available for such restoration, should be considered when selecting a method.

2.4.4. Example of tool application

Table 5 shows the historical MQI results for the downstream reaches of the Nicolet River. Using the decision tree, we can evaluate which reaches should be considered for restoration. Of the reaches examined below, the 21st, 22nd and 23rd reaches of the Nicolet River have some of the lowest scores in the entire watershed. Even though the 22nd has the lowest score, the 23rd shows one of the largest declines. Even though its score is one of the lowest in the watershed, it is still considered good. For these two reasons, the reach can be considered a declining high scoring reach. Therefore, the 23rd reach should be considered for low-cost, non-intrusive restoration.

Table 5: Historical MQI score for a portion of the Nicolet watershed

Reaches	1966	1979	1985	1997	2010	2020
21	0,78	0,75	0,75	0,72	0,72	0,72
22	0,75	0,76	0,76	0,73	0,7	0,7
23	0,8	0,79	0,79	0,72	0,72	0,72
24	0,89	0,87	0,83	0,81	0,9	0,9
25	0,88	0,88	0,88	0,88	0,84	0,87
26	0,84	0,82	0,81	0,84	0,84	0,84

The 23rd reach is located near to the St-Lawrence River. It is in a low population area and is crossed by a bridge with piers that partially block sediments and large wood in river. There are also some bank protection structures around the bridge and along one bank. Looking at the individual indicator scores for reach 23, the most notable changes appear to be the presence of bank protection (A6) and width adjustment since 1960 (CA2). These should therefore be the focus of restoration. However, the longitudinal continuity of sediment and large woods in river (F1), the average width and longitudinal continuity of vegetation (F12 and F13 respectively), the presence and frequency of crossings (A5) and the change in fluvial style (CA1)

Table 5: Individual indicators' score for the 23rd reach of the Nicolet River

	Indicators																		
	F1	F2	F4	F5	F7	F8	F12	F13	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A12	A1	A2	CA1	CA2
1979	3	0	2	2	0	2	3	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	0
1985	3	0	2	2	0	2	3	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	0
1997	3	0	2	2	0	2	3	3	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	3
2010	3	0	2	2	0	2	3	3	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	3
2020	3	0	2	2	0	2	3	3	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	3

Some of the methods recommended for both A6 and CA2 are the removal of obstructions to create or maintain a freedom space for rivers, and the reintroduction of instream wood. While removing obstructions is a more elaborate, time-consuming and resource-intensive option, introducing large wood could be recommended here because the backflow created by

obstructing the hydraulic area with large wood creates zones with a diversity of flow (Gurnell and al., 2016; Matheson et al., 2017; Pess et al., 2023) These less and various dynamic areas promote the deposition of sedimentary material, changes of the bed due to the accumulation of wood and are important sedimentary storage areas. The presence of wood in river also contributes to the formation of accumulation zones downstream of large woods anchored in the bed (Wohl, 2013; 2017). In addition, large wood accumulations provide additional roughness that can cause diversity of the flow and water level rise upstream of the obstruction when a large wood jam or individual large wood is present in the channel (Harvey et al., 2018; Grabowski et al., 2019), thereby decrease bank erosion. Therefore, additional wood in the stream could help restore the accumulation and erosion processes of the stream, thus improving A6, CA2 and CA1. One way to introduce large wood into the stream is by restoring riparian vegetation, as mature forests can provide stable material to streams, and this restoration could be beneficial for those indicators, as well as F12 and F13, bringing the MQI score of the watershed up. However, these restorations are long-term and should not be expected to produce immediate results for morphological quality (Naiman and al., 2002).

Finally, if larger scale restoration were considered for this area of the watershed, the removal of bank protection structures and the removal or modification of the crossing structure present in the reach could greatly influence F1, A5 and A6 scores. The work of Arfeuillère et al. (2023) emphasizes that while sediment size, flow direction, channel morphology and planform geometry need to be considered beforehand, the removal of bank protection structures, in this case riprap, can be highly beneficial for river morphology restoration. In summary, the morphological quality of a stream can be drastically improved through restoration, as illustrated below (Figure 7).

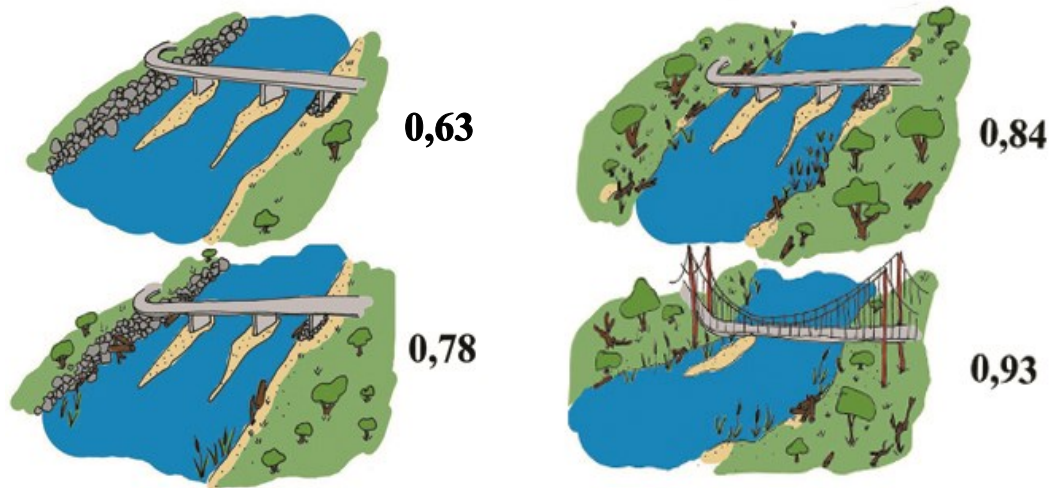


Figure 7: Potential restoration in a degraded reach

2.4.5. Reference conditions and societies

There is already a debate on how to define the reference state of an already modified stream, as it's been recognized that since fluvial corridors are complex, continually evolving, dynamic systems, it is necessary to move from a reference state to a set of reference dynamics (Dufour et al., 2009). The scarcity of high quality reference sites in certain areas is acknowledged as a complicating factor for ecological status assessment, and in such instances an acceptable level of disturbance needs to be included in decision-making (Dallas, 2013), as many fluvial systems have been affected by humans over centuries and are far from any natural (Comiti, 2012). This fact is leading many to conclude that the natural reference state of a stream is neither realistic nor attainable when speaking of restoration, as it is difficult to define its state before anthropogenic modifications (Rinaldi et al., 2013). Humans are a part of a river's ecosystem and its evolution. In many contexts, going back is impossible or at least difficult within a single lifetime. However, the capacity, will and need for societies to maintain and restore processes must be considered in order to maximize ecosystem integrity and human well-being without affecting our future, in a sustainable way (Dufour et al., 2009).

With that in mind, sociogeomorphology aims for a balance between a classical approach to geomorphology and socio-ecological concepts (Ashmore, 2015). With socio-ecological concepts becoming an intrinsic component of geomorphological policies (Hawley, 2018), a more sociogeomorphic approach can change the explanations of river morphology from

those normally conceived in geomorphology by adding a more “human” component to the analysis (Ashmore, 2015). Thus, river management and condition assessment would benefit from participation from both scientific and non-technical experts (Mould, 2018). Interdisciplinary approaches to geomorphology research should then recognize and incorporate the complex processes of individual and collective human agency and lead to a better understanding of how geomorphic processes contribute to or detract from a system’s resilience (Chaffin et al., 2018).

2.5. Conclusion

Although there were shortcomings in the historical approach due to the quality and accessibility of the data and the need for the number of indicators assessed for the best MQI evaluation, the historical assessment of the MQI gives a great indication of the evolution of the morphological quality of a watershed. For all of the study sites in this paper, it proved effective in understanding the historical changes and alterations responsible for quality declines, but also occasional increases. However, more research is needed on the accuracy of MQI assessments for agricultural streams, as they cover a large portion of the country’s watersheds in Canada. Also, even though Rinaldi et al. (2013) does not recommend, in the initial design of the MQI, to assess rivers that have been affected by an extreme hydrometeorological event such as the À Mars River, a historical approach can help to visualize the state of morphology before and after these types of events.

Furthermore, the historical MQI shows great promise for identifying and prioritizing which reaches should be considered for restoration. While all degraded reaches may need restoration, it is important to focus on problem areas for the benefit of the entire watershed. It is also important to consider hydrogeomorphic processes when considering restoration to optimize outcomes and ensure long-term, large-scale improvement. Other applications of this process-based restoration will follow, as in the case of the À Mars watershed. Then, the reassessment of the reaches will be needed to measure improvements in morphological quality of the entire watershed. Future studies should also focus on what reference condition should be used for an historical MQI assessment, as rivers have been altered since modern populations began using the land. As much as the natural state seems like the logical option, we have little data on what streams were like before, and even less on what they would be

like without human alteration. Shouldn't we assume that human alteration, but more importantly human use, of streams is inevitable, and use a state of equilibrium rather than a natural state as a reference?

Past stream conditions may be taken as examples of more natural conditions, but in the case of this study, the reference state will be the oldest photographs of the streams. The use of a socio-geomorphological approach for river management can support such research in the identification of historically altering parameters and land uses that were determinant in shaping the riparian territory we can observe today. Linking nature-based restorations and human impacted nature as a hybrid between sociology and geomorphology recognizes alternative ways of framing environmental research and redefines the concept of river restoration by creating this relationship between society and a river as a whole. With this approach, humans are seen as an intrinsic factor linked to physical processes. It is hoped that this knowledge can then be made available to and shared with river management decision-makers and the various stakeholders as a means of achieving more participatory river management at the societal level.

3. CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif général de ce mémoire se décline en trois objectifs. D'abord, l'identification des variables structurelles et fonctionnelles représentatives de l'état hydrogéomorphologique des cours d'eau a été réalisée par l'identification leurs paramètres de qualité ayant le plus d'influence sur le score de l'IQM. La fonctionnalité de la plaine alluviale et la présence de végétation continue ressortent comme étant des facteurs particulièrement influents sur le score de l'IQM. L'artificialisation des berges, soit par la présence de barrages, soit par les structures de protections, influence également grandement la qualité morphologique des bassins versants étudiés. Il a par la suite été question du développement d'une méthode d'analyse pour identifier l'évolution de l'état hydrogéomorphologique d'un cours d'eau à partir de données diachroniques, afin d'identifier les variables qui ont modifié l'état initial. Bien qu'il y ait des failles dans l'approche historique en raison de la qualité et de l'accessibilité des données, l'évaluation historique de l'IQM donne une bonne indication sur l'évolution de la qualité morphologique d'un bassin versant. Pour les cinq bassins à l'étude, elle s'est révélée efficace pour identifier les changements et altérations historiques responsables des baisses de qualité, mais aussi des augmentations ponctuelles. Les principaux facteurs de changements historiques sont identifiables à la fois par la photo-interprétation nécessaire à l'application de l'IQM et d'autre part par la comparaison des résultats d'une décennie à l'autre. L'utilisation du territoire semble l'un des principaux facteurs influençant la qualité morphologique des cours d'eau. En effet les portions de cours d'eau présentant une plus forte urbanisation que le reste du bassin sont plus susceptibles d'avoir un faible IQM dû à une altération de la plaine inondable, une déconnexion entre le chenal et le reste du bassin, en plus d'une artificialisation des berges.

Aussi, les nouveaux travaux de construction et la perte de forêts pour l'agriculture peuvent avoir des impacts importants. Par exemple en reprofilant la plaine alluviale, les bassins versants largement agricoles sont susceptibles d'avoir des plaines inondables plus sensibles aux altérations dû entre autres au manque de formes dans la plaine et à la faible végétation sur les berges. Cependant, les principales pressions en milieux agricoles ne sont pas toujours représentées par des structures artificielles. Il y a donc encore un besoin de recherche sur

l'exactitude des évaluations de l'IQM pour les cours d'eau agricoles, car ils couvrent une grande partie des bassins hydrographiques de la province, et leurs altérations principales semblent mal représentées dans l'indice.

Enfin, la possibilité d'utiliser l'IQM historique pour orienter les travaux de restauration dans les cours d'eau du Québec méridional en priorisant les secteurs les plus dégradés est prometteuse. Il a effectivement été possible, à l'aide de l'approche historique, d'identifier et de hiérarchiser la restauration potentielle des bassins à l'étude. Bien que tous les tronçons dégradés puissent nécessiter une restauration, il est important de se concentrer sur les zones plus dégradées pour le bien de l'ensemble du bassin versant. Il est également primordial que les processus hydrogéomorphologiques soient pris en compte dans la réflexion sur la restauration, pour optimiser les résultats et assurer une amélioration durable et à grande échelle. D'autres projets de restauration sont à venir, notamment pour le bassin versant À Mars. Une fois le cours d'eau restauré, la réévaluation des tronçons sera nécessaire pour mesurer les améliorations de la qualité morphologique de l'ensemble du bassin versant.

Les conditions initiales des cours d'eau peuvent être prises comme exemples de conditions plus naturelles, mais dans la plupart des cas, l'état de référence se doit d'être les plus anciennes photographies disponibles. Les activités anthropiques près des cours d'eau altèrent ces derniers de manières considérables, et ne peuvent être écartées des facteurs d'influences lors de la restauration des rivières. L'utilisation d'une approche socio-géomorphologique pour la gestion des rivières peut soutenir de tels facteurs dans l'identification de ces paramètres qui ont été déterminants dans la formation du territoire riverain que nous pouvons observer aujourd'hui. Lier les restaurations basées sur les processus et la nature impactée par l'homme comme un hybride entre la sociologie et l'hydrogéomorphologie reconnaît des façons alternatives de cadrer la recherche environnementale et redéfinit le concept de restauration des rivières en créant cette relation entre la société et une rivière dans son ensemble. Avec cette approche, l'humain est considéré comme un facteur intrinsèque lié aux processus physiques. On espère que ces connaissances pourront ensuite être mises à la disposition des décideurs et gestionnaires des rivières, et les différents acteurs de l'eau, afin de parvenir à une gestion plus participative des rivières au niveau sociétal. Les études futures devraient donc se concentrer sur l'état de référence à utiliser pour une évaluation IQM, car les rivières

ont été modifiées depuis que les populations modernes ont commencé à utiliser les terres. Même si l'état naturel semble être l'option logique, nous avons peu de données sur ce à quoi ressemblaient les cours d'eau auparavant, et encore moins sur leur état s'il n'y avait pas eu d'altérations humaines. Ne faut-il pas alors considérer que les altérations humaines, mais surtout l'usage des cours d'eau sont inévitables, et donc établir et considérer comme référence un état d'équilibre plutôt qu'un état naturel sans altérations humaines ?

4. RÉFÉRENCES

Abell JM, Pingram MA, Özkundakci D, David BO, Scarsbrook M, Wilding T, Williams A, Noble M, Brasington J et Perrie A. 2023. Large floodplain river restoration in New Zealand: synthesis and critical evaluation to inform restoration planning and research. *Regional Environmental Change*, 23 : 18.

Acton, D., & Ryder, J., & French, H., & Slaymaker, O., & Brookes, I. (2015). Régions physiographiques. Dans l'Encyclopédie Canadienne. Repéré à <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/regions-physiographiques>

Ait Yacine E. 2019. Modélisation et Cartographie des Risques d'érosion Hydrique du Sol par l'application des SIG, Télédétection et Directives PAP/CAR. Cas du Bassin Versant de Beht, Maroc. *Cas du Bassin Versant de Beht, Maroc European Scientific Journal*, 15 : 1857-7431.

Anim DO, Fletcher TD, Vietz GJ, Pasternack GB et Burns MJ. 2018. Effect of urbanization on stream hydraulics. *River Research and Applications*, 34 : 661-674.

Arfeuillère A, Steiger J, Gautier E, Petit S, Roussel E, Vautier F, Voldoire O et Saillard J. 2023. Removal of riprap within channelized rivers: a solution for the restoration of lateral channel dynamics and bedload replenishment? *Applied Sciences*, 13 : 2981.

Ashmore P. 2015. Towards a sociogeomorphology of rivers. *Geomorphology*, 251 : 149-156.

Baptista MN, Valcarcel R, Mateus FA, Medeiros WS et de Andrade FC. 2017. Impact of Urbanization on the Hydrodynamics of a Water Table in a Floodplain with High Potential for Renaturation. *Water resources management*, 31 : 4091-4102.

Batalla RJ. 2003. Sediment deficit in rivers caused by dams and instream gravel mining. A review with examples from NE Spain. *Cuaternario y Geomorfología*, 2003, vol 17, núm 2, p 79-91.

Beechie TJ, Sear DA, Olden JD, Pess GR, Buffington JM, Moir H, Roni P et Pollock MM. 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, 60 : 209-222.

Belletti B, Nardi L, Rinaldi M, Poppe M, Brabec K, Bussetini M, Comiti F, Gielczewski M, Golfieri B et Hellsten S. 2018. Assessing restoration effects on river hydromorphology using the process-based Morphological Quality Index in eight European river reaches. *Environmental management*, 61 : 69-84.

Bernhardt ES, Sudduth EB, Palmer MA, Allan JD, Meyer JL, Alexander G, Follstad-Shah J, Hassett B, Jenkinson R et Lave R. 2007. Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners. *Restoration Ecology*, 15 : 482-493.

Biron P. 2017. La restauration de l'habitat du poisson en rivière: une recension des écrits. Rapport scientifique présenté à la Fondation de la Faune du Québec Disponible en ligne à: <https://robvq.qc.ca/public/documents/bibliotheque/uploaded/tq0imwj6.pdf> [Visité le 2016-08-01].

Biron PM, Buffin-Bélanger T, Larocque M, Choné G, Cloutier C-A, Ouellet M-A, Demers S, Olsen T, Desjarlais C et Eyquem J. 2014. Freedom space for rivers: a sustainable management approach to enhance river resilience. *Environmental management*, 54 : 1056-1073.

Bizzi S, Demarchi L, Grabowski RC, Weissteiner C et Van de Bund W. 2016. The use of remote sensing to characterise hydromorphological properties of European rivers. *Aquatic sciences*, 78 : 57-70.

Boivin, M., Buffin-Bélanger, T. (2020). Développement et adaptation d'un indice de l'état hydrogéomorphologique des cours d'eau méridional : Plan détaillé (2020-2023). 16 pp.

Bouchard M et Boivin M. 2023. Dynamiques hydrogéomorphologiques historiques et actuelles d'une rivière perturbée par les activités de la drave et analyse des impacts d'un démantèlement de barrage. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*.

Brierley GJ et Fryirs KA. 2013. *Geomorphology and river management: applications of the river styles framework*. John Wiley & Sons.

Brooks GR et Lawrence D. 2000. Geomorphic effects of flooding along reaches of selected rivers in the Saguenay region, Quebec, July 1996. *Géographie physique et Quaternaire*, 54 : 281-299.

Centre d'expertise hydrique du Québec (2021). Suivi hydrologique de différentes stations hydrométriques, Station : 051305 du Gouffre — 80 m en amont du pont du village de Saint-Urbain. Repéré le 20 octobre 2021 au

<https://www.cehq.gouv.qc.ca/suivihydro/graphique.asp?NoStation=051305>

Chaffin BC et Scown M. 2018. Social-ecological resilience and geomorphic systems. *Geomorphology*, 305 : 221-230.

Chauvin C, Haury JJ, Laplace-Treyture C, Peltre M, Breugnot E et Dutartre A. Evaluer la qualité de l'hydrosystème par la végétation aquatique. De l'approche fonctionnelle à l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière et son application en grands cours d'eau. Dans : Journée CETMEF-MEDD Suivi Environnemental des aménagements et travaux maritimes et fluviaux, 2006. p. np.

Comiti F. 2012. How natural are Alpine mountain rivers? Evidence from the Italian Alps. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37 : 693-707.

Couture M. 2010. Portrait et diagnostic de la Zone des bassins orphelins du sud du lac Saint-Pierre.

Couture T et Biron PM. 2023. Morphological Quality Index (Mqi), Fish Communities and Biotic Integrity in Agricultural Streams. *Fish Communities and Biotic Integrity in Agricultural Streams*.

Dallas HF. 2013. Ecological status assessment in mediterranean rivers: complexities and challenges in developing tools for assessing ecological status and defining reference conditions. *Hydrobiologia*, 719 : 483-507.

de Baie-Saint-Paul V. 2005. Diagnostic du territoire de Baie-Saint-Paul dans une perspective de développement durable. Ville de Baie-Saint-Paul. Développement durable.

Demers, S. (2018). L'indice de qualité morphologique appliqué à la conservation et la restauration de cours d'eau. 21e Rendez-vous des OBV, Rivière-du-Loup

Dépret T, Thommeret N, Piégay H et Gautier E. 2023. Can lateral mobility be restored along a highly domesticated low-energy gravel-bed river? *Journal of Environmental Management*, 325 : 116485.

Devitt L, Neal J, Coxon G, Savage J et Wagener T. 2023. Flood hazard potential reveals global floodplain settlement patterns. *Nature Communications*, 14 : 2801.

Dixon SJ, Smith GHS, Best JL, Nicholas AP, Bull JM, Vardy ME, Sarker MH et Goodbred S. 2018. The planform mobility of river channel confluences: Insights from analysis of remotely sensed imagery. *Earth-Science Reviews*, 176 : 1-18.

Dixon SJ, Smith GHS, Best JL, Nicholas AP, Bull JM, Vardy ME, Sarker MH et Goodbred S. 2018. The planform mobility of river channel confluences: Insights from analysis of remotely sensed imagery. *Earth-Science Reviews*, 176 : 1-18.

Doyle MW, Stanley EH, Harbor JM et Grant GS. 2003. Dam removal in the United States: emerging needs for science and policy. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 84 : 29-33.

Drummond, R. (2015). Hautes terres Laurentiennes. Dans l'Encyclopédie Canadienne. Repéré à <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/hautes-terres-laurentiennes>

Dufour S et Piégay H. 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications*, 25 : 568-581.

East AE, Harrison LR, Smith DP, Logan JB et Bond RM. 2023. Six years of fluvial response to a large dam removal on the Carmel River, California, USA. *Earth Surface Processes and Landforms*.

Environnement Québec. 2003. Programme de stabilisation des berges et des lits des lacs et cours d'eau; Sommaire du bilan des interventions à la suite des pluies diluviennes des 19 et 20 juillet 1996. Gouvernement du Québec, [Québec], 25 p.

Fernandes MR, Aguiar FC et Ferreira MT. 2011. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. *Landscape and Urban Planning*, 99 : 166-177.

Fernández D, Barquin J et Raven P. 2011. A review of river habitat characterisation methods: indices vs. characterisation protocols. *Limnetica*, 30 : 0217-0234.

Fernández-Montblanc T, Duo E et Ciavola P. 2020. Dune reconstruction and revegetation as a potential measure to decrease coastal erosion and flooding under extreme storm conditions. *Ocean & Coastal Management*, 188 : 105075.

Foley MM, Bellmore J, O'Connor JE, Duda JJ, East AE, Grant G, Anderson CW, Bountry JA, Collins MJ et Connolly PJ. 2017. Dam removal: Listening in. *Water Resources Research*, 53 : 5229-5246.

Forio MAE et Goethals PL. 2020. An integrated approach of multi-community monitoring and assessment of aquatic ecosystems to support sustainable development. *Sustainability*, 12 : 5603.

Gariépy-Girouard É, Buffin-Bélanger T, Savard M et Biron PM. 2023. Histoire du canal Saint-Georges (Port-Menier, île d'Anticosti) et perspectives: la valorisation du patrimoine culturel par l'aménagement fluvial. *Le Naturaliste Canadien*, 147 : 114-125.

Garófano-Gómez V, Martínez-Capel F, Bertoldi W, Gurnell A, Estornell J et Segura-Beltrán F. 2013. Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: a synthetic analysis based on historical data sources. *Ecohydrology*, 6 : 536-553.

Golfieri B, Surian N et Hardersen S. 2018. Towards a more comprehensive assessment of river corridor conditions: A comparison between the Morphological Quality Index and three biotic indices. *Ecological Indicators*, 84 : 525-534.

González del Tánago M et García de Jalón D. 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30 : 0235-0254.

Grabowski RC, Surian N et Gurnell AM. 2014. Characterizing geomorphological change to support sustainable river restoration and management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1 : 483-512.

Grabowski RC, Gurnell AM, Burgess-Gamble L, England J, Holland D, Klaar MJ, Morrissey I, Uttley C et Wharton G. 2019. The current state of the use of large wood in river restoration and management. *Water and Environment Journal*, 33 : 366-377.

Gurnell A, England J et Burgess-Gamble L. 2019. Trees and wood: Working with natural river processes. *Water and Environment Journal*, 33 : 342-352.

Harvey GL, Henshaw AJ, Parker C et Sayer CD. 2018. Re-introduction of structurally complex wood jams promotes channel and habitat recovery from overwidening: Implications for river conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28 : 395-407.

Hauer FR, Locke H, Dreitz VJ, Hebblewhite M, Lowe WH, Muhlfeld CC, Nelson CR, Proctor MF et Rood SB. 2016. Gravel-bed river floodplains are the ecological nexus of glaciated mountain landscapes. *Science Advances*, 2 : e1600026.

Hawley RJ. 2018. Making stream restoration more sustainable: A geomorphically, ecologically, and socioeconomically principled approach to bridge the practice with the science. *BioScience*, 68 : 517-528.

Hickin EJ. 1984. Vegetation and river channel dynamics. *Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 28 : 111-126.

Hupp CR, Pierce AR et Noe GB. 2009. Floodplain geomorphic processes and environmental impacts of human alteration along coastal plain rivers, USA. *Wetlands*, 29 : 413-429.

Ioana-Toroimac G, Zaharia L et Minea G. 2015. Using pressure and alteration indicators to assess river morphological quality: case study of the Prahova River (Romania). *Water*, 7 : 2971-2989.

Jakubínský J, Prokopová M, Raška P, Salvati L, Bezak N, Cudlín O, Cudlín P, Purkyt J, Vezza P et Camporeale C. 2021. Managing floodplains using nature-based solutions to support multiple ecosystem functions and services. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8 : e1545.

Johnson MF, Thorne CR, Castro JM, Kondolf GM, Mazzacano CS, Rood SB et Westbrook C. 2020. Bionic river restoration: A new focus for river management. *River Research and Applications*, 36 : 3-12.

Kingsford RT, Basset A et Jackson L. 2016. Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26 : 892-916.

Kondolf M et Yi J. 2022. Dam renovation to prolong reservoir life and mitigate dam impacts. *Water*, 14 : 1464.

Kondolf M, Boulton AJ, O'Daniel S, Poole GC, Rahel FJ, Stanley EH, Wohl E, Bång A, Carlstrom J et Cristoni C. 2006. Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and society*, 11.

Krueper D. 1993. Effects of land use practices on western riparian ecosystems pp. 321-330 In: *Status and management of neotropical migratory birds: symposium (proceedings)*, Finch, DM and Stangel, PW, (eds.). USDA For Serv, Gen Tech Rep RM-229422 pp.

Ladson AR, White LJ, Doolan JA, Finlayson BL, Hart BT, Lake PS et Tilleard JW. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater biology*, 41 : 453-468.

Le Lay Y-F et Germaine M-A. Déconstruire? L'exemple des barrages de la Sélune (Manche). Dans : *Annales de géographie*, 2017. Cairn/Publilog, p. 259-286.

Lejon AG, Renöfält BM et Nilsson C. 2009. Conflicts associated with dam removal in Sweden. *Ecology and society*, 14.

Lemay J, Biron PM, Boivin M, Stämpfli N et Foote K. 2021. Can the Morphological Quality Index (MQI) be used to determine the ecological status of lowland rivers? *Geomorphology*, 395 : 108002.

Li W, Bhattacharya JP et Campbell C. 2010. Temporal evolution of fluvial style in a compound incised-valley fill, Ferron "Notom Delta", Henry Mountains region, Utah (USA). *Journal of Sedimentary Research*, 80 : 529-549.

Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques, Loi no 132 (2017) (Québec).

Major JJ, East AE, O'Connor JE, Grant GE, Wilcox AC, Magirl CS, Collins MJ et Tullos DD. 2017. Geomorphic responses to dam removal in the United States—a two-decade perspective. *Gravel-bed rivers: Processes and disasters* : 355-383.

MAMOT, 2014. Portrait provincial en aménagement du territoire (PPAT), affectation du territoire Partie 1. Ministère des affaires municipales et de l'occupation du territoire, fichiers informatiques géoréférencés.

Marchand JP, Biron P, Buffin-Bélanger T et Larocque M. 2022. High-resolution spatiotemporal analysis of hydrologic connectivity in the historical floodplain of straightened lowland agricultural streams. *River Research and Applications*, 38 : 1061-1079.

Massey W, Biron PM et Choné G. 2017. Impacts of river bank stabilization using riprap on fish habitat in two contrasting environments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42 : 635-646.

Massey, W., Marchand, JP., Biron, P. M., Buffin-Bélanger, T., Laroque, M. (2019). Identification de critères pour déterminer le potentiel de restauration des milieux humides riverains en milieux agricoles fortement dégradés. Report presented to the Fonds National de Conservation des Milieux Humides (FNCMH)., Concordia University. 131 pages.

Matheson A, Thoms M et Reid M. 2017. Does reintroducing large wood influence the hydraulic landscape of a lowland river system? *Geomorphology*, 292 : 128-141.

MELCC, 2018. Géobase du réseau hydrographique du Québec. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, fichiers informatiques géoréférencés.

Méndez-Toribio M, Zermeño-Hernández I et Ibarra-Manríquez G. 2014. Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology*, 215 : 285-296.

MERN. 2015. Système de découpage administratif à l'échelle de 1 : 20 000 (SDA 20k), Arrondissements. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, fichiers informatiques géoréférencés.

Mondal S et Patel PP. 2018. Examining the utility of river restoration approaches for flood mitigation and channel stability enhancement: a recent review. *Environmental Earth Sciences*, 77 : 1-25.

Mould SA, Fryirs K et Howitt R. 2018. Practicing sociogeomorphology: Relationships and dialog in river research and management. *Society & Natural Resources*, 31 : 106-120.

Müller H, Hörbinger S, Franta F, Mendes A, Li J, Cao P, Baoligao B, Xu F et Rauch HP. 2022. Hydromorphological assessment as the basis for ecosystem restoration in the Nanxi River Basin (China). *Land*, 11 : 193.

Njue N, Koech E, Hitimana J et Sirmah P. 2016. Influence of land use activities on riparian vegetation, soil and water quality: An indicator of biodiversity loss, South West Mau Forest, Kenya. *Open Journal of Forestry*, 6 : 373-385.

Organisme de bassin versant du Saguenay. 2014. Suivi hydrogéomorphologique de la rivière à Mars, Ville de Saguenay arrondissement de La Baie (Québec), Ville de Saguenay, 56 pages.

Palmer MA, Menninger HL et Bernhardt E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater biology*, 55 : 205-222.

Palmer MA, Hondula KL et Koch BJ. 2014. Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45 : 247-269.

Parker C, Thorne CR et Clifford NJ. 2015. Development of ST: REAM: a reach-based stream power balance approach for predicting alluvial river channel adjustment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40 : 403-413.

Poff NL et Hart DD. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal: an ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin

influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. *BioScience*, 52 : 659-668.

Provansal M, Dufour S, Sabatier F, Anthony EJ, Raccasi G et Robresco S. 2014. The geomorphic evolution and sediment balance of the lower Rhône River (southern France) over the last 130 years: Hydropower dams versus other control factors. *Geomorphology*, 219 : 27-41.

Richter BD, Baumgartner JV, Powell J et Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation biology*, 10 : 1163-1174.

Riis T, Kelly-Quinn M, Aguiar FC, Manolaki P, Bruno D, Bejarano MD, Clerici N, Fernandes MR, Franco JC et Pettit N. 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70 : 501-514.

Rinaldi M, Surian N, Comiti F et Bussetini M. 2013. A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180 : 96-108.

RJ N. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu Rev Ecol Syst*, 28 : 621-658.

Rollet A, Piégay H, Dufour S, Bornette G et Persat H. 2014. Assessment of consequences of sediment deficit on a gravel river bed downstream of dams in restoration perspectives: application of a multicriteria, hierarchical and spatially explicit diagnosis. *River Research and Applications*, 30 : 939-953.

Saint-Jacques N et Richard Y. 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine: application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique. *Le Bassin de La Rivière Chaudière: L'état de L'écosystème Aquatique—1996*.

Satpathy R, Singh VK et Ray PC. 2011. Landscape Characterization using Geospatial Technology: An Effort Forward Landscape Management. *International Journal of Earth Sciences and Engineering*, 04 : 102-109.

Schindler S, Sebesvari Z, Damm C, Euller K, Mauerhofer V, Schneidergruber A, Biró M, Essl F, Kanka R et Lauwaars SG. 2014. Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecology*, 29 : 229-244.

Schmidt JC et Wilcock PR. 2008. Metrics for assessing the downstream effects of dams. *Water Resources Research*, 44.

Seele-Dilbat C, Kretz L et Wirth C. 2022. Vegetation of natural and stabilized riverbanks and early effects of removal of bank fixation. *International Review of Hydrobiology*, 107 : 88-99.

Singh R, Prasad VH et Bhatt C. 2004. Remote sensing and GIS approach for assessment of the water balance of a watershed/Evaluation par télédétection et SIG du bilan hydrologique d'un bassin versant. *Hydrological sciences journal*, 49 : 131-141.

Stanford JA, Ward J, Liss WJ, Frissell CA, Williams RN, Lichatowich JA et Coutant CC. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12 : 391-413.

Stanley EH et Doyle MW. 2003. Trading off: the ecological effects of dam removal. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1 : 15-22.

Stefanidis K, Kouvarda T, Latsiou A, Papaioannou G, Gritzalis K et Dimitriou E. 2022. A comparative evaluation of Hydromorphological assessment methods applied in rivers of Greece. *Hydrology*, 9 : 43.

Tabacchi E, Lambs L, Guilloy H, Planty-Tabacchi AM, Muller E et Decamps H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological processes*, 14 : 2959-2976.

Tremblay, É. (2005). 1996 : déluge au Saguenay-Lac-Saint-Jean. *Cap-aux-Diamants*, (82), 44-47.

Thieme M, Birnie-Gauvin K, Opperman JJ, Franklin PA, Richter H, Baumgartner L, Ning N, Vu AV, Brink K et Sakala M. 2023. Measures to Safeguard and Restore River Connectivity. *Environmental Reviews*.

Tomsett C et Leyland J. 2019. Remote sensing of river corridors: A review of current trends and future directions. *River Research and Applications*, 35 : 779-803.

Uddin K, Shrestha B et Alam MS. 2011. Assessment of morphological changes and vulnerability of river bank erosion alongside the river Jamuna using remote sensing. *Journal of earth science and Engineering*, 1.

Van Binh D, Kantoush SA, Saber M, Mai NP, Maskey S, Phong DT et Sumi T. 2020. Long-term alterations of flow regimes of the Mekong River and adaptation strategies for the Vietnamese Mekong Delta. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 32 : 100742.

Vanacker V, von Blanckenburg F, Govers G, Molina A, Poesen J, Deckers J et Kubik P. 2007. Restoring dense vegetation can slow mountain erosion to near natural benchmark levels. *Geology*, 35 : 303-306.

Vidal-Abarca M, Santos-Martín F, Martín-López B, Sánchez-Montoya M et Suárez Alonso M. 2016. Exploring the capacity of water framework directive indices to assess ecosystem services in fluvial and riparian systems: towards a second implementation phase. *Environmental management*, 57 : 1139-1152.

Vin-Deslauriers J et Boivin M. 2021. Le Déluge du Saguenay du point de vue de l'hydrogéomorphologie. *Saguenayensia*, Vol.62, no 2 p.28-38

William Jr F, Shea PJ, Valentine BE, Weatherspoon CP et Lisle TE. 2002. Proceedings of the symposium on the ecology and management of dead wood in western forests. 1999 November 2-4; Reno, NV Gen Tech Rep PSW-GTR-181 Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture; 949 p, 181.

Williams R, Bangen S, Gillies E, Kramer N, Moir H et Wheaton J. 2020. Let the river erode! Enabling lateral migration increases geomorphic unit diversity. *Science of the Total Environment*, 715 : 136817.

Wohl E. 2013. Floodplains and wood. *Earth-Science Reviews*, 123 : 194-212.

Wohl E. 2017. Bridging the gaps: An overview of wood across time and space in diverse rivers. *Geomorphology*, 279 : 3-26.

Wohl E. 2021. An integrative conceptualization of floodplain storage. *Reviews of Geophysics*, 59 : e2020RG000724.

Wohl E, Lane SN et Wilcox AC. 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51 : 5974-5997.

Wohl E, Angermeier PL, Bledsoe B, Kondolf GM, MacDonnell L, Merritt DM, Palmer MA, Poff NL et Tarboton D. 2005. River restoration. *Water Resources Research*, 41.

Woolsey S, Capelli F, Gonser T, Hoehn E, Hostmann M, Junker B, Paetzold A, Roulier C, Schweizer S et Tiegs SD. 2007. A strategy to assess river restoration success. *Freshwater biology*, 52 : 752-769.

Zaji AH, Bonakdari H et Gharabaghi B. 2018. Remote sensing satellite data preparation for simulating and forecasting river discharge. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 56 : 3432-3441.

Zhao Q, Bai J, Huang L, Gu B, Lu Q et Gao Z. 2016. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. *Ecological Indicators*, 60 : 442-452.

Zheng S, Li S, Zhou X, Fan N, Cao H, Nie R et Zeng Y. 2023. Relationships between morphological quality and macroinvertebrate diversity in a degrading gravel-bed river following the magnitude 8.0 Wenchuan earthquake, China. *Geomorphology* : 108821.

ANNEXE

Indicateurs de fonctionnalité géomorphologique, d'artificialité et d'ajustement des canaux : description des classes et définition des valeurs. Adapté et traduit de Rinaldi et al., 2013.

Indicateur	Classe	Valeur
F1 - Continuité longitudinale dans le transport de sédiments et de bois	A - absence d'altération dans la continuité du transit des sédiments et du bois	0
	B - présence d'obstacles aux flux sédimentaires et ligneux sans interception complète	3
	C - interception complète des sédiments et du bois	5
F2 - Présence d'une plaine alluviale moderne	A - présence continue d'une plaine alluviale moderne large (longueur > 66% && largeur > 2 x la largeur du cours d'eau)	0
	B1 - présence discontinue (longueur 10-66% && largeur > 2 x la largeur du cours d'eau)	3
	C - absence ou présence négligeable (longueur < 10%)	5
F3 - Connectivité entre le corridor fluvial et les versants	A - connectivité complète entre les versants et le corridor fluvial (longueur > 90%)	0
	B - connectivité significative entre les versants et le corridor fluvial (longueur 33-90%)	3
	C - faible connectivité entre les versants et le corridor fluvial (longueur < 33%)	5
F4 - Processus d'érosion des berges	A - érosion des berges dispersée (longueur > 10%, distribuée sur > 33% de la longueur du tronçon homogène)	0
	B - érosion des berges limité à une longueur de 2-10%; érosion sur une longueur > 10%, mais concentrée sur < 33 %; mouvements de masse sur une longueur 25-50%	2
	C - érosion des berges limitée à une longueur < 2%; mouvements de masse sur une longueur > 50%	3
F5 - Présence d'un corridor d'érodabilité potentiel	A - présence d'un corridor d'érodabilité long et large (longueur > 66% & largeur > 2 x la largeur du cours d'eau)	0
	B - présence d'un corridor d'érodabilité étroit (longueur > 66% & largeur < 2 x la largeur du cours d'eau); présence d'un corridor d'érodabilité court (longueur 33-66% & largeur > 2 x la largeur du cours d'eau)	2
	C - présence d'un corridor d'érodabilité limitée (longueur < 33%)	3
F6 - La configuration du lit	A - les formes du lit sont cohérentes avec la pente de la vallée	0
	B - les formes du lit ne sont pas cohérentes avec la pente de la vallée	3
	C - altération complète des formes du lit ou la présence d'un lit artificiel	5
F7 - Unités géomorphologiques dans le chenal	A - faible altération dans l'hétérogénéité des unités géomorphologiques et dans la variabilité de la largeur du cours d'eau (altération sur une longueur < 5 %)	0
	B - altération sur une longueur 5-33%	3
	C - altération sur une longueur > 33%	5

F8 - Unités géomorphologiques dans la plaine alluviale moderne	A – présence de formes alluviales (p.ex. méandres abandonnés, chenaux secondaires)	0
	B – présence d’anciennes formes alluviales pouvant être réactivées	2
	C – absence de formes alluviales	3
F9 - Variabilité de la section transversale	A – absence d'altération dans l'hétérogénéité de la section transversale sur une longueur < 5%	0
	B – altération sur une longueur 5-33%	3
	C – altération sur une longueur > 33%	6
F10 - La structure du substrat	A – hétérogénéité naturelle du lit sans colmatage	0
	B – présence discontinue de colmatage interstitiel	2
	C1 – colmatage interstitiel sur une longueur > 50%; enfouissement par des sédiments fins (> 2cm; ≤ 50% de la surface du lit)	5
	C2 – enfouissement par des sédiments fins (> 2cm; > 50% de la surface du lit); altération du substrat par un revêtement artificiel sur une longueur > 33%	6
F11 - Présence de bois mort	A - présence significative de bois dans le tronçon	0
	B - présence négligeable de bois dans une partie du tronçon (<50%)	3
	C - présence négligeable de bois dans une grande partie du tronçon (>50%)	6
F12 - Largeur occupée par un couvert végétal naturel	A – Couverture végétale sur une largeur > 2 x la largeur du cours d’eau	0
	B – Couverture végétale sur une largeur 0.5-2 x la largeur du cours d’eau	2
	C – Couverture végétale >33%	3
F13	A – présence d'une bande riveraine végétalisée sur une longueur > 90%	0
	B – présence d'une bande riveraine végétalisée sur une longueur 33-90%	3
	C – présence d'une bande riveraine végétalisée sur une longueur <33%	5
A1 - Altération des débits liquides à l'échelle du bassin versant	A - pas d'altération du débit plein bord (récurrence 1,5 année) ou des débits de crue (récurrence > 10 ans)	0
	B - altération du débit de crue (> 10%)	3
	C - altération du débit plein bord (> 10%)	6
A2 - Altération des débits solides à l'échelle du bassin versant	A - présence négligeable d'infrastructures transversales pouvant intercepter le flux sédimentaire	0
	B1 - présence de barrages dont l'aire d'alimentation (AA) est 5-33%; seuils interceptant totalement le flux sédimentaires dont l'AA est de 34-66%; seuils interceptant partiellement le flux sédimentaire dont l'AA est > 33% (plaines) ou > 66% (montagnes)	3
	B2 - présence de barrages dont l'AA est de 34-66%; seuils interceptant totalement le flux sédimentaire dont l'AA est > 66%	6
	C1 - présence de barrages dont l'AA est > 66%	9

	C2 - présence d'un barrage à la limite amont du tronçon homogène	12
A3 - Altération des débits liquides à l'échelle du tronçon	A – pas d'altération du débit plein bord (récurrence 1.5 année) ou des débits de crue (récurrence ≥ 10 ans)	0
	B – altération des débits de crue ($> 10\%$)	3
	C – altération du débit plein bord ($> 10\%$)	6
A4 - Altération des débits solides à l'échelle du tronçon	A - absence d'infrastructures transversales pouvant intercepter le flux sédimentaire (p.ex. barrages)	0
	B - présence d'infrastructures transversales à des intervalles inférieurs à 200/1000 m (pente $< 1\%$ / pente $> 1\%$)	4
	C - présence d'infrastructures transversales à des intervalles supérieurs à 200/1000 m (pente $< 1\%$ / pente $> 1\%$); présence d'un barrage ou d'un réservoir artificiel	6
	P1 - si les infrastructures transversales sont plus nombreuses que 1 tous les 150m	9
	P2 - si les infrastructures transversales sont plus nombreuses que 1 tous les 100m	12
A5 - Présence de traverses de cours d'eau	A – absence de traverses de cours d'eau (ponts et ponceaux)	0
	B – présence < 1 tous les 1000 m en moyenne	2
	C – présence > 1 tous les 1000 m en moyenne	3
A6 - Présence de mesures de protection contre l'érosion des berges	A – absence ou présence de mesures de protection contre l'érosion des berges dont la longueur $< 5\%$ du tronçon homogène (somme des deux berges)	0
	B – $5 \leq$ longueur $< 33\%$	3
	C – $33 \leq$ longueur $< 50\%$	6
	P1 – $50 \leq$ longueur $< 80\%$	9
	P2 – longueur $\geq 80\%$	12
A7 - Présence de digues (levées artificielles)	A – digues absentes (longueur $< 5\%$ de la somme des deux berges) ou distantes par rapport au chenal	0
	B – présence de digues situées à proximité du chenal ($5\% \geq$ longueur $< 50\%$)	3
	C – présence de digues situées à proximité du chenal ($50\% \geq$ longueur $< 66\%$)	6
	P1 - si les digues sont situées en haut de berges ($66\% \geq$ longueur $< 80\%$)	9
	P2 - si les digues sont situées en haut de berges (longueur $\geq 80\%$)	12
A8 - Rectification du tracé fluvial/dragage	A – pas d'altération dans le tracé du cours d'eau	0
	B – altération du tracé sur une longueur $< 10\%$	2
	C – altération du tracé sur une longueur $\geq 10\%$	3
	P1 – cours d'eau dragué/linéarisé sur une longueur $\geq 50\%$, mais $< 80\%$ (si une pénalité à A6 et/ou A7 n'est pas déjà appliquée)	9
	P2 – cours d'eau dragué/linéarisé sur une longueur $\geq 80\%$ (si une pénalité à A6 et/ou A7 n'est pas déjà appliquée)	12

A9 - Autres infrastructures de stabilisation du lit	A – absence de revêtements artificiels sur le lit ou de seuils rigides (seuils <1 à tous les n où n = 200/1000 m en moyenne pour une pente > 1% et ≤1%, respectivement ; revêtement dont la superficie < 15/25% pour un substrat imperméable et perméable, respectivement)	0
	B – seuils rigides >1n ; revêtement artificiel < 33/50%	3
	C – revêtement artificiel dont la superficie ≥ 33/50%	6
	P1 – revêtement artificiel dont la superficie ≥ 50/80%	9
	P2 – revêtement artificiel – imperméable – dont la superficie ≥ 80%	12
A10 - Retrait des sédiments (dragage)	A – absence de dragage dans un passé récent (<20 ans) et ancien (<100 ans)	0
	B1 – dragage dans un passé ancien (100 dernière années), mais pas récent (+- 20 ans)	3
	B2 – dragage dans un passé récent (+- 20 ans), mais pas ancien (100 ans)	6
	C – dragage dans un passé ancien (100 ans) et récent (20 ans)	8
A11 - Retrait du bois mort	A – pas de retrait du bois (< 20 ans)	0
	B – retrait partiel du bois (< 20 ans)	2
	C – retrait total du bois (< 20 ans)	5
A12 - Gestion de la bande riveraine et de la végétation aquatique	A – pas de coupe de la végétation riveraine dans un passé récent (< 20 ans) et des macrophytes dans un passé très récent (< 5 ans)	0
	B – coupe sélective ou totale de la végétation riveraine dans un tronçon < 50% dans un passé récent (< 20 ans) et absence/coupe partielle des macrophytes dans un passé très récent (< 5 ans); pas de coupe de la végétation riveraine, mais coupe partielle ou totale des macrophytes dans un passé très récent (< 5 ans)	2
	C – coupe totale de la végétation riveraine sur un tronçon > 50% dans un passé récent (< 20 ans); coupe sélective de la végétation riveraine sur un tronçon < 50% && coupe totale des macrophytes dans un passé très récent (< 5 ans)	5
C1 - Ajustement du style fluvial (indice de tressage ou de sinuosité*) depuis 1960	A - absence de changements significatifs	0
	B - changements > 25% et < 50%	3
	C - changements ≥ 50%	6
C2 – Ajustement de la largeur active depuis 1960	A - changements ≤ 15%	0
	B - changements >15-35% (non-confiné) ou > 15% (confiné)	3
	C - changements > 35% (non-confiné seulement)	6
C3 - Ajustement du niveau du lit depuis 1960	A - Changements négligeables du niveau du lit (≤ 0,5 m)	0
	B - Changements limités ou modérés du niveau du lit (0,5 > 3 m)	4
	C1 - Changements intenses du niveau du lit (> 3 m)	8
	C2 - Changements très intenses du niveau du lit (> 6 m)	12