

CRITÈRES DE SENSIBILITÉ AUX PRÉLÈVEMENTS D'EAU DE SURFACE

Rapport rédigé pour le Ministère de Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Par

André St-Hilaire, Claudine Boyer, Léa Parelle, et Camille Côté-Tardif

Novembre 2017

Référence : St-Hilaire, A., C. Boyer, L. Parelle et C. Côté-Tardif. 2017. Critères de sensibilité aux prélèvements d'eau de surface. INRS-ETE, Rapport Scientifique # 1764, rédigé pour le Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques du Québec. iii + 39 pages, 1 annexe.

© INRS, Centre - Eau Terre Environnement, 2018
Tous droits réservés

ISBN : 978-2-89146-895-4(version électronique)

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2018
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives Canada, 2018

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION	1
2	NOTION DE SENSIBILITÉ	2
2.1	Définition	2
2.2	Résistance du système	5
2.2.1	Résistance naturelle	5
2.2.2	Résistance actuelle	5
2.3	Réponse et résilience	7
2.4	Définir une échelle de sensibilité globale	8
3	CRITÈRES D'ÉVALUATION DE LA SENSIBILITÉ (RÉSISTANCE ET RÉSILIENCE)	8
3.1	État de référence	9
3.2	Critères hydrologiques	9
3.2.1	Indices hydrologiques fixes	10
3.2.2	Indices hydrologiques multiples décrivant le régime hydrologique	11
3.3	Critères biologiques	16
3.3.1	L'indice d'intégrité biotique (IIB) appliqué aux poissons	17
3.3.2	L'indice d'intégrité biotique (IIB) appliqué aux invertébrés	19
3.3.3	L'indice d'invertébré lotique pour l'évaluation des débits (LIFE) (« Lotic-Invertebrate Index for Flow Evaluation »)	20
3.3.4	L'Indice Invertébrés MultiMétrique d'évaluation de l'état écologique (indice I2M2)	20
3.3.5	Le Fuzzy Index of Ecosystem Integrity (FINE)	21
3.4	Critères géomorphologiques et hydrauliques	22
3.4.1	Relation entre la géométrie du chenal et le débit	23
3.4.2	La connectivité avec l'eau souterraine	23
3.5	Critères de qualité de l'eau	24
3.6	Méthodes hybrides	25
3.6.1	Approche écohydrologique	25
3.6.2	Méthode hybride : évaluation quantitative et la modélisation des habitats aquatiques	25
3.7	Les approches globales	28
4	CLASSIFICATION DES COURS D'EAU ET SENSIBILITÉ AUX PRÉLÈVEMENTS	30

4.1	Considération de l'échelle spatiale et survol de quelques approches de classification des cours d'eau	30
5	CHANGEMENTS CLIMATIQUES	32
6	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	33
7	RÉFÉRENCES	36
ANNEXE: TABLEAU DES CRITÈRES		A

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Exemples de caractéristiques physiques intrinsèques aux bassins versants et de variables hydromorphologiques et biologiques des cours d'eau qui influencent la résistance naturelle.	6
Tableau 2.	Pressions appliquées sur le système et influençant sa résistance initiale (effets sur l'hydrologie, l'hydraulique, le transport de sédiments, la morphologie des rivières et vallées et les habitats)	7
Tableau 3.	Exemples d'indices hydrologiques	12
Tableau 4.	Liste des métriques sélectionnées par Simon (1989) pour évaluer les communautés ichthyoplanctoniques des eaux douces d'Amérique du Nord	18
Tableau 5.	Liste des métriques sélectionnées par St-Jacques et Richard (2000) pour former l'indice d'intégrité biologique à partir des caractéristiques des communautés ichthyologiques (adapté de Karr, 1991).....	19
Tableau 6.	Liste des métriques sélectionnées par Fore <i>et al.</i> (1996)	20
Tableau 7.	Classification pour la protection des débits réservés (Belzile <i>et al.</i> 1997)	27
Tableau 8.	Évolution de l'aire pondérée d'habitat utile pour trois stades de vie de la truite commune pour le mois d'août. Le débit fournissant le plus grand habitat est 40 cfs (Bovee 1982)	27

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Normes plausibles suggérées pour assurer des niveaux de protection écologique moyens à élevés (Richter, 2010).	16
Figure 2.	Représentation schématique de l'approche ELOHA (source: Kendy <i>et al.</i> , 2012).	30

La Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés (Chapitre C-6.2) considère que l'eau est indispensable à la vie et qu'elle est une ressource vulnérable et épuisable. Elle considère également que l'eau (quantité et qualité) est une ressource à préserver et que sa gestion doit être améliorée afin de répondre aux besoins des générations actuelles et futures. Une mauvaise gestion des prélèvements, surtout en période d'étiage, peut modifier considérablement l'hydrologie du cours d'eau et dégrader les écosystèmes présents (*Oki, D.C. et al. 2006*). De plus, dans un contexte de changement climatique où les risques d'étiages estivaux plus sévères et plus longs sont élevés (CEHQ, 2015), il est essentiel d'établir une gestion durable des prélèvements d'eau afin d'assurer la saine utilisation de cette ressource collective et de répondre aux besoins multiples tout en préservant le milieu. L'un des mandats du Ministère de Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) est effectivement *d'assurer la protection des ressources en eau en prenant compte du principe de précaution et des effets des changements climatiques tout en conciliant les besoins d'alimentation en eau potable, la protection des écosystèmes aquatiques et les autres usages de l'eau.*

La question de sensibilité des cours d'eau s'inscrit dans ce contexte. Ainsi, le MDDELCC souhaite instaurer une meilleure gestion des prélèvements d'eau qui s'appuie sur une classification des cours d'eau selon leur sensibilité à ces prélèvements. Cette classification comprend l'attribution de niveaux de sensibilité qui tiennent compte de l'amplitude des impacts associés aux variations de débit liées aux prélèvements. L'identification et la justification des critères, caractérisant différents aspects de la sensibilité des cours d'eau face aux prélèvements, constituent une étape préliminaire de cette classification. La classification vise d'abord la région du Québec méridional.

Ce rapport présente une série de critères qui ont été répertoriés à travers une lecture d'articles scientifiques. Des recommandations à la fin du rapport précisent les critères considérés comme appropriés pour le contexte hydrologique et réglementaire du Québec. Ces recommandations permettront de guider les réflexions qui suivront concernant l'applicabilité des seuils de chaque critère de la classification.

2.1 DÉFINITION

La sensibilité des rivières peut être définie sous différents aspects et points de vue. Le concept de sensibilité réfère de façon globale à la capacité d'un système (des rivières, tronçons de rivière, écosystèmes) à s'ajuster à différents types de pressions naturelles et/ou anthropiques sans perdre ses attributs et ses fonctions, sans modification notable de ses caractéristiques biotiques et abiotiques. Elle est une caractéristique du système qui combine sa « capacité à tolérer une pression externe (résistance) et le temps nécessaire à sa récupération suite à une dégradation (résilience) » (La Rivière *et al.* 2015). La définition de sensibilité inclut donc ces deux concepts de résistance et de résilience qui seront détaillés plus loin dans le rapport.

La sensibilité d'un cours d'eau peut-être documentée de différents points de vue :

D'un point de vue hydrologique: La sensibilité d'une rivière à des prélèvements d'eau peut être en partie évaluée de manière quantitative par des rapports entre débits ou volumes d'eau disponibles et prélevés. La disponibilité de la ressource en eau et la demande pour celle-ci varie dans le temps et l'espace. Dans une étude mondiale, Vörösmarty *et al.* (2000) ont défini le débit disponible aux humains comme la somme des débits de surface et des aquifères peu profonds. Ils ont ensuite utilisé le rapport entre les débits prélevés (actuels ou futurs) et les débits disponibles pour évaluer la sensibilité des cours d'eau aux changements du climat et de la demande pour la ressource. Leurs modélisations indiquent que l'accroissement pour la demande en eau produisait des effets plus marqués que le climat seul.

La sensibilité d'un cours d'eau évolue aussi en lien avec les fluctuations annuelles de ce ratio volume prélevé / volume disponible. Les périodes d'exacerbation annuelle de cette sensibilité sont les périodes d'étiage (hivernal et estival) où la disponibilité en eau est faible et où la demande pour la ressource peut être importante. D'autres variabilités temporelles de la sensibilité de la rivière aux prélèvements sont associées aux extrêmes climatiques (ex. sécheresse prolongée ou atypique) qui ajoutent une pression supplémentaire sur le système. On compare souvent les cours d'eau plus ou moins sensibles en examinant le rapport entre une statistique décrivant l'étiage et un débit moyen (module) ou médian interannuel. Par exemple, le rapport entre le 7Q2 et le module peut permettre une comparaison entre cours d'eau ou même entre la portion amont et aval d'un même cours d'eau, lorsque les données sont disponibles.

À l'échelle de la rivière, il existe fréquemment un gradient négatif de la sensibilité d'un cours d'eau aux prélèvements de l'amont vers l'aval, avec une augmentation de la disponibilité en eau suivant ce gradient. Cependant, en terme relatif, il est possible que les tronçons de cours d'eau situés plus en amont soient parfois moins sensibles que ceux en aval. Par exemple, dans certains cas, l'apport relatif en eau souterraine au cours d'eau est supérieur en amont, ce qui peut rendre ces tronçons moins sensibles aux aléas du climat et aux prélèvements en rivière.

D'un point de vue hydromorphologique (transport des sédiments et changements morphologiques): Les systèmes fluviaux s'ajustent à une gamme de processus complexes et interdépendants agissant à différentes échelles. Ces processus sont fonction des variables hydrologiques et sédimentologiques et du contexte biophysique qui contrôlent et modulent la réponse des unités hydrodynamiques. Le climat et les activités humaines jouent un rôle fondamental sur la stabilité du lit et des berges des rivières en agissant directement sur le régime hydrologique qui façonnent(?) son tracé et ses dimensions. Dans un contexte de changements climatiques, où l'on anticipe une accentuation des étiages (exacerbé par des prélèvements en eau) mais aussi une augmentation de la fréquence des débits de forte ampleur, la dynamique des apports sédimentaires et des ajustements morphologiques des cours d'eau et de l'érosion des berges sera modifiée (Ouranos, 2010; Boyer *et al.*, 2010).

La sensibilité géomorphologique d'un cours d'eau varie spatialement le long de son parcours et de son réseau. La zone de transition entre les secteurs montagneux et la plaine est potentiellement plus sensible morphologiquement à cause de la forte dynamique d'ajustement de ces secteurs. Les ajustements de ces segments de rivières sont typiquement variables dans le temps et dans l'espace en réponse aux variables de contrôle qui agissent et modulent l'amplitude et le type d'ajustements et à la discontinuité spatiale des éléments (Fryirs *et al.*, 2009; Toone *et al.*, 2013). À une échelle plus fine, certains tronçons de ces cours d'eau s'ajusteront plus fréquemment aux fluctuations des débits liquides et solides alors que d'autres seront plutôt stables dans le temps malgré les changements dans le débit.

La variation temporelle des débits est aussi importante dans le façonnement du chenal des rivières. Par exemple, le maintien prolongé des conditions de faibles débits favorise la colonisation des bancs d'accumulation par les végétaux et la stabilisation de ces formes. Par effet de rétroaction, l'érosion des rives opposées au banc peut être exacerbée lorsque des débits élevés se produisent. Les tronçons de cours d'eau dominés par l'accumulation sédimentaire sont ainsi potentiellement plus sensibles aux fluctuations des débits et aux ajustements morphologiques. La largeur relative du chenal (par rapport à un référentiel local) et les bancs d'accumulation sont des indicateurs importants des processus d'érosion

des berges et du continuum sédimentaire et donc des ajustements fluviaux et de la mobilité des rivières en réponse aux changements de débits.

Du point de vue écologique: Les écosystèmes des rivières ont une sensibilité différente aux fluctuations spatio-temporelles des variables hydromorphologiques. Certains chercheurs ont commencé à s'intéresser à définir la sensibilité d'un cours d'eau à différentes pressions par le truchement de leurs impacts, plus ou moins grands, sur les structures et les fonctions des écosystèmes lotiques. Les structures réfèrent aux caractéristiques comme par exemple la forme du chenal et la qualité de l'eau, alors que les fonctions incluent des processus comme le métabolisme, la décomposition de la matière organique, la production primaire et secondaire, etc. Les indicateurs associés à cette dernière représentation de la sensibilité d'un cours d'eau sont en développement (Von Schiller *et al.*, 2017). Il est clair que dans un contexte de prélèvements, l'impact sur les structures est plus facile à évaluer quantitativement que celui sur les fonctions écosystémiques.

La plage de conditions hydrauliques et de qualité de l'eau que peut tolérer, à court ou long terme, les différentes espèces de poisson est variable. Il en est de même de leur résilience et capacité à s'adapter à de nouvelles conditions. Ainsi, la sensibilité globale d'un système à la réduction des débits et à l'augmentation des températures peut être accrue en lien avec la présence d'organismes vivants ectothermes (ex. : les salmonidés) sensibles aux températures de l'eau élevées. La compréhension de la résilience écologique et la capacité d'un système écologique à absorber les perturbations sans s'effondrer et se réorganiser dans un état écologique différent sont essentielles en raison des changements climatiques et des modifications rapides dans l'utilisation du sol et de la ressource en eau (Fryirs, 2017 citant Gunderson *et al.*, 2010).

La diversité biologique d'un milieu est souvent liée avec la variabilité morphologique, hydraulique et dynamique d'un milieu. À titre d'exemple, les zones de confluence avec des tributaires de cours d'eau ont un potentiel élevé d'abriter plusieurs espèces, si la qualité de l'eau n'est pas compromise par des polluants. La qualité de ces secteurs est dépendante des débits provenant des deux cours d'eau qui se joignent. La modification des conditions dans les deux sous-bassins peut fragiliser la qualité de l'habitat dans ces zones de confluence. Si un cours d'eau originellement froid se réchauffe, en lien avec des prélèvements excessifs, il ne contribue plus à améliorer localement la qualité de l'eau du cours d'eau récepteur. La confluence devient alors non favorable pour certaines espèces de poisson qui dépendent de ces refuges.

La combinaison des points de vue est essentielle pour bien évaluer la sensibilité des cours d'eau aux prélèvements, estimer les impacts possibles de ceux-ci sur les différentes composantes du cours d'eau et faire le suivi des impacts réels associés aux modifications des débits.

2.2 RÉSISTANCE DU SYSTÈME

2.2.1 Résistance naturelle

À l'état naturel, les systèmes ont des caractéristiques qui les rendent plus ou moins résistants aux modifications du climat (précipitation + température) et à l'altération des débits en lien avec les activités humaines. La résistance peut se définir globalement à l'échelle d'un bassin (géologie, relief, etc.), d'une rivière (variation amont - aval; contribution des tributaires, contraction de la vallée (accès ou non à la plaine inondable), etc.) et d'un tronçon (géométrie du chenal, largeur et profondeur de la coupe transversale; taille des sédiments; présence de zone d'accumulation; etc.).

Les caractéristiques physiques intrinsèques du bassin versant contrôlent la réponse et la dynamique hydrologique et sédimentaire des cours d'eau (échelle globale et locale), influencent la morphologie rivières et vallées et ultimement la composition physico-chimique de l'eau et les écosystèmes aquatiques (notamment la température de l'eau). Ces derniers sont aussi adaptés aux conditions locales et ont des conditions limites au-delà desquelles l'adaptation est compromise. Le tableau 1 résume quelques-unes des caractéristiques physiques et biologiques intrinsèques aux bassins versants et cours d'eau qui influencent sa résistance naturelle. La résistance des écosystèmes locaux dépend des fluctuations hydrologique, hydromorphologiques, sédimentologiques et de qualité de l'eau (ex. : température). La résistance globale peut être évaluée pour différentes variables biologiques listées au tableau 1.

2.2.2 Résistance actuelle

La résistance naturelle d'un système peut être affaiblie par la présence des pressions anthropiques (tableau 2). La pression sur le système inclue les prélèvements existants (retenues et restitutions) mais aussi d'autres types de modifications altérant directement ou indirectement les débits (contrôle, utilisation du sol et superficie imperméabilisée), la morphologie du cours d'eau (ex. redressement, pont) et de la vallée ou la qualité de l'eau (ex. : pollution locale et diffuse). Les pressions existantes interfèrent avec la résistance naturelle du système et agissent sur sa capacité de répondre à une nouvelle modification des débits. La résistance actuelle du système comprend donc à la fois sa résistance naturelle et le niveau de

pression sur celui-ci. La pression qui est associée à l'ajout de nouveaux prélèvements peut ainsi générer des impacts différents selon la résistance actuelle, bien qu'initialement le système ait des caractéristiques similaires.

La contribution relative des eaux souterraines dépend des caractéristiques intrinsèques du milieu et des pressions appliquées sur le système. Ainsi, les prélèvements d'eau dans la nappe phréatique et les cours d'eau peuvent interférer à la fois sur la dynamique de recharge de la nappe et celle des échanges nappe et rivière.

Caractéristiques physiques intrinsèques aux bassins versants :

- o Géologie et dépôts de surface (quaternaire): effet sur infiltration et hydrogéologie;
- o Topographie (pente, élévation, vallée);
- o Hydrologie du bassin (surface contribuant au ruissellement et surface contribuant à la recharge de la nappe phréatique);
- o Surface de drainage : superficie, ordre du cours d'eau, forme du réseau (déterminante en ce qui a trait à la forme de l'hydrogramme événementiel), superficie des lacs, marais naturels.

Cours d'eau :

Global

- o Position dans le réseau de drainage globale (ordre du cours d'eau);
- o Pente du cours d'eau;
- o Type de cours d'eau;
- o Regime hydrologique (flashy to base flow).

Tronçon : variables hydromorphologiques

- o Variables dynamiques : puissance (« stream power »), transport sédiment;
- o Forme de la coupe transversale et accumulation sédimentaires;
- o Variables sédimentaires : taille sédiments.

Tronçon : variables biologiques $\Rightarrow$ sensibilité aux Δ eau, sédiments et qualité de l'eau (ex : température)

- o Types et caractéristiques des plantes;
- o Types et caractéristiques des invertébrés aquatiques;
- o Types et caractéristiques des poissons.

Tableau 1. Exemples de caractéristiques physiques intrinsèques aux bassins versants et de variables hydromorphologiques et biologiques des cours d'eau qui influencent la résistance naturelle.

- o Utilisation du sol: superficie relative imperméabilisée, utilisée pour l'agriculture ou occupée par la forêt (effet croissant sur infiltration et décroissant sur ruissellement).
- o Réservoirs et autres types de retenu en rivière: délai sur les crues (effet tampon sur écoulement surface), discontinuité sédimentaire, bri dans la connectivité des habitats, etc.
- o Prélèvements (cours d'eau et nappe souterraine) et restitution : modification du régime hydrologique à différentes échelles temporelles et spatiales.
- o Utilisation de la plaine inondable: remplissage et occupation des milieux humides, contraintes physiques limitant le débordement de la rivière dans la plaine (ex : levés), etc.

Tableau 2. Pressions appliquées sur le système et influençant sa résistance initiale (effets sur l'hydrologie, l'hydraulique, le transport de sédiments, la morphologie des rivières et vallées et les habitats)

2.3 RÉPONSE ET RÉSILIENCE

La résilience fait appel à la rapidité de réponse et d'ajustement du système (ajustement rapide à nul) suite à une altération de la variable maîtresse du système fluvial, le débit, ou des caractéristiques physicochimiques du milieu. La réponse du système et le degré d'impact dépend de la durée, de la fréquence et de l'échelle spatiale d'exposition de l'habitat à la pression, ainsi que de l'amplitude de la pression en tant que telle (La Rivière, 2015).

L'augmentation des prélèvements provoque une réduction des débits plus ou moins importante et variable dans le temps. La réponse des caractéristiques du cours d'eau et des écosystèmes aquatiques à cette pression peut prendre théoriquement trois directions: 1) le système reste relativement stable malgré la perturbation hydrologique, 2) il s'adapte graduellement aux nouvelles conditions hydrologiques ou 3) il se transforme fortement et les écosystèmes perdent rapidement leur capacité de résilience et il y a déclin de l'état du système par rapport à la situation avant la nouvelle perturbation hydrologique. On peut supposer que la catégorie 2 puisse être subdivisée en 2 nouvelles classes (ou plus) en fonction du temps d'ajustement.

La réponse aux modifications hydrologiques peut être regardée sous différents aspects comme discuté précédemment. Les aspects liés à la qualité de l'eau et à la composition des écosystèmes sont les plus sensibles compte tenu qu'ils sont soumis à la fois les effets directs d'une réduction des débits et aux effets indirectes de ces modifications (réduction) tant sur la dynamique du transport des sédiments et des ajustements morphologiques que sur les échanges avec la nappe souterraine et avec la plaine inondable. S'il apparaît au premier abord positif de réduire la dynamique de la rivière, les espèces qui se trouvent dans un milieu y sont adaptés à un certain niveau de fluctuations naturelles. Réduire la dynamique peut conduire à favoriser des assemblages d'espèces différents de ce qu'on trouve naturellement dans la rivière (Poff and Allen, 1995).

2.4 DÉFINIR UNE ÉCHELLE DE SENSIBILITÉ GLOBALE

L'attribution d'un degré de sensibilité global d'un cours d'eau ou de tronçons repose sur les deux concepts de résistance et la résilience. L'élaboration d'un système de classification basé sur la sensibilité aux modifications du régime des débits, en lien principalement avec les prélèvements d'eau mais aussi les changements climatiques, nécessite d'élaborer une banque de critères permettant de catégoriser la résistance et la résilience sous différents point de vue. Globalement, les classifications actuelles considèrent peu les aspects de réponse et résilience des systèmes.

3 CRITÈRES D'ÉVALUATION DE LA SENSIBILITÉ (RÉSISTANCE ET RÉSILIENCE)

Dans cette section, les principaux critères de détermination des débits environnementaux ou des prélèvements maximums sont brièvement décrits. Ces critères ont été développés afin d'évaluer de manière quantitative la réponse et la sensibilité d'un cours d'eau à une modification de son régime hydrologique. Un tableau fourni en annexe résume aussi cette liste, avec en plus, une première évaluation de leur applicabilité au Québec et de l'impact que pourraient avoir les changements climatiques sur ces critères.

Quatre types de critères permettant d'évaluer de manière quantitative une ou des sensibilité(s) des rivières aux prélèvements ont été identifiés. Tout d'abord, les critères hydrologiques sont basés sur l'analyse de séries chronologiques de débit. La majorité de ces critères sont basés sur le calcul de statistiques descriptives, souvent appelés indices hydrologiques ou indices d'altération hydrologiques. Ils peuvent se limiter au calcul d'une ou plusieurs statistique(s) décrivant les étiages, qui peuvent servir de valeur plancher. Au cours des dernières décennies, le paradigme du débit naturel (voir ci-dessous) s'est imposé comme alternative aux méthodes hydrologiques univariées. L'approche permet de définir un régime hydrologique environnemental plutôt qu'une seule valeur minimum. Les approches hydrologiques nécessitent toutefois de grandes plages de données pour une bonne précision. Cette précision a été peu souvent évaluée dans les études antécédentes. Les critères biologiques permettent de décrire de manière plus globale le niveau de sensibilité du cours d'eau en étudiant notamment les fonctions écosystémiques, les communautés d'espèces présentes ou une espèce en particulier (et son habitat) en mesurant ou modélisant leur réaction à une éventuelle diminution du débit. Néanmoins, ces critères nécessitent un grand budget de mise en œuvre. Enfin des critères géomorphologiques et de qualité de

l'eau ont été également retenus. Ceux-ci dépendent à la fois des caractéristiques du milieu (ex. : géologie) et de la pression appliquée sur celui-ci.

Le choix des critères de sensibilité est basé sur de nombreux facteurs parmi lesquels les principaux sont : 1) La disponibilité des données ; 2) l'échelle spatiale d'application (région, bassin versant, tronçon) ; 3) L'échelle temporelle d'application (année, saison, mois) ; 4) Les cadres législatifs et réglementaires existants.

Si plusieurs critères sont choisis pour évaluer la sensibilité, il faudra s'assurer que les critères ne sont pas corrélés entre eux afin d'éviter la redondance d'information. D'autre part, les critères ne doivent pas trop surévaluer ou sous-évaluer les seuils limites de prélèvements afin de trouver le meilleur compromis entre le besoin de maximiser les prélèvements destinés à différents usages et priorités et l'obligation de minimiser les impacts négatifs pour le milieu.

3.1 ÉTAT DE RÉFÉRENCE

Il est important de reconnaître que dans le Québec méridional, les barrages ne sont qu'une des nombreuses perturbations qui peuvent influencer les débits des cours d'eau. Dans les études comme celles de Daigle *et al.* (2011) et Caissie *et al.* (2007), les auteurs ont ciblé leurs analyses sur des régimes hydrologiques « naturels » pour le calcul des indices et ont ainsi éliminé les rivières aménagées dans leurs analyses. Pour une application complète au Québec, il faudrait définir l'état de référence hydrologique que l'on juge « acceptable » car les cours d'eau avec régimes hydrologiques naturels sont en nombre insuffisant dans le Québec méridional pour permettre de définir l'état de référence à partir des débits observés. Cet état de référence « acceptable » pourra aussi être utilisé pour les différents critères servant à définir la sensibilité du système. Ces aspects sont discutés dans le rapport portant sur les impacts cumulatifs des prélèvements (Boyer et St-Hilaire, 2017).

3.2 CRITÈRES HYDROLOGIQUES

Les critères hydrologiques sont utilisés pour évaluer l'altération hydrologique par rapport à des conditions antérieures (ou de références) et comme indicateurs pour évaluer la sensibilité hydrologique des cours d'eau aux pressions anthropiques associées notamment aux prélèvements d'eau. Les critères se limitent fréquemment au calcul d'une ou plusieurs statistique(s) décrivant principalement les étiages mais sont utilisés de plus en plus pour décrire différents aspects de l'hydrogramme.

3.2.1 Indices hydrologiques fixes

3.2.1.1 *Débit minimum à préserver*

Le débit minimum à préserver fixe l'altération hydrologique maximale tolérée pour une variété de cours d'eau sans considération de leur sensibilité spécifique.

De nombreuses juridictions utilisent des variantes de la méthode de Tennant (1976), qui consiste à identifier un indice hydrologique unique servant de valeur plancher, en-deçà de laquelle aucun prélèvement n'est permis. Le débit moyen annuel (ou module annuel) sert le plus fréquemment de repère pour fixer les pourcentages de prélèvement. Ces approches ne s'appuient généralement pas sur une analyse exhaustive de la variabilité hydrologique des cours d'eau ni sur leur sensibilité aux prélèvements. Cependant, Tennant (1976) a comparé certaines métriques pour différents cours d'eau américains en évaluant la santé de la population de poissons et la qualité de l'eau pour différentes valeurs de débit. Il a conclu qu'un débit environnemental correspondant à 10% du module est un minimum pour la survie de la plupart des formes de vie aquatique. 30% du module permet un meilleur maintien des fonctions écosystémiques et 60% du module garantit une excellente qualité d'habitat pour la majorité des espèces aquatiques, selon l'étude de Tennant (1976).

Au Canada, plusieurs de ces métriques ont été et sont toujours utilisées. Par exemple, le débit minimum de durée 7 jours et de récurrence 2 ans (7Q2) est utilisé au Québec. D'autres provinces utilisent un certain pourcentage (faible) du module, ou le débit médian associé à une période de faible hydraulicité (e.g. Q50 du mois d'août). Hardwood *et al.* (2014) ont tabulé quelques-uns de ces critères pour différentes provinces canadiennes.

3.2.1.2 *Courbe des débits classés*

Plusieurs des critères hydrologiques utilisés doivent être extraits de la courbe des débits classés. Cette dernière peut aussi être utilisée dans son entièreté afin de déterminer la sensibilité d'un cours d'eau aux prélèvements puisque la probabilité empirique au dépassement de chaque valeur de débit mesurée est identifiée.

Au Royaume-Uni, les percentiles Q95, Q70, Q50 et Q30 (plus élevé) du régime hydrologique naturel sont définis et utilisés pour décrire les indices de débits environnementaux («environmental flow indices», EFI) et déterminer des seuils d'altération hydrologique acceptable à différentes périodes. D'autres indices ont

été utilisés pour discriminer globalement les bassins versants d'un point de vue hydrologiques (tableau 3).

Certaines provinces Canadienne utilisent le débit médian (annuel ou mensuel) comme valeur repère pour estimer des valeurs limite de prélèvement. En Saskatchewan l'allocation maximale est fixée à la valeur médiane du débit. Le Nouveau-Brunswick utilise un pourcentage (70%) de la médiane de chaque mois comme valeur seuil pour arrêter les prélèvements. À l'Île-du-Prince-Édouard, le seuil de 70% du débit médian mensuel est aussi utilisé. D'autres, comme la province de Terre-Neuve et du Labrador, utilise le 25^e percentile de chaque débit mensuel. En Alberta, la valeur finale de débit réservé est choisie comme étant la plus grande entre une réduction de 15% du débit instantané, ou le débit dépassé 80% du temps sur la base d'un pas de temps mensuel ou hebdomadaire, selon la disponibilité des données (Locke et Paul, 2011).

L'approche de débit classée ne tient pas compte du moment de leur occurrence et de la forme de l'hydrogramme et ne permet donc pas de préserver celle-ci.

3.2.1.3 Approche CAMS (« Catchment Abstraction Management Strategies »)

L'approche CAMS (Dunbar *et al.*, 2004) développée au Royaume-Uni s'appuie aussi sur une courbe des débits classés. Avec cette méthode, une courbe de débits classés est définie comme cible de conservation, de laquelle découlent les niveaux de prélèvements acceptables en comparant la courbe ciblée avec la courbe obtenue à partir des débits naturels (ou à partir des débits sans les prélèvements anticipés). Cependant, dans son rapport, Harwood *et al.* (2017) souligne qu'il y a une incertitude associée aux courbes de débits classés qui fait qu'il y a un décalage entre les débits produits par CAMS et l'impact aux écosystèmes.

3.2.2 Indices hydrologiques multiples décrivant le régime hydrologique

Suite à la parution de l'article de Richter *et al.* (1997) intitulé « How much water does a river need ? », les hydrologues et écologistes ont développé des approches permettant de prendre en compte une gamme élargie de propriétés de l'hydrogramme annuel à conserver. Ce fut la naissance du paradigme du débit naturel (Poff *et al.*, 1997). Selon ce paradigme, le régime hydrologique post-prélèvement devrait pouvoir conserver certains attributs du régime hydrologique naturel du cours d'eau. Pour ce faire, lors des prélèvements, il est important de conserver les caractéristiques des événements hydrologiques. Lesquels

Indices hydrologiques fixes	
Quelques exemples d'indices utilisés pour définir les prélèvements possibles	➤ QMA (débit moyen annuel) ➤ QMP (débit moyen sur la période) ➤ Q50, Q50 aout Q50 sept ➤ UK : Q70, Q50 et Q30 Faibles débits : ➤ UK: Q95 ➤ Canada : 7Q10, 7Q2, Q90, 7Q5 ➤ Min annual 7 days minimum (7Qmin) ➤ Indices distincts pour les étiages estivaux et hivernaux
Indices hydrologiques multiples (hydrogramme annuel)	
Groupement des d'indices hydrologiques en 5 catégories (liste par catégorie dans Richter <i>et al.</i> , 1997)	32 indices sont pertinents pour les écosystèmes aquatiques ➤ Amplitude ➤ Fréquence (faible et/ou fort débits) ➤ Durée (faible et/ou fort débits) ➤ Occurrence (faible et/ou fort débits) ➤ Variabilité (Taux de changement de Q et fréquence)
Québec et provinces de l'atlantique: Exemple Daigle <i>et al.</i>, 2011 Sélection d'indices hydrologiques caractérisant les <u>faibles débits</u> (non redondants). Pour distinguer les régions géographiques et hydrologiques, et les zones de drainage	➤ Débit journalier minimum annuel d'occurrence 5 ans ($m^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) ➤ Moyenne des minimums de tous les débits de mars sur la totalité de la plage de données ($m^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) ➤ Minimum des 90 jours consécutifs divisé par la médiane sur l'ensemble de la période ➤ Médiane des durées annuelles moyennes des événements sous le 25^{ème} percentile pour l'ensemble de la période (jour) ➤ Moyenne du nombre d'événement où le débit est en-dessous de 5% du débit moyen pour l'ensemble de la période ➤ Moyenne de la date des 7 débits minimum journaliers annuels (jour julien) ➤ Moyenne des coefficients de variation des débits journaliers pour chaque année ➤ Coefficient de variation du débit mensuel minimum annuel calculé de juillet à Septembre
USA : Exemple Weiskel <i>et al.</i>, 2010 Sélection d'indices hydrologiques (non redondants) Pour quantifier l'altération hydrologique potentielle en lien avec les prélèvements	➤ Median January flow, percent alteration (no reservoir withdrawals) ➤ Median April flow, percent alteration (no reservoir withdrawals) ➤ Median August flow, percent alteration (no reservoir withdrawals) ➤ Median October flow, percent alteration (no reservoir withdrawals) ➤ Annual 7-day minimum flow, percent alteration (no reservoir withdrawals) ➤ Low-pulse count, percent alteration (no reservoir withdrawals): number of times per year that flow is below the unaffected Q75 ➤ Low-pulse duration, percent alteration (no reservoir withdrawals): mean annual duration (in days) of periods when flow is below the unaffected Q75 ➤ Annual relative net demand, in percent (with reservoir withdrawals) ➤ Water-use intensity, in percent (with reservoir withdrawals)
UK : Acreman <i>et al.</i>, 2006 Pour discriminer globalement les bassins versants en fonction des caractéristiques hydrologiques (et non pour d'évaluer des impacts spécifiques).	➤ Mean flow (MF) ➤ Q95 ➤ Skewness (MF/Q50) also reflects average flow magnitude and high flow magnitude (it is well correlated with the Q10 flow used indicator for high flow magnitude) ➤ Average annual volume of flows events (3 x Q50) ➤ Average annual duration of flows events (3 x Q50) ➤ Average annual frequency of flow events (3 x Q50)

Tableau 3. Exemples d'indices hydrologiques

sont définis quantitativement par des indices hydrologiques provenant de cinq catégories : l'amplitude, la fréquence, la durée, la variabilité et l'occurrence. Différents ensembles d'indices ont été déterminés pour décrire au mieux ces cinq caractéristiques. Voici des exemples d'application de méthodes hydrologiques.

3.2.2.1 Méthode du "Range of Variability Approach" (RVA)

La méthode du « Range of Variability Approach » (Yan *et al.*, 2014) permet d'étudier différents aspects de l'altération hydrologique de la rivière.

Richter et al. (1998) ont utilisé cette méthode pour montrer l'influence hydrologique de la présence des réservoirs sur les rivières Colorado et Green. Ils mettent en évidence six paramètres qui permettent de décrire le degré d'altération du milieu :

- Minimum annuel
- Débit moyen des 30 jours où les débits sont les plus faibles
- Moyenne des périodes où l'hydrogramme dépasse le 75^{ème} percentile des débits journaliers
- Date d'occurrence du maximum annuel
- Date d'occurrence du minimum annuel
- Fréquence à laquelle l'hydrogramme change de signe de pente (e.g. augmentation du débit vs. courbe de récession).

Dans l'approche originale, 32 indices hydrologiques sont considérés. L'objectif de cette méthode est de voir si les valeurs d'un paramètre dans le régime influencé par les prélèvements sont incluses au sein de leur intervalle de variabilité pré-prélèvements. Les bornes de cet intervalle sont déterminées en fonction de la distribution empirique de l'indice hydrologique calculé sur une base annuelle, saisonnière ou mensuelle. L'intervalle peut inclure toute la gamme des valeurs calculées avant les prélèvements ou les bornes peuvent être plus restrictives (espace interquartile, par exemple). Cependant, la plage des données nécessaire pour analyser correctement les paramètres doit être d'au moins 20 ans. En effet, la période d'enregistrement des données doit être suffisamment grande pour décrire au mieux l'état de l'écoulement naturel avant les perturbations. Cela signifie que la durée des chroniques de débit n'est pas le seul critère à considérer. L'ancienneté de la période d'enregistrement est aussi cruciale. La période qui précède les perturbations (prélèvements) doit être suffisamment longue pour permettre de capturer la variabilité hydrologique dans son ensemble, en incluant les étiages sévères.

Une série synthétique post-prélèvement peut être générée à partir de modèles hydrologiques, prenant en compte les prélèvements escomptés. Par la suite, pour chaque indice, un pourcentage est calculé; il représente la portion pour laquelle la valeur de l'indice se situe à l'intérieur de l'intervalle. Un signe positif ou négatif lui est assigné afin de décrire si les valeurs annuelles se situent à l'intérieur de l'intervalle plus

ou moins souvent qu'attendu. Le pourcentage d'altération est obtenu en faisant la moyenne du pourcentage des six indices. Enfin, le degré d'altération peut être déterminé en comparant ce pourcentage aux trois classes d'altération définies :

- 0 – 33 % : légère ou aucune altération
- 34 – 67 % : altération modérée
- 68 – 100 % : altération sévère

Arthington (2012), note que ces degrés d'altération ne sont pas basés sur des préceptes écologiques. Un certain suivi des conditions écologiques associées avec la définition des classes d'altération serait ainsi souhaitable, selon elle.

3.2.2.2 « *Hydroecological Integrity Assessment Process* » (HIP)

Le USGS a développé un processus d'évaluation de l'intégrité hydroécologique (« Hydroecological Integrity Assessment Process » (HIP)) basé sur des indices hydrologiques (Henriksen *et al.*, 2006). Le processus est utilisé pour identifier onze indices clés et non-redondants pour caractériser les différentes composantes du régime (amplitude, fréquence, durée et l'occurrence des événements et la variabilité). Les indices diffèrent selon le type de cours d'eau. L'évaluation peut être faite à l'échelle d'un état ou d'une région. Le logiciel "Indicators of Hydrologic Alteration (IHA)" du Nature Conservancy's analyse ensuite l'altération du régime hydrologique. <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/indicators-hydrologic-alt.aspx>)

3.2.2.3 *Indices hydrologiques caractérisant les faibles débits*

L'étude menée par Daigle *et al.* (2011) s'est focalisée sur le fonctionnement hydrologique pendant les périodes d'étiage. Ils ont utilisé une approche multivariée pour identifier les indices hydrologiques importants pour décrire les faibles débits à l'échelle régionale (Québec et les provinces de l'atlantique). Parmi 71 paramètres analysés et décrivant l'amplitude, la durée, l'occurrence, la variabilité et la fréquence des événements, huit ont été retenus. Ces huit indices hydrologiques sont faiblement corrélés entre eux et décrivent au mieux les caractéristiques des débits d'étiage de la région du Québec et de l'Est du Canada. Les indices retenus sont présentés au tableau 3.

Caissie *et al.* (2007) ont mené une étude comparative des critères hydrologiques pour préserver les débits d'étiage de la rivière Miramichi. Les cinq indices hydrologiques étudiés sont les suivants :

- Débit moyen annuel (25%MAF)

- Débit mensuel médian d'août (Q50)
- Débit égal ou supérieur à 90% du temps sur la courbe de débits classés mensuelle (Q90)
- Débit moyen des 7 jours minimum consécutifs d'occurrence 2 ans (7Q2)
- Débit moyen des 7 jours minimum consécutifs d'occurrence 10 ans (7Q10)

Ils ont notamment mis en évidence les faiblesses des méthodes Q90, 7Q2 et 7Q10 qui ne protègent pas suffisamment les débits réservés notamment pour les petits cours d'eau. La méthode du Q50 a quant à elle un niveau de protection élevée, il serait peut être intéressant d'utiliser une telle méthode pour des milieux peu résilients. Cependant, ce critère possède une forte variabilité spatiale et de dimensions de l'échantillon. Enfin, la méthode du 25%MAF apparaît comme la plus pertinente notamment pour sa bonne protection des débits et de sa faible variabilité.

Il est important de noter que dans un projet connexe à ce rapport, l'INRS-ETE va étendre l'analyse comparative de Caissie *et al.* (2007) en recalculant ces indices pour l'ensemble des sites jaugés au Québec, afin d'en faire une analyse comparative détaillée avec des données plus à jour. De plus, une modélisation empirique de ces facteurs sera testée sur ces mêmes sites, en utilisant des variables physiographiques comme prédictors des indices.

3.2.2.4 *Sustainable Boundary /Presumptive Standard Approach*

L'approche "Presumptive standards (PS)" est une version améliorée de l'approche "Sustainable Boundary (SB)" (Richter *et al.*, 2010). Cette dernière consiste à définir des conditions hydrologiques dites « normales » et « faibles » à partir de l'élicitation d'experts. Ces conditions varient dans le temps et peuvent être définies pour un pas de temps journalier, mensuel, saisonnier ou annuel. Par exemple, une condition hydrologique « normale » pourrait être définie par la moyenne interannuelle du débit journalier, calculé pour chaque jour de l'année. La condition « faible » pourrait être définie comme la moyenne interannuelle des minimums mensuels ou le Q95 (dépassé 95% du temps). Une fois ces seuils établis, les prélèvements permis peuvent être identifiés afin de se retrouver à l'intérieur d'un intervalle construit à l'aide de ces indices. Différents niveaux de protections peuvent être identifiés (voir Figure 1).

L'étude Chimi Chiadjeu *et al.*, (2017) présente l'approche PS (SB), l'approche RVA et une mise à jour des analyses de Caissie *et al.* (2015) qui ont comparé différents indices hydrologiques pour l'Est du Canada. Les deux premières approches ont été utilisées pour différentes rivières de l'Île-du-Prince-Édouard et les résultats ont été comparés. Ils ont procédé à une analyse de corrélation de 32 indices hydrologiques. Ils ont pu ainsi éliminer les indices redondants et en ont retenu 14. L'approche SB a été définie pour des conditions "normales" (moyennes et médianes journalières) et "faibles" (Q95 et minimum journaliers) et ce, pour deux niveaux possibles d'altérations (prélèvements ou ajouts) (élevé: $\pm 1-10\%$,

modéré: $\pm 11-20\%$). Les seuils de débits plus élevés peuvent être qualifiés de plus restrictifs à l'égard de la capacité de prélever.

Conséquemment, ils ont démontré que l'utilisation d'un simple indice, 70%Q50, serait moins restrictive que l'utilisation de l'approche SB avec conditions « normales ». Cependant, l'utilisation du 70%Q50 est plus restrictive que l'approche SB si les conditions « faibles » sont utilisées.

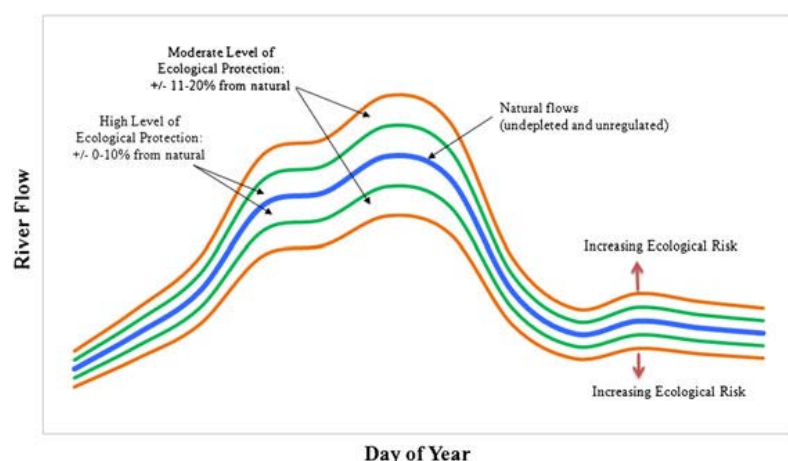


Figure 1. Normes plausibles suggérées pour assurer des niveaux de protection écologique moyens à élevés (Richter, 2010).

3.3 CRITÈRES BIOLOGIQUES

Les critères biologiques permettent à la fois de décrire l'état de santé et la sensibilité des écosystèmes aquatiques et d'évaluer l'altération des composantes biologiques en lien avec une modification des débits induits par les prélèvements. Ces critères tiennent compte de différents niveaux de la tolérance et de la résilience variable des espèces face à différentes catégories de pression.

Les poissons, les plantes et invertébrés aquatiques sont globalement adaptés aux variables hydromorphologiques (vitesse du courant, substrat, profondeur d'eau, etc.) et physico-chimiques des cours d'eau où ils vivent. Les prélèvements en eau entraînent des modifications plus ou moins grandes de ces variables et des caractéristiques ce qui peut perturber la qualité des habitats aquatiques et/ou diminuer la quantité d'habitats disponibles, et conséquemment provoquer un impact négatif sur les espèces présentes. La présence, l'abondance et la diversité des espèces reflètent la qualité du milieu en lien avec ces caractéristiques et peuvent ainsi être utilisées comme indicateurs de sensibilité de

l'écosystème face à la modification des débits et à l'altération des variables hydromorphologiques et physico-chimiques.

C'est pourquoi, l'étude et le suivi des communautés présentes est un moyen de déterminer qualitativement l'impact des prélèvements. Plusieurs métriques biologiques peuvent donc être utilisées pour quantifier l'impact des prélèvements.

Les cours d'eau dont l'intérêt biologique est plus grand et les espèces moins tolérantes à différentes pressions nécessitent possiblement une plus grande attention, afin de s'assurer que les modifications du milieu résultant d'un accroissement des prélèvements ne provoquent pas une détérioration marquée des écosystèmes.

3.3.1 L'indice d'intégrité biotique (IIB) appliqué aux poissons

Les communautés de poissons sont une composante hautement sensible des écosystèmes fluviaux. Certains attributs de ces écosystèmes sont des indicateurs utiles pour évaluer l'intégrité biologique et de la santé de l'écosystème et leur réponse aux changements des variables abiotiques (Simon et Lyons, 1995).

L'indice d'intégrité biotique est un indice multimétrique qui étudie les communautés piscicoles présentes dans le cours d'eau. En se basant sur l'IIB établi par Karr (1981), Simon (1989) a choisi des métriques qui semblent plus appropriées au milieu fluvial pour évaluer l'état de santé de l'écosystème, mesurer sa réponse aux modifications physico-chimiques produites par les changements hydrologiques et éventuellement conclure sur sa sensibilité. Ils se sont concentrés notamment sur les stades œufs et larves des espèces de poisson. À ces stades de vie, les espèces sont particulièrement sensibles aux modifications de leur milieu et peuvent ainsi fournir une indication sur la santé de l'écosystème ou sur la pression subie par celui-ci. L'indice comprend 11 métriques réparties dans 3 catégories : 1) composition taxonomique, 2) guildes reproductrices et 3) abondance, temps de régénération et déformation. Le choix des métriques s'est basé sur les connaissances des communautés de poisson (omnivores, insectivores, etc.) d'Amérique du Nord et sur leur sensibilité à différents types de détérioration de la qualité du milieu (Tableau 4). Pour certaines métriques les seuils dépendent de la surface drainée et des écorégions.

Un IIB a été développé pour la rivière St-Maurice au Québec (St-Jaques et Richard, 2002). Le tableau 5 de leur rapport donne la liste des indices utilisés dans leur calcul d'IIB.

Yoder and Kulik (2003) ont utilisé les IIB pour comparer différents impacts anthropiques sur les cours d'eau des États-Unis. Le seul impact relié indirectement aux prélèvements dans cette étude est la construction de barrages. Yoder and Kulik (2003) ont conclu que les rivières avec barrage ont des IIB typiquement 20% inférieurs aux cours d'eau non perturbés.

Category	Metric	Scoring Criteria		
		5	3	1
Taxonomic Composition				
1.	Total Number of Families	Drainage Size and Ecoregion Dependent		
2.	Number of Sensitive Families	Drainage Size and Ecoregion Dependent		
3.	Equitability/Dominance	>0.8-1.0	>0.6-0.8	0-< 0.6
4.	Family Biotic Index	0-4.5	>4.5-7.5	>7.5-10
Reproductive Guild				
5.	% Non-guarding Guild A.1 and A.2	Drainage Size and Ecoregion Dependent		
6.	% Guarding Guild B.1 and B.2	Drainage Size and Ecoregion Dependent		
7.	% Bearers Guild C.1. and C.2	Drainage Size and Ecoregion Dependent		
8.	% Simple Lithophil Mode Reprod.	Drainage Size and Ecoregion Dependent		
Abundance, Generation Time, and Deformity				
9.	Catch per Unit Effort	Drainage Size and Gear Type Dependent		
10.	Mean Generation Time	Drainage Size and Ecoregion Dependent		
11.	% Deformity or Teratogenicity	< 1%	> 2-5%	>5%

Tableau 4. Liste des métriques sélectionnées par Simon (1989) pour évaluer les communautés ichtyoplanctoniques des eaux douces d'Amérique du Nord

Variables	cote		
	5	3	1
Composition et abondance			
1. IWB-IWBm ¹	0 - 0,5	0,6 - 1,0	≥ 1,1
2. Nombre d'espèces de Catostomidae	≥ 2	1	0
3. Nombre d'espèces intolérantes	≥ 3	1 - 2	0
Organisation trophique			
4. Pourcentage d'omnivores	≤ 19%	20 - 45%	≥ 46%
5. Pourcentage de cyprinidés insectivores	≥ 46%	45 - 20%	≤ 19%
6. Pourcentage de piscivores	≥ 5,1%	5 - 1%	≤ 0,9%
Condition des poissons			
7. Proportion des individus avec une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosions, lésions et tumeurs	0 - 2%	2,1 - 5%	≥ 5,1%

¹ Les cotes de cette variable sont multipliées par deux puisqu'il s'agit d'une variable bipartite composée de la densité et de la biomasse.

Tableau 5. Liste des métriques sélectionnées par St-Jacques et Richard (2000) pour former l'indice d'intégrité biologique à partir des caractéristiques des communautés ichthyologiques (adapté de Karr, 1991).

3.3.2 L'indice d'intégrité biotique (IIB) appliqué aux invertébrés

L'IIB peut être également appliqué aux communautés d'invertébrés. L'étude de Fore *et al.* (1996) sur les rivières Umpqua et Rogue (Oregon) a permis de retenir les métriques d'invertébrés les mieux adaptées pour décrire la santé de l'écosystème du cours d'eau (tableau 6). Des seuils d'acceptabilité sont définis pour les douze métriques. L'indice est calculé en sommant la valeur attribuée (1, 3 ou 5) pour chaque critère.

La composition des communautés de macro-invertébrés est variable en fonction notamment de l'alcalinité et la température de l'eau, de la taille du substrat, de la vitesse du courant (Hussain and Pandit, 2012; Jonsson *et al.* 2017). Elle est donc sensible aux pressions qui peuvent modifier ces variables.

Metric	Response to disturbance	1	3	5
Total number of taxa	Decrease	<40	40–54	>54
Ephemeroptera taxa	Decrease	<8	8–11	>11
Plecoptera taxa	Decrease	<6	6–9	>9
<i>Pteronarcys</i> species	Decrease	0	—	>0
Trichoptera taxa	Decrease	<6	6–9	>9
Intolerant taxa	Decrease	<2	2–5	>5
Sediment intolerant taxa	Decrease	0	1	>1
% Tolerant	Increase	>40	20–40	<20
% Sediment tolerant	Increase	>15	5–15	<5
% Dominance (3 taxa)	Increase	>55	40–55	<40
Abundance	Decrease	<500	500–1500	>1500

Tableau 6. Liste des métriques sélectionnées par Fore *et al.* (1996)

3.3.3 L'indice d'invertébré lotique pour l'évaluation des débits (LIFE) (« Lotic-Invertebrate Index for Flow Evaluation »)

LIFE a été développé et est utilisé au Royaume-Uni pour évaluer l'impact potentiel des pressions liées aux modifications des débits en rivière (par exemple faibles débits, prélèvement et augmentation des débits) sur les communautés de macroinvertébrés lotiques (Extence *et al.*, 1999). L'indice est basé sur les préférences (et résistance) connues à des conditions d'écoulement d'une sélection de macroinvertébrés benthiques britanniques. Il lie par la suite les changements observés dans les communautés d'invertébrés benthiques avec les modifications du régime hydrologique.

Dans l'étude d'Extence *et al.* (1999), une combinaison d'indices hydrologiques a été examinée (ex. : percentile, débit moyen, maximum et minimum calculés sur différentes périodes de temps (saison, année)). Ils ont identifiés les débits d'été comme étant les plus influents dans la prédiction du score LIFE dans la plupart des cours d'eau calcaires et craie, tandis que les événements hydrologiques à court terme étaient plus importants dans les rivières drainant des bassins versants imperméables. Les auteurs mentionnent aussi que le score LIFE semble avoir le potentiel de discriminer les impacts liés aux pressions hydromorphologiques.

3.3.4 L'Indice Invertébrés MultiMétrique d'évaluation de l'état écologique (indice I2M2)

L'indice I2M2 évalue l'état écologique d'un cours d'eau en s'appuyant sur la typologie des cours d'eau et sur les abondances, la diversité et le ratio entre taxons sensibles et taxons résistants. Il permet le calcul d'écart par rapport à un état de référence. Dix catégories de pressions chimiques (micropolluants, matières phosphorées, etc.) et sept catégories de pressions hydromorphologiques (instabilité

hydrologique, colmatage, etc.) sont considérées par l'indice (Wiederkehr, 2015). Cet indice sera utilisé dans les années à venir en France notamment.

3.3.5 Le Fuzzy Index of Ecosystem Integrity (FINE)

Le FINE évalue le degré de la dégradation des habitats en comparant l'abondance de certains indicateurs biologiques (listés ci-dessous). La logique floue est utilisée comme méthode d'analyse. L'évaluation repose sur l'analyse des espèces macrobenthiques, d'algues et de macrophytes à partir des paramètres suivants (Mistri *et al.*, 2008):

- la biomasse des algues
- la présence d'herbiers aquatiques
- la biomasse des macrobenthos
- la diversité alpha des macros benthiques
- la diversité fonctionnelle des macros benthiques
- l'abondance (nombre d'individus) du macrobenthos

Le principal avantage de ces critères est qu'ils privilégient le nombre d'individus à l'identification spécifique. Cependant, cette étude est basée sur des lagons européens, les critères peuvent donc être non valables pour les cours d'eau du Québec méridional.

Le MDDELCC a développé un programme de suivi de la santé des cours d'eau à substrats grossiers ou meubles qui est basé sur l'échantillonnage des invertébrés benthiques (http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/ecoqua/suivi_mil-aqua/benthos-allege.htm). Les rivières où ce type de suivi est complété sont généralement de petite taille. Ces données pourraient servir à une analyse de la sensibilité aux prélèvements, mais les résultats ne seraient probablement pas exportables aux plus grands cours d'eau.

De manière générale, il peut être plus fastidieux d'appliquer les approches utilisant les critères biologiques sur un grand territoire. En effet, les coûts liés au travail d'échantillonnage et d'analyse nécessaire à leur mise en œuvre peuvent être prohibitifs. De plus, les indices biologiques peuvent être plus difficilement interpolés et transférables que les indices hydrologiques. Cependant, ces méthodes peuvent être applicables pour des études à une échelle plus fine que celle des grandes régions ou des grands bassins versants et sont importantes à réaliser dans le cadre de suivi des impacts. Un réseau de sites de suivi pourrait permettre d'évaluer les impacts des prélèvements dans le temps et être utilisé pour la révision des règles de gestion.

3.4 CRITÈRES GÉOMORPHOLOGIQUES ET HYDRAULIQUES

La forme et la dynamique d'un cours d'eau varie spatialement le long de son parcours et à travers son réseau. Les caractéristiques géomorphologiques du cours d'eau, de sa vallée et de son réseau, la géologie et la topographie régissent le type de connectivité longitudinale, latérale et verticale du cours d'eau avec la plaine inondable et la nappe souterraine. La variabilité spatiale de ces caractéristiques joue un rôle déterminant dans les caractéristiques des habitats aquatiques et sur la sensibilité globale et locale du système.

Bien que le gradient amont-aval soit reconnu comme un facteur important qui régit la forme du cours d'eau et sa dynamique, la représentation de la rivière comme un simple continuum à partir de la tête du bassin jusqu'à l'exutoire est une simplification exagérée de la réalité. En effet, on reconnaît plutôt maintenant l'existence qu'une mosaïque de conditions géomorphologiques se superposent au gradient amont-aval créant une diversité de types d'habitats (Montgomery, 1999) et de liens sédimentaires (Hooke, 2003). Conséquemment, la sensibilité aux prélèvements à l'échelle des tronçons ou des facies peut varier en fonction de la distribution spatiale des variables caractérisant cette mosaïque (granulométrie, pente, périmètre mouillée, puissance érosive du cours d'eau (« stream power »), ruissellement hyporhéique).

À l'échelle d'un tronçon, la réduction des débits résulte en une diminution des superficies mouillées. Les variations dans la quantité d'habitat sont d'autant plus importantes que la forme de la coupe transversale est complexe ou asymétrique. Certains tronçons de rivière, par exemple les zones d'élargissements en lien avec la présence d'îles et/ou de bancs d'accumulation, peuvent être plus(?) sensibles aux fluctuations des débits que d'autres. La largeur relative du chenal (par rapport à un référentiel local) et la présence de bancs d'accumulation sont des indicateurs importants d'une part, des processus d'ajustements fluviaux et de la mobilité des rivières en réponse aux changements de débits (érosion et dynamique d'accumulation sédimentaire) et d'autre part, de l'amplitude possible des impacts sur les habitats.

Dans un contexte de gestion de l'eau, la considération de la dynamique d'ajustements des cours d'eau et des interactions entre les variables biophysiques est importante compte tenu que les modifications des débits peuvent conduire à une altération du milieu au-delà de sa variabilité naturelle historique. Certaines caractéristiques intrinsèques du milieu (géologie locale, pente du cours d'eau, granulométrie du lit, stabilité des berges et leur variabilité longitudinale) et liées aux modifications anthropiques (barrages, ponts, etc.) influent sur le transport et le transit des sédiments et rendent certaines rivières et portions de

rivière plus propices aux ajustements morphologiques. Ces variables peuvent faire partie d'une évaluation a priori ou préliminaire de la sensibilité hydrogéomorphologique.

Les aspects liés à la dynamique d'ajustement des cours d'eau sont souvent négligés, or dans ceux-ci sont importants pour de nombreuses rivières et il importe de considérer que la modification des débits produit une altération de la dynamique sédimentaire et de morphologie des cours d'eau alluviaux et semi-alluviaux.

Parmi les variables physiques pouvant servir à évaluer la sensibilité d'un cours d'eau au prélèvement, celles reliées à l'hydraulique d'un cours d'eau demeurent les plus populaires et sont aussi à la base des modèles d'habitat, qui sont décrits dans les sections subséquentes. De manière générale, les approches hydrauliques permettent d'établir une relation entre le débit et la quantité d'habitat disponible dans un cours d'eau.

3.4.1 Relation entre la géométrie du chenal et le débit

La largeur, la profondeur et la vitesse d'écoulement à une section sont étroitement liées aux débits et à la géométrie locale du chenal. Habituellement, les relations de géométrie hydraulique sont établies à partir des mesures prises à différents débits à une section jugée représentative du tronçon ou cours d'eau étudié. Pour que ces relations restent valides dans le temps à cette section, il est présumé que la géométrie de celle-ci reste stable, ce qui n'est pas nécessairement le cas dans les cours d'eau alluviaux.

Caissie (2006) a établi une relation entre le débit moyen annuel et la largeur mouillée correspondant à ce débit pour les rivières jaugées dans l'Est du Canada.

$$W_{MAF} = 9.7\sqrt{Q_{MAF}}$$

De la même manière, une relation linéaire a été établie entre la largeur de la section mouillée au débit plein bord et la superficie du bassin versant. Ces relations viennent en complément à une méthode hydrologique. En connaissant le seuil défini pour le débit moyen annuel, il est facile de trouver le seuil limite correspondant pour la largeur mouillée. Cette méthode est attrayante mais son utilisation devrait être réservée exclusivement aux sections où la forme du chenal est stable dans le temps. L'application de ce type d'approche hydraulique est aussi tributaire de la disponibilité des données de courbe de tarage et/ou de bathymétrie pour des fins de modélisation hydraulique.

3.4.2 La connectivité avec l'eau souterraine

Döll *et al.* (2011) montrent dans leur étude que les prélèvements de surface ont un impact sur le total d'eau stockée. Ce total représente l'eau stockée en surface et dans la nappe souterraine. Les saisons influencent le stockage d'eau, l'amplitude de la saisonnalité est particulièrement marquée si la source est principalement souterraine. De plus, le mois d'octobre semble être la période la plus préoccupante car le stockage dans la nappe souterraine est le plus faible alors qu'il est maximum pour le mois de mai. Ainsi, il semble évident que la connectivité du cours d'eau avec les eaux souterraines caractérise la sensibilité du milieu. Cependant, aucun critère n'a pu être retenu. On peut imaginer qu'une mesure pertinente serait la recharge de la nappe phréatique. Pour une précipitation donnée, une recharge plus grande pourrait signifier une sensibilité moindre aux prélèvements.

Le niveau de connexion entre la nappe souterraine et le cours d'eau peut être évalué lors de l'analyse des débits, puisque les techniques de séparation d'hydrogramme permettent d'identifier la contribution de la nappe. Cette analyse peut possiblement suffire à assurer que la connectivité entre eau de surface et eau souterraine est prise en compte dans l'analyse de la sensibilité d'un cours d'eau aux prélèvements.

Des critères quantifiant la connectivité du cours d'eau avec l'eau souterraine mettent l'accent sur un processus important caractérisant le bassin versant du cours d'eau. Cependant, ce type de critère diffère des autres qui caractérisent le volume d'eau en rivière et sa variabilité spatio-temporelle. L'applicabilité de ce type d'indice est donc moins évidente.

3.5 CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU

La qualité de l'eau est dépendante d'une multitude de variables naturelles et liées aux pressions anthropiques dans le bassin et le cours d'eau. L'altération hydrologique et morphologique du cours d'eau et de ces tributaires peuvent détériorer la qualité de l'eau localement. Miller *et al.* (2007) ont montré que les prélèvements provoquaient des effets indirects sur la qualité du cours d'eau. Entre autres, la température et la conductivité augmentent lorsque le débit diminue. La moyenne des 7 jours consécutifs pour laquelle la température journalière est maximum et la conductivité apparaissent comme des critères pertinents pour remplacer l'analyse des invertébrés. De plus, l'oxygène dissous dans l'eau est influencé par la température de l'eau (Velz, 1970), ce qui peut perturber les espèces intolérantes en cas de grandes variations des températures. L'utilisation d'indices dérivés de ces variables peut être très pratique et les données sont relativement faciles à collecter. La variabilité naturelle de la qualité d'un cours d'eau doit être connue afin que les prélèvements ne mènent pas à un dépassement des objectifs environnementaux de rejet.

Le MDDELCC a développé un atlas interactif de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques (http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/donnees_recentes/donnees_iqbp.asp). Cette base de données pourrait éventuellement être mise à profit afin d'investiguer le potentiel des critères de qualité de l'eau pour évaluer la sensibilité des rivières échantillonnées aux prélèvements. Des seuils de qualité de l'eau ont été développés pour la protection de la vie aquatique par le Conseil canadien des ministres de l'environnement et le MDDELCC. Cependant, l'utilisation de ces seuils de qualité nécessiterait une modélisation quantité-qualité de l'eau, ce qui est un exercice fastidieux.

3.6 MÉTHODES HYBRIDES

3.6.1 Approche écohydrologique

Belzile *et al.* (1997) ont proposé une approche hybride combinant l'information biologique (basée sur des espèces indicatrices de poisson) et hydrologique (basée sur certains indices) au Québec méridional. L'objectif de leur étude était de déterminer pour chaque écorégion une méthode hydrologique pertinente pour des périodes spécifiques de l'année. Les indices devaient permettre d'évaluer un éventuel impact de prélèvements sur des espèces cibles de poisson, identifiées pour chaque écorégion. Les exigences du milieu ne sont pas les mêmes tout au long de l'année, dépendant des stades de vie des espèces ciblées. Ainsi cinq périodes sont définies : printanière, estivale, automnale, hivernale et annuelle. Le choix de chaque méthode est surtout basé sur le niveau de variabilité et la fréquence de dépassement.

Cette approche ciblait uniquement la protection d'une quantité d'habitat adéquate pour certains stades de vie d'espèces-phare de poisson associées à chacune des régions listées au tableau 7. Or, la Politique nationale de l'eau du Québec, promulguée en 2002, stipule que la politique sur les débits réservés ne doit pas se limiter à la protection du poisson et de ces habitats, mais doit aussi inclure d'autres composantes des écosystèmes aquatiques, «telles que la qualité de l'eau, la diversité des espèces floristiques et fauniques ainsi que les activités récréotouristiques » (Politique nationale de l'eau, 2002). Dans cette perspective plus large et dans un contexte législatif (article 31.75 de la Loi sur la qualité de l'environnement (RLRQ, chapitre Q-2) où on s'intéresse à des prélèvements associés à de multiples usages et non seulement à l'érection de barrages sur les cours d'eau, l'approche peut être limitative.

3.6.2 Méthode hybride : évaluation quantitative et la modélisation des habitats aquatiques

La disponibilité des habitats de poisson est cruciale notamment pour certaines périodes de l'année comme la période de fraies et la croissance des alevins. La caractérisation des habitats peut être

fastidieuse, mais se limite souvent à la mesure de trois variables : les caractéristiques du substrat, les caractéristiques de l'écoulement (vitesse) et la profondeur. À ces variables usuelles peuvent s'ajouter des caractéristiques chimiques et thermiques de l'eau, de même qu'une évaluation de la connectivité des habitats.

La méthode des débits réservés incrémentaux, ou « Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) » permet de calculer la superficie totale d'habitat utile sur la section étudiée. L'IFIM permet de voir l'évolution de la quantité d'habitat disponible pour différentes plages de débit. L'approche peut être appliquée pour une ou plusieurs espèces et pour un ou plusieurs stades de vie. Par exemple, au tableau 8, on peut voir l'évolution de l'aire pondérée d'habitat utile (en pi^2) en fonction du débit sur un tronçon de rivière pour différents stades de vie de la truite commune (*Salmo trutta*).

Il est important de noter que la DEH a des travaux en cours sur les relations de géométries hydrauliques des cours d'eau du Québec méridional. Les résultats de ces travaux, ainsi que d'autres réalisés à une échelle plus fine (e.g. travaux en cours sur la rivière Yamaska), pourraient être mis à contribution dans l'élaboration d'une approche de type IFIM.

RÉGIONS ÉCOLOGIQUES	ESPÈCES CIBLES	PHASES CRITIQUES		DEBIT RÉSERVÉ ¹
		Date	Justification	
1c. Lac-Saint-Jean	Ouananiche Omble de fontaine	A. Toute l'année		0,5 QMA
		B. 15 mai au 5 juillet:	- Émergence des alevins - Dévalaison des saumonneaux	0,5 QMP
		C. 1 juin au 30 septembre	- Alimentation (toutes les espèces)	Q ₃₀ août
		D. 15 septembre au 31 octobre:	- Fraye des salmonidés	Q ₃₀ sept.
		E. 15 octobre au 30 juin:	- Incubation des oeufs	0,25 QMA
1d. Québec-nord	Saumon atlantique Omble de fontaine Truite arc-en-ciel Anguille d'Amérique	A. Toute l'année		0,5 QMA
		B. 15 avril au 30 juin:	- Émergence des alevins - Dévalaison des saumonneaux - Fraye de la truite arc-en-ciel	0,5 QMP
		C. 1 juin au 30 septembre:	- Alimentation (toutes les espèces) - Migration de l'anguille d'Amérique	Q ₃₀ août
		D. 1 septembre au 15 novembre:	- Fraye des salmonidés	Q ₃₀ sept.
		E. 15 octobre au 30 juin:	- Incubation des oeufs	0,25 QMA
2a. Québec-sud; Chaudière-Appalaches	Omble de fontaine Truite arc-en-ciel Éperlan arc-en-ciel Anguille d'Amérique Achigan à petite bouche	A. Toute l'année		0,5 QMA
		B. 15 avril au 15 juillet:	- Émergence des alevins - Fraye et incubation des oeufs de la truite arc-en-ciel, du doré jaune et de l'achigan à petite bouche	0,5 QMP
		C. 1 juin au 30 septembre:	- Alimentation (toutes les espèces) - Migration de l'anguille d'Amérique	Q ₃₀ août
		D. 15 septembre au 15 novembre:	- Fraye de l'omble de fontaine	0,3 QMA
		E. 1 novembre au 30 juin:	- Incubation des oeufs d'omble de fontaine	0,25 QMA
3a. Montérégie	Doré jaune Achigan à petite bouche Anguille d'Amérique	A. Toute l'année		0,5 QMA
		B. 1 avril au 15 juillet:	- Fraye et incubation des oeufs du doré et de l'achigan	0,5 QMP
		C. 1 mai au 30 septembre:	- Alimentation (toutes les espèces) - Migration de l'anguille d'Amérique	Q ₃₀ août
3b. Outaouais	Esturgeon jaune Doré jaune Grand brochet Achigan à petite bouche Meunier noir	A. Toute l'année		0,5 QMA
		B. 1 avril au 15 juillet:	- Fraye et incubation des oeufs de toutes les espèces	0,5 QMP
		C. 1 mai au 30 septembre:	- Alimentation (toutes les espèces)	Q ₃₀ août

Tableau 7. Classification pour la protection des débits réservés (Belzile *et al.* 1997)

Evaluation species and life stage	Discharge (% exceedance)				
	20 cfs (90%)	30 cfs (80%)	40 cfs (70%)	50 cfs (60%)	65 cfs (50%)
Brown trout					
Fry	79,200	145,500	190,000	130,500	128,000
Juvenile	74,475	130,500	169,650	191,250	185,700
Adult	31,944	91,900	179,300	213,100	193,000
Minimum HA	31,944	91,900	169,650	130,500	128,000

Tableau 8. Évolution de l'aire pondérée d'habitat utile pour trois stades de vie de la truite commune pour le mois d'août. Le débit fournissant le plus grand habitat est 40 cfs (Bovee 1982)

3.7 LES APPROCHES GLOBALES

Il y a environ 20 ans, des approches plus globales ont été développées afin d'incorporer à la fois la prise en compte des traits écologiques importants de l'écosystème lotique et le régime hydrologique naturel afin de protéger l'écosystème en entier. Les composantes de l'écosystème les plus souvent prises en considération dans ces approches sont la morphologie de la rivière, les habitats qu'on y trouve, la qualité de l'eau, la végétation aquatique et riveraine, les poissons et autres vertébrés qui sont dépendants de la rivière (Arthington, 2012). Étant donnée la multitude des paramètres et variables à considérer dans ce type d'approche, on a souvent recours à l'avis des experts. La prise en compte de cet avis se fait par le truchement de panels d'experts ou par consultation lors d'ateliers.

Parmi ces approches, on compte celles qui partent d'un débit nul et qui construisent l'hydrogramme à protéger des prélèvements (« bottom-up ») et à *contrario*, celles qui débutent avec l'hydrogramme actuel (ou reconstruit) et qui soustraient les prélèvements prévus, pour valider que les débits conservés sont suffisants (« top-down »).

La méthode des blocs de construction (« building blocks method ») fait partie de la première catégorie (« bottom-up »). On débute par la sélection de sites (tronçons de rivière jugés représentatifs) pour lesquels on évalue les conditions hydrologiques, hydrauliques, l'intégrité écologique et les services écosystémiques. Par la suite, un atelier est organisé avec tous les intervenants afin d'identifier les débits environnementaux à un pas de temps mensuel (ou plus court). Les scénarios de prélèvements sont ensuite évalués à partir de modèles ou par bilan (King et Louw, 1998).

L'approche nommée « Benchmarking » fait partie de la seconde catégorie (« top-down »). Le principe de base de cette approche consiste à sélectionner des sites (rivières ou tronçons de rivière) représentatifs de l'état de référence et de les comparer à des sites balises (benchmark) qui ont subi différents niveaux d'impacts (prélèvements ou autres impacts). Les sites balises sont sélectionnés de manière à couvrir une large gamme de régimes hydrologiques altérés. Un groupe d'experts pluridisciplinaire évalue par la suite les risques associés aux impacts présentés. Les débits simulés par un modèle hydrologique sont utilisés pour les différents scénarios. Les conditions écologiques sont évaluées de manière semi-quantitative (système de pointage) en comparant les conditions sur les sites de références et les sites balises impactés. Les volumes de prélèvements jugés acceptables peuvent être ainsi déterminés (Brizga *et al.*, 2002). Une des limites de l'approche est associée au fait qu'elle nécessite l'inclusion de nombreux sites balises avec des pressions de prélèvements différentes.

L'approche DRIFT (« Downstream Response to Imposed Flow Transformation »), quant à elle, inclut quatre composantes essentielles : 1) Un module biophysique décrivant l'écosystème et les modifications possibles de ses composantes selon les scénarios de prélèvement, avec le niveau de confiance associé à chaque prévision. 2) La composante sociale identifie les usages et services écosystémiques de la rivière qui sont à risque. 3) Un outil qui établit le lien entre la modification anticipée des composantes biophysiques de l'écosystème et les conséquences de ces modifications sur les services écosystémiques rendus par la rivière. 4) Un module économique permet d'évaluer les coûts associés à différents scénarios d'atténuation des impacts (King *et al.*, 2003). Cette approche a été appliquée au Lesotho, dans la région des Highlands. C'est sur la base des résultats de cette méthode qu'un nouveau régime de gestion des barrages a été négocié entre les intervenants de la région des Highlands de ce pays (Arthington, 2012).

L'approche ELOHA (« Ecological Limits Of Flow Alteration ») est aussi une méthode globale qui a attiré beaucoup d'attention au cours de la dernière décennie. Cette approche propose d'utiliser une composante biophysique et composante sociale afin de déterminer un régime de débits environnementaux à l'échelle régionale (Poff *et al.*, 2010). Les étapes de cette approche incluent : 1) La modélisation hydrologique de multiples rivières ou tronçons de cours d'eau représentatifs de la variabilité hydrologique régionale; 2) le calcul d'indices hydrologiques caractérisant ce ou ces régimes afin de les classer en tenant compte aussi de la variabilité morphologique et des habitats (poissons et/ou invertébrés); 3) l'évaluation de la déviation des régimes hydrologiques actuels par rapport à un état de référence; 4) Le développement de relations entre le changement du régime hydrologique et la réponse de l'écosystème, basées sur la littérature, l'avis des experts et/ou les campagnes de mesures sur le terrain. Par la suite, les intervenants doivent atteindre un consensus sur un ou des régimes hydrologiques altérés présentant un risque d'altération jugé acceptable, à la lumière des étapes précédentes.

L'approche ELOHA a été appliquée aux États-Unis dans neuf études de cas (Kendy *et al.*, 2012). Les auteurs rappellent le défi que représente le développement des relations hydrologie-écologie. De plus ces mêmes auteurs soulignent l'importance de la prise en compte de l'avis des experts dans le cadre d'ateliers dédiés à cet effet, ainsi que la nécessité de la participation active des intervenants. L'approche est aussi en cours d'application au Nouveau-Brunswick, dans le cadre d'une étude sur le fleuve St-Jean.

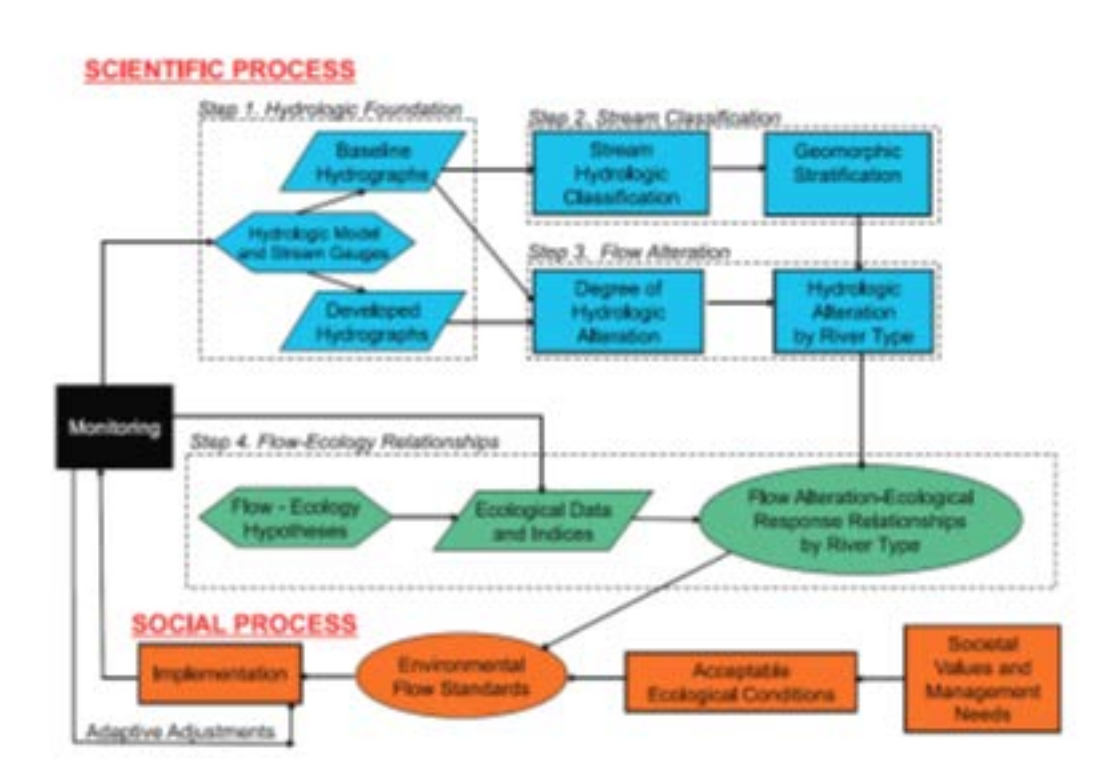


Figure 2. Représentation schématique de l'approche ELOHA (source: Kendy *et al.*, 2012).

4 CLASSIFICATION DES COURS D'EAU ET SENSIBILITÉ AUX PRÉLÈVEMENTS

Plusieurs pays, états ou provinces ont procédé à une classification des cours d'eau et ont proposé des critères de prélèvements ou de débits environnementaux adaptés à chaque type de rivière, selon leur degré de sensibilité aux prélèvements. Cette approche adaptée est préférée à une approche unique et globale qui est maintenant reconnue comme inadéquate par de nombreuses juridictions.

4.1 CONSIDÉRATION DE L'ÉCHELLE SPATIALE ET SURVOL DE QUELQUES APPROCHES DE CLASSIFICATION DES COURS D'EAU

Les critères de classification peuvent varier selon l'échelle spatiale considérée. Ainsi, les échelles plus grossières vont souvent nécessiter une première classification basée sur le climat (Arthington *et al.* 2012). On sait par exemple que compte tenu de la grande capacité thermique de l'eau, les écosystèmes

aquatiques sont particulièrement vulnérables aux variations du climat et des débits. Puisque cette sensibilité dépend aussi du volume d'eau à réchauffer ou à refroidir, le couplage débit-thermie rend les rivières plus ou moins sensibles aux prélèvements. La sensibilité des écosystèmes aquatiques peut être exacerbée par la présence d'organismes vivants ectothermes (par exemples, les salmonidés) dans les cours d'eau. Maheu *et al.* (2016) ont défini six régimes thermiques contrastés pour les rivières des États-Unis.

À l'intérieur de régions climatiques relativement homogènes, différents régimes hydrologiques peuvent cohabiter en lien avec les caractéristiques globales des bassins versants. Le second niveau de classification est souvent basé sur ces régimes. C'est ainsi que de nombreux travaux ont permis une classification sur la base de l'appartenance des bassins versants de cours d'eau à un type particulier de régime hydrologique. Par exemple, Haines *et al.* (1988) ont défini 15 régimes hydrologiques permettant de classer les rivières à travers le globe. En Australie, Kennard *et al.* (2010) ont identifié 12 classes de régimes hydrologiques pour les rivières de ce grand pays.

Les travaux en hydrologie statistique sur la régionalisation des crues et des étiages ont démontré depuis longtemps l'importance de la définition de classes de cours d'eau (souvent reconnus sous la dénomination de « voisinages ») pour une meilleure interpolation d'indices hydrologiques, en particulier, de statistiques extrêmes (quantiles avec période de retour élevée). Ainsi, plusieurs travaux ont permis de définir des régions hydrologiques homogènes ou des voisinages hydrologiques pour le Québec. Par exemple, Charron et Ouarda (2015) ont identifié des modèles régionaux sur le territoire du Québec afin de modéliser les quantiles d'étiage. À l'intérieur de ces voisinages, les modèles définis permettent d'interpoler les quantiles à des sites non-jaugés. Cette même approche est applicable à la pléthore d'indices hydrologiques caractérisant l'entièreté du régime hydrologique (crues et étiages, régime moyen, variabilité, durée des événements, occurrence des extrêmes, etc.) qui sont ensuite utiles pour quantifier l'altération du régime et déterminer de la sensibilité d'un cours d'eau aux prélèvements.

Par la suite, une classification plus fine des cours d'eau peut être basée sur des variables physiographiques, hydromorphologiques et/ou écosystémiques. Bien que les assemblages biotiques (poissons, invertébrés, plantes aquatiques) soient en partie définis par le climat et le régime hydrique, ils peuvent varier à l'intérieur de régions climatiques et hydrologiques relativement homogènes, selon la chimie, la thermie et le flux sédimentaire des cours d'eau (Arthington, 2012). Selon cette même auteure, les autres variables dynamiques à considérer sont les services écosystémiques et la capacité d'adaptation (ou la résilience) de l'écosystème aquatique. Par exemple, Baker (2006) s'est penché sur la classification de tronçons de rivières variant en longueur de 0,4 km à 187 km au Michigan. La

classification a été complétée sur la base d'un grand nombre d'attributs incluant des variables physiographiques (géologie, pente), hydrologiques, de la qualité de l'eau (thermie et éléments nutritifs) et biologiques (assemblages des espèces de poisson). Au Royaume-Uni, un outil de classification des rivières basé sur les macroinvertébrés benthiques a été développé (River Invertebrate Classification Tool (RICT); <http://www.fba.org.uk/river-invertebrate-classification-tool-richt-and-rivpacs>), de même qu'un système de classification qui utilise les plantes aquatiques (Wilby *et al.*, 2012).

L'approche de la directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne utilise une classification de l'état écologique global du cours d'eau (selon les critères physico-chimiques, biologiques et hydromorphologiques) et une classification de l'état chimique pour définir un niveau d'intervention. Le suivi de l'état écologique permet aussi d'adapter la gestion des interventions au fil du temps.

5 CHANGEMENTS CLIMATIQUES

De nombreuses études montrent que le changement climatique entraînera une hausse des températures (Hansen *et al.*, 2010; Solomon *et al.*, 2007) dans plusieurs régions, y compris le Québec. Ainsi, la synthèse de 2015 produite par le consortium Ouranos indique une tendance à la hausse de 1 à 3°C dans les températures moyennes annuelles entre 1950 et 2011 et ce, partout au Québec. De plus, les scénarios produits à l'aide de modèles régionaux de climat sur l'horizon 2050 indiquent une possible hausse pouvant atteindre 2 à 4 °C de la température moyenne annuelle, selon le type de scénario et les régions du Québec.

Une plus forte saisonnalité des débits est prévue par Van Vliet *et al.* (2012). Les débits de crue seront plus élevés alors que les débits d'étiage auront tendance à diminuer. Leur fréquence et leur intensité augmenteront également au cours des années, ce qui changera inévitablement le fonctionnement hydrologique des rivières. Quelles sont les conséquences sur les cours d'eau du Québec méridional ? Certains résultats des projections hydroclimatiques produites dans la dernière version de l'Atlas hydroclimatique du MDDELCC: <http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/index.htm> permettent déjà une évaluation de l'impact de différents scénarios de changements climatiques sur le régime hydrique. On y conclut entre autre que pour l'horizon 2050, il y a une forte possibilité de baisse des débits durant les

périodes d'étiage estival, en même temps qu'une augmentation probable (voire très probable) des pointes de crues d'été et d'automne de récurrence de 20 ans. À l'inverse, les résultats indiquent pour cet horizon une forte probabilité d'augmentation des étiages hivernaux, de même qu'une tendance à la baisse des pointes de crues printanières dans le sud du Québec. Cette information pourrait être mise à profit dans les étapes subséquentes visant à comparer et sélectionner les indicateurs.

La statistique basée sur des événements passés ne sera plus adaptée pour établir certaines mesures de protection. Cependant, des modèles de projections basés sur des données plus récentes et sur des scénarios climatiques apparaissent plus appropriés pour répondre aux problématiques futures. L'évolution des paramètres fluviaux et des caractéristiques de la qualité de l'eau peuvent avoir des conséquences désastreuses sur les écosystèmes et notamment sur les communautés d'espèces présentes comme les poissons, les macroinvertébrés et les macrophytes. Certaines espèces sensibles et caractéristiques du milieu peuvent disparaître tandis que d'autres, plus tolérantes aux variations hydrologiques et aux changements physico-chimique associés, peuvent augmenter voire apparaître dans certains milieux sensibles. Les travaux de Daigle *et al.* (2014) indiquent que certaines rivières du Québec et de l'est du Canada indiquent que la fréquence d'événements durant lesquels la température de l'eau dépassera 28°C risque d'augmenter.

La nécessité de considérer les changements climatiques dans la planification de gestion requiert un changement de paradigme. Certains indicateurs hydrologiques statistiques (particulièrement ceux associés aux étiages estivaux), qui sont actuellement utilisés pour représenter des conditions d'écoulement favorables à l'habitat du poisson risquent d'évoluer au point de ne plus être représentatifs des bonnes conditions ciblées. Les indices basés sur l'analyse fréquentielle (7Q2, par exemple) sont basés sur une hypothèse de stationnarité qui est de moins en moins valable dans un cadre de changements climatiques. Ces métriques, établies à partir d'un calcul sur les observations historiques, devront aussi faire partie d'un cadre de gestion adaptatif et évoluer dans le temps.

6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le présent rapport brosse un portrait succinct de l'état de l'art en ce qui a trait aux indicateurs de la sensibilité d'un cours d'eau aux prélèvements. Il y a six catégories de critères présentés dans ce rapport : les critères hydrologiques, biologiques, physiques et hydrauliques, qualité de l'eau, globaux. La sélection de critères doit tenir compte de la disponibilité de données et des ressources et de la réalité

géoclimatique du Québec méridional. De la même façon, on doit considérer que certains critères sont plus appropriés à appliquer en amont du processus décisionnel, tandis que d'autres seront plus appropriés pour les étapes subséquentes et les suivis.

La classification basée sur la sensibilité vise à utiliser cette dernière pour moduler les activités et la gestion des prélèvements et à établir des normes adaptées, localiser les secteurs les plus sensibles et à leur accorder une priorité. De manière générale, il appert que les méthodes hydrologiques et hydrauliques apparaissent applicables au contexte du Québec méridional. Ces méthodes sont applicable aux processus de gestion à plus grande échelle, et offrent l'avantage de s'appuyer principalement sur des données existantes. Conséquemment, elles ne nécessitent pas d'acquisition de donnée à court terme.

À une échelle plus fine, les approches de type IFIM pourraient être considérées pour anticiper les impacts locaux des modifications de débits associées aux prélèvements. Les approches strictement biologiques sont plus difficiles à utiliser parce que leur potentiel d'interpolation est limité et que les données sont moins disponibles. Par contre, ces approches sont appropriées à l'étape de suivi. Ces approches permettent aussi l'acquisition de connaissances, peuvent permettre une documentation plus détaillée des impacts des prélèvements et pourront permettre un processus de renouvellement des autorisations de ces prélèvements plus éclairé, selon la législation en place.

Le tableau en annexe classe les différentes approches de chaque critère. À partir de cette information, plusieurs recommandations se présentent :

Les recommandations incluent :

1. Le MDDELCC doit circonscrire son choix de critères aux méthodes hydrologiques et hydrauliques. Les critères biologiques et de qualité de l'eau (hormis la température) sont difficilement applicables dans un premier temps, étant donné qu'ils requièrent une grande quantité de données (peu disponibles actuellement) et un effort considérable de validation.
2. Compléter une analyse comparative des approches hydrologiques et hydrauliques. Cette analyse doit permettre de sélectionner des indicateurs qui puissent différer selon les échelles spatiales et pour différentes saisons. Cette analyse comparative doit permettre d'identifier les indices redondants, c'est-à-dire ceux qui produisent les mêmes conditions de protection, afin d'en finaliser le choix.
3. Cependant, le MDDELCC devrait considérer le développement à plus long terme de certains indicateurs biologiques (IIB, par exemple) et de qualité de l'eau (température de l'eau, par exemple) afin de favoriser une acquisition soutenue des connaissances et permettre une évaluation plus

globale des impacts possibles des prélèvements lors d'éventuels renouvellement. Ces données pourraient servir à réviser les normes établies à une fréquence régulière.

4. Des méthodes hydrologiques, l'approche des limites durables (« Sustainable Boundaries ») ou une variante de cette approche qui permet d'établir des seuils minimum et maximum qui varient selon la saison et dans l'espace pourrait être développée pour chaque région.
5. Des méthodes géomorphologiques et hydrauliques, le critère du rayon hydraulique (qui combine l'information sur le périmètre et la section mouillée) est recommandé, après une analyse comparative avec les métriques hydrologiques. À l'échelle de la rivière, la classification hydromorphologique peut permettre d'identifier des tronçons potentiellement plus sensibles aux fluctuations des débits compte tenu notamment de leur dynamique sédimentaire et des pressions existantes. Les fluctuations longitudinales de la largeur du cours d'eau (augmentation) et de sa pente (réduction), les zones de confluence avec des tributaires et les zones de contraintes physiques du cours d'eau (barrages, ponts, etc.) sont notamment des secteurs plus sensibles aux modifications des débits et de la charge sédimentaire.
6. Investiguer l'élaboration de modèles simples permettant l'estimation de ces métriques hydrauliques à partir de variables physiographiques du bassin versant (superficie, pente, etc.) et/ou hydrologiques (module, etc.).
7. Évaluer la pertinence des approches IFIM pour certaines régions pour lesquelles des considérations fauniques sont connues (e.g. rivières à saumon). La sensibilité globale (résistance et la résilience) des espèces et leur importance pour les communautés peuvent justifier l'application de méthodes plus exhaustives d'évaluation des impacts et l'addition de contraintes plus élevées dans certains secteurs.
8. Utiliser l'information de l'atlas hydroclimatique (CEHQ, 2015) afin d'évaluer la pertinence de ces indices dans un contexte de changements climatiques.
9. Parallèlement aux analyses comparatives, initier une réflexion interne au MDDELCC sur les mérites logistiques et opérationnels des indices considérés.

- Acreman, M. C., M. J. Dunbar, J. Hannaford, O. M. Bragg, A. R. Black, J. S. Rowan, J. King, 2006. Development of environmental standards (water resources). Stage 3: environmental standards. Final report. Eds: Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER), 146p.
- Arthington, A.H., 2012. Environmental flow: Saving Rivers in the Third Millennium. University of California Press: Berkeley, 424p.
- Baker, E. A., 2006. A landscape-based ecological classification system for river valley segments in Michigan's Upper Peninsula. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Research Report 2085, Ann Arbor.
- Belzile L., P. Bérubé, V. D. Hoang et M. Leclerc, 1997. Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec. Rapport présenté par l'INRS-Eau et le Groupe-conseil Génivar inc. au Ministère de l'Environnement et de la Faune et à Pêches et Océans Canada. 83p.
- Bovee K. D., 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 12. U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. FWS/OBS-82/26. 248 pp.
- Boyer C., D. Chaumont, I. Chartier and A.G. Roy, 2010. Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries. *Journal of Hydrology*, 384, 1–2, 65-83.
- Boyer et St-Hilaire, 2017. Approche viable de gestion des prélèvements d'eau : Concilier les besoins des usagers et limiter les impacts sur les écosystèmes, Rapport MDDELCC, 2017.
- Brizga, S.O., A.H. Arthington, C. Satish, M.J. Kennard, S.J. Mackay, B.J. Pusey et G. L. Werren, 2002. Benchmarking, a top-down methodology for assessing environmental flows in Australian Rivers. Dans: *Environmental flows for river systems: An international working conference on Assessment and Implementation, incorporating the 4th International Ecohydraulics Symposium*. Conference Proceedings, Cape Town, South Africa.
- Caissie D., 2006. River discharge and channel width relationships for New Brunswick Rivers. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2637: 26p.
- Caissie D., N. El-Jabi and C. Hébert, 2007. Comparison of hydrologically based instream flow methods using a resampling technique. *Canadian Journal of Civil Engineering* Vol. 34: 66-74, 2007.
- Caissie J., D. Caissie and N. El-Jabi, 2015. Hydrologically based environmental flow methods applied to rivers in the maritime provinces (Canada). *River Res. Applic.*, 31, 651–662.
- CEHQ, 2015. Atlas hydroclimatique du Québec https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf
- Charron, C. et T.B.M.J. Ouarda, 2015. Regional low-flow frequency analysis with a recession parameter from a non-linear reservoir model. *Journal of Hydrology* 254: 468-475.

- Chimi-Chiadjeu, O., A. St-Hilaire, M. Van Den Heuvel, 2017. Hydrological Approaches for Environmental flow guidelines for Prince-Edward Island. Rapport de l'INRS-ETE. 52 pages.
- Daigle A., A., St-Hilaire D., Beveridge, D., Caissie and L. Benyahya 2011. Multivariate analysis of the low-flow regimes in eastern Canadian rivers. *Hydrological Sciences Journal* 56: 1, 51 – 67.
- Daigle, A., D.I. Jeong et M. Lapointe, 2014. Climate change and resilience of tributary thermal refugia for salmonids in eastern Canadian rivers. *Hydrological Sciences Journal*, 60(6):1044-1063
- Döll P., H., Hoffmann-Dobrev F., T. Portmann., S. Siebert, A. Eicker, M. Rodell, G. Strassberg, and B.R. Scanlon, 2011. Impact of water withdrawals from groundwater and surface water on continental water storage variations. *Journal of Geodynamics* 59-60 (2012) 143-156.
- Dunbar, J. M. Acreman, S. Kirk, 2004. Environmental flow setting in England and Wales: Strategies for managing abstraction in catchments. *Water and Environment* 18(4):5-10.
- Exence, C.A., D.M. Balbi and R.P. Chadd, 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting Hydroecological objectives. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 15, 543–574.
- Fore L. S., J. R. Karr and R. W. Wisseman, 1996. Assessing Invertebrate Responses to Human Activities: Evaluating Alternative Approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 15, No. 2. (Jun., 1996), pp. 212-231.
- Fryirs, K., A. Spink, G. Brierly, 2009. Post-European settlement response gradients of river sensitivity and recovery across the upper Hunter catchment, Australia. *Earth surface processes and landforms*. Volume 34, Issue 7 : 897–918
- Fryirs, K.A., 2017. River sensitivity: a lost foundation concept in fluvial geomorphology. *Earth surface processes and landforms*, 42, 55–70.
- Gunderson L., C.R. Allen and C.S. Holling, 2010. Foundations of Ecological Resilience. Island Press: New York.
- Haines, A.T., B.L. Finlayson, T.A. McMahon, 1988. A global classification of river regimes. *Applied Geography* 8: 255-272.
- Hansen J., R. Ruedy, M. Sato and K. Lo, 2010. Global surface temperature change. *Reviews of Geophysics*, 48 (RG4004).
- Harwood, A., I. Girard, S. Johnson, A. Locke, and T. Hatfield, 2014. Environmental Flow Needs, Approaches, Successes and Challenges - Summary Report. Consultant's report prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment by Ecofish Research Ltd, July 25, 2014.
- Harwood, A., S. Johnson, I. Girard, S. Richard, J. Wick, A. Locke, G. Wendling, and T. Hatfield, 2017. Guidance on Assessing and Reporting Cumulative Impacts of Water Withdrawal on Environmental Flow Needs. Consultant's report prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment by Ecofish Research Ltd., GW Solutions Inc. and Locke and Associates, February 27, 2017.
- Henriksen, J. A., J. Heasley, J.G. Kennen, and , S. Newsand, 2006, Users' manual for the hydroecological integrity assessment process software (including the New Jersey Assessment

- Tools): U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline, Open File Report 2006-1093, 71p.
- Hook, J., 2003. Coarse sediment connectivity in river channel systems: a conceptual framework and methodology. *Geomorphology*, 56(1-2), 79-94.
- Hussain, Q.A. and A.K. Pandit, 2012. Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 4(7), 114-123.
- Jonsson, M., R.M. Burrows, J. Lidman, E. Fältström, H. Laudon, R.A. Sponseller, 2017. Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal headwaters through altered stream conditions. *Ambio*, 46, 311–323. (<https://doi.org/10.1007/s13280-016-0837-y>).
- Karr, J.R., 1981. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. *Fisheries*, Vol 6, N°6.
- Kendy, E. C. Apse, et K. Blann. 2012. A practical guide to Environmental flows for policy and planning with nine case studies in the United States. The Nature Conservancy. 67 p.
- Kennard, M.J., B.J. Pusey, J.D. Olden, S.J. Mackay, J.L. Stein, N. Marsh, 2010. Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater Biology*, 55, 171-193.
- King, J.M. C.A. Brown et H. Sabet, 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. *River Research and Applications*, 19, 619-640.
- King, J.M. et M.D. Louw, 1998. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. *Aquatic Ecosystems Health and management*, 1, 2, 109-124.
- La Rivière M., A. Aish, O. Gauthier, J. Grall, L. Guérin, A.-L. Janson, C. Labrune, T. Thibaut et E. Thiébaud, 2015. Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques. Rapport SPN 2015-69. MNHN. Paris, 52 p.
- Locke, A., et A. Paul, 2011. A desktop method for determining environmental flows for Alberta rivers and streams. Alberta Environment and Alberta Sustainable Resources Development. 94 pages
- Maheu, A., L. Poff, A. St-Hilaire, 2016. A classification of stream water temperature regimes in the conterminous United States. *River Research and Applications*. 32 :896-906
- Miller S. W., D. Wooster and J. Li, 2007. Resistance and resilience of macroinvertebrates to irrigation water withdrawals. *Freshwater Biology* (2007) 52: 2494-2510.
- Mistri M., C. Munari and A. Marchini, 2008. The fuzzy index of ecosystem integrity (FINE): a new index of environmental integrity for transitional ecosystems. *Hydrobiologia* 611:81–90
- Montgomery, D.R. 1999. Process domains in the River Continuum Concept. *Journal of the American Water Resources Association* 35:397-410.
- Oki D.S., R.H. Wolff, and J.A. Perreault, 2006. Effects of Surface-Water Diversion and Ground-Water Withdrawal on Streamflow and Habitat, Punaluu Stream, Oahu, Hawaii: U.S. Geological Survey, Scientific Investigations Report 2006-5153, 104 p.
- Ouranos, 2010. Élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques. Guide destiné au milieu municipal québécois, Montréal (Québec), 2010, 48 p.

- Poff, L. B.D. Richeter, A.H. Arthington, S.E. Bonn, R.J. Naiman, E. Kendy, M. Acreman, C. Apse, B.P. Bledsoe, M.C. Freeman, J. Henrikson, R.B. Jacobson, J.J. Kennen, D. M. Merritt, J.H. O'Keeffe, J.D. Olden, K. Rogers, R.E. Tharne, A. Warne, 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55: 147-170.
- Poff, L.N., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R. E. Sparks, and J.C. Stromberg, 1997. The Natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47(11): 769-784.
- Poff, N. L.R. and J.D. Allen, 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2) :606-627.
- Richter B. D., J. V. Baumgartner, D. P. Braun and J. Powell, 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management* 14: 329-340 (1998)
- Richter, B. D., 2010. Re-thinking environmental flows: From allocations and reserves to sustainability boundaries.. *River Research Applications*, Volume 26, pp. 1052-1063.
- Richter, B., J. Baumgartner, R. Wingington, D. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37(1): 231-249.
- Richter, B.D., 2010. Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries. *River Res. Applic.*, 26, 1052–1063.
- Gu, R.R., Y. Li, 2002. River temperature sensitivity to hydraulic and meteorological parameters. *Journal of Environmental Management*, 66(1): 43-56
- Saint-Jaques, N. et Y. Richard, 2002. Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2002/0293, rapport no EA/2002-04, 75 p. et 10 annexes.
- Simon, T.P., 1989. Rational for a family-level ichthyoplankton index for use in evaluating water quality. *Proceedings of the 1989 Midwest Pollution Control Biologists Meeting Chicago* II February 14-17 1989. Eds Davis W.S. and T.P. Simon. Proceedings of the 1989 Midwest Pollution Control Biologists Meeting, Chicago, IL. USEPA Region V, Instream Biocriteria and Ecological Assessment Committee, Chicago, IL. EPA 905/989/007. P.41-66.
- Simon and Lyons, 1995 Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: Davis, W.S., Simon, T.P. (Eds.), *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 245–262
- Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller, 2007. Climate change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Tennnant, D.L., 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1(4) : 6-10.

- Van Vliet M.T.H., W.H.P. Franssen, J. R. Yearsley, F. Ludwig, I. Haddel , D. P. Lettenmaier and P. Kabat
2013. Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change* 23 (2013) 450–464
- Velz C. J. 1970. Applied stream sanitation. Wiley Interscience, New York. 619 pp.
- Von Schiller, D., V. Acuna, I. Arisiti, M. Arroita, A. Basaguren, A. Bellin, L. Boyero, A. Butturini, A. Ginebreda, E. Kalogianni, , Larranaga, B Majone, A. Martinez, S. Monroy, I. Munoz, M. Puvonic, O. Perada, M. Petrovic, J. Pozo, S. Rodriguez-Mozaz, D. Rivas, S. Sabatrer, F. Sabater, N, Skoulikidis, L., Solagaistua, L. Vardakas, A. Leosegi, 2017. River ecosystem processes: A synthesis of Approaches, criteria use and sensitivity to Environmental stressors. *Science of the Total Environment*. 596-597: 465-480.
- Vörösmarty. C.J., P. Green, J. Salisbury, R.B. Lammers, 2000. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* 289 (5477): 284-288. DOI: 10.1126/science.289.5477.284
- Weiskel, P.K., S.L. Brandt, L.A. DeSimone, L.J. Ostiguy, S.A. Archfield, 2010, Indicators of Streamflow Alteration, Habitat Fragmentation, Impervious Cover and Water Quality for Massachusetts Stream Basins: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009-5272, 70p.
- Willby, N, J. A. Pitt, G. Phillips. The ecological classification of UK rivers using aquatic macrophytes. Report – SC010080/R1, U.K. Environment Agency, 200 pages
- Yan, Y., Y. Xin-An, Y.Zhi-Feng, and T. Jian, , 2014. A revised range of variability approach considering the periodicity of hydrological indicators. *Hydrological Processes*, 28(26), pp. 6222-6235.
- Yoder, C.O. and B.H. Kulik. 2003. The development and application of multimetric biological assessment tools for the assessment of impacts to aquatic assemblages in large, non-wadeable rivers: a review of current science and applications. *Canadian Journal of Water Resources*, 28 (2): 301 - 328.
- Wiederkehr, J., 2015. Estimation des incertitudes associées aux indices macroinvertébrés et macrophytes pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau. Biodiversité et Écologie. Université de Strasbourg, 213p.

ANNEXE: TABLEAU DES CRITÈRES

Critères hydrologiques							
Critère	Avantages	Inconvénients	Exemple d'application	Applicabilité dans le Québec méridional ?	Changement climatique	Application dans les rivières à saumon	Références
> Minimum annuel. > Débit moyen des 30 jours les plus faibles (30 days low flow). > Moyenne des périodes où l'hydrographe dépasse le 75ème percentile des débits journaliers (High pulse duration). > Date d'occurrence du maximum et du minimum annuel. > Fréquence à laquelle l'hydrographe change de variation par an.	6 paramètres aux distributions différentes. Degré d'altération non qualitatif donc non subjectif. Le RVA permet de voir si les régimes d'écoulement sont perturbés. Cette méthode tient compte des événements extrêmes et de la variabilité du régime d'écoulement.	Les sites de jaugeage doivent être proche des sites de prélèvements. Les périodes de jaugeage influencent la précision sur l'intervalle du RVA (20ans) et donc de l'évolution de la dégradation. (allonger la période par la statistique ou rivière de réf)	Green river et Colorado River	Oui	Changement d'amplitude et de fréquence des événements extrêmes. L'analyse des données historiques sous-estimera les événements futurs.	Oui, dans la mesure où ces métriques peuvent affecter un ou plusieurs habitats pour les différents stades de vie	Richter et al. 1998. <i>A Spatial assessment of hydrologic alteration within a river network</i> Richter et al. 1997. <i>How much water does a river need?</i>
> Débit journalier minimum annuel d'occurrence 5 ans (m3 s-1 km-2) > Moyenne des minimums de tous les débits de mars sur la totalité de la plage de données (m3 s-1 km-2) > Minimum des 90 jours consécutifs divisé par la médiane sur l'ensemble de la période > Médiane des durées annuelles moyennes des événements sous le 25ème percentile pour l'ensemble de la période (jour) > Moyenne du nombre d'événement où le débit est en-dessous de 5% du débit moyen pour l'ensemble de la période > Moyenne de la date des 7 débits minimum journaliers annuels (date julienne) > Moyenne des coefficients de variation des débits journaliers pour chaque année > Coefficient de variation du débit mensuel minimum annuel calculé de juillet à Septembre	Jeu de données pour laquelle les paramètres sont le moins corrélés. Le jeu de données tient compte des 5 caractéristiques des étiage (ADFOVO). Etude menée dans l'est Canadien	Critères seulement concentrés sur l'étiage, ne tient pas compte des débits de crue ou moyen.	Est Canadien	Oui	Changement d'amplitude et de fréquence des événements extrêmes. L'analyse des données historiques sous-estimera les événements futurs.	Oui, dans la mesure où ces métriques peuvent affecter un ou plusieurs habitats pour les différents stades de vie	Daigle, A., St-Hilaire, A., Beveridge, D., Caissie, D. & Benyahya, L. (2011) <i>Multivariate analysis of the low-flow regimes in eastern Canadian rivers.</i>
25%MAF : débit moyen annuel	Variabilité faible spatiale et de dimension de l'échantillon. Bonne protection des débits d'étiage. Bonne estimation pour les bassins non jaugés.		Bassin versant de la rivière Miramichi	Oui	Changement d'amplitude et de fréquence des événements extrêmes. L'analyse des données historiques sous-estimera les événements futurs.	Oui, dans la mesure où ces métriques peuvent affecter un ou plusieurs habitats pour les différents stades de vie	Caissie, D. 2007. <i>Comparison of hydrologically based instream flow methods using a resampling technique.</i>
Q50 : débit mensuel médian du mois d'août	Protection élevée des débits d'étiage	Forta variabilité spatiale et de dimension de l'échantillon				Oui, dans la mesure où ces métriques peuvent affecter un ou plusieurs habitats pour les différents stades de vie	
Q90 : débit mensuel dépassé 90% du temps		Faible protection des débits d'étiage,				Oui, dans la mesure où ces métriques peuvent affecter un ou plusieurs habitats pour les différents stades de vie	
7Q2 : débit moyen des 7 jours minimum consécutifs d'occurrence 2 ans		notamment pour les petits cours d'eau.					
7Q10 : débit moyen des 7 jours minimum consécutifs d'occurrence 10 ans							
0,25 QMA (débit moyen annuel) 0,3 QMA 0,5 QMA 0,25 QMP (débit moyen sur la période) 0,5 QMP Q50 aout (débit médian du mois) Q50 septembre	Prise en compte des espèces sensibles. Prise en compte des différentes phrases critiques au cours de l'année. Pour chaque rivière, une espèce sensible est déterminée, et pour chacune période de l'année est le critère le plus pertinent est déterminé.	Demande une bonne connaissance des espèces présentes dans le milieu.	Lac Saint-Jean Québec nord et sud Montérégie Outaouais	Oui	Modification des espèces sensibles dans le milieu.	Oui, dans la mesure où ces métriques peuvent affecter un ou plusieurs habitats pour les différents stades de vie	INRS-Eau, Groupe-conseil Génivar inc. 1997. <i>Méthode échohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec</i>
Mesure de la recharge d'eau souterraine	Permet une évaluation de la disponibilité de ce	Données parcellaires. De plus, l'impact de la recharge peut être une information redondante, présente en partie dans l'hydrogramme	n/a	Possible	Modélisation requise	Possible, couplé à un modèle hydrogéologique, hydrologique et thermique	ZBIGNIEW W. KUNDZEWICZ & PETRA DÖLL (2009) <i>Will groundwater ease freshwater stress under climate change?</i> , Hydrological Sciences Journal, 54:4, 665-675, DOI:

Critères physiques							
Critère	Avantages	Inconvénients	Exemple d'application	Applicabilité dans le Québec méridional ?	Changement climatique	Application dans les rivières à	Références
Eau stockée dans la nappe Total d'eau stockée (rivière + nappe)	Montre la variabilité des flux entre eaux souterraines et eaux superficielles. Peut être utile pour ne pas affecter la nappe souterraine lors de prélèvements	Il n'est pas certain qu'il soit nécessaire d'avoir une information spécifique sur l'eau souterraine. La protection de l'eau de surface protège de facto l'eau souterraine.	Application à une échelle très grossière (e.g. continentale).	Dépendant de la quantité de données hydrogéologiques disponibles, peut être applicable.	Il existe des modèles couplés permettant de prendre en compte les impacts des CC sur la recherche.	Possible	<i>P. Döll et al. 2011. Impact of water withdrawals from groundwater and surface water on continental water storage variations. Journal of Geodynamics 59–60 (2012) 143–156</i>
Largeur mouillée	Facile et rapide à mesurer. Relation entre la largeur mouillée correspondant au débit moyen annuel et le débit moyen annuel.	Un petit différence de largeur entraîne une grande différence de débit. Pour déterminer une largeur seuil, il faut déjà déterminer un débit seuil, ce qui une double estimation.	Rivières du Nouveau Brunswick	Oui	La modification des événements hydrologiques impliquera une évolution de la largeur mouillée.	Possible, mais de portée limitée si il n'y a pas de validation biologique	<i>Caissie D. 2006. River discharge and channel width relationship for New Brunswick Rivers.</i>
Périmètre mouillé	Facile et rapide à mesurer. Des relations empiriques peuvent être établies avec le débit	Nécessite des relevés bathymétriques. Application ponctuelle	Armstron Creek, Starvation Creek, Australie	Oui	Une fois la relation empirique entre débit et périmètre mouillée établie, l'approche peut être utilisée en conjonction avec des scénarios de CC et un modèle hydrologique	Il faut pouvoir établir une relation entre le périmètre mouillé et la quantité d'habitat.	Gippel, JC et M.G. Stewardson. 1998. Use of wetted perimeter in defining environmental flows. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 14: 53–67 (1998)
Instream Flow Incremental Methodology + Habitat Evaluation Procedure : > Caractéristiques du substrat > Caractéristiques de l'écoulement > Qualité chimique et température	Détermine le débit optimum pour maximiser les habitats adaptés à chaque stade de la vie (alevin, juvénile, adulte). Débit optimum calculé pour chaque mois.	Nécessite un travail d'analyse des habitats avant les prélèvements. Présence d'habitat ne veut pas dire qu'il y a présence des poissons.	Colorado River	Oui	Avec le changement climatique, la distribution, l'abondance et la structure les communautés d'espèces vont évoluer (ex : limite des distributions nordique) alors que les habitats seront là. Pertinence de l'étude des habitats ?	Oui, dans les rivières à saumons on peut se concentrer sur les habitats spécifiques aux saumons.	<i>Bovee 1982. A Guide to Stream Habitat using the IFIM</i>

Critères biologiques							
Critère	Avantages	Inconvénients	Exemple d'application	Application dans le Québec méridional ?	Changement climatique	Application dans les rivières à saumon	Références
Indice d'intégrité biotique (Poisson): > Nombre de familles sensibles > Nombre de familles sensibles > Equité /Dominance > Index des familles de biotes > Pourcentage de guildes non gardien > Pourcentage de guildes gardien > Pourcentage de guildes porteur > Pourcentage de guildes lithophile > Capture par unité de temps > Temps moyen de génération > Pourcentage de déformation	Métriques choisis en fonction du milieu (ici rivière). 3 catégories de métriques pris en compte : composition taxonomique, guildes reproductives et abondance/temps de génération/déformation. Analyse concentrée sur les alevins et les juvéniles (stades de vie très vulnérables aux altérations) Critères basées sur les communautés de l'Amérique du Nord	Demande un budget (temps, humains, argent). IIB est influencé par l'effort d'échantillonnage. Comparaison du IIB par rapport à un site de référence. Pas d'application avec les critères de Simon.	Ohio	Oui	Evolution des communautés piscicoles.	Oui, l'indice tient compte des espèces sensibles comme le saumon.	Chouinard, H. 2009. <i>L'intégrité écologique des cours d'eau: analyse de méthodes de suivi et proposition d'une méthode adaptée au parc national d'Ifrane</i>. Doctoral dissertation, Université de Sherbrooke). : s.n., 2009. Karr, J. R., & Chu, E. W. 1998. <i>Restoring life in running waters: better biological monitoring</i>. s.l. : Island Press., 1998. Karr, J. R., Chu, E. W. 1997. <i>Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment</i>. 1997. Simon, T. 1995. <i>Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystems</i>
Fuzzy Index of Ecosystem Integrity : (Macrophyte et Macrobenthos) > Biomasse des algues > Présence d'herbier aquatique > Biomasse des macrobenthos > Diversité alpha des macrobenthiques > Diversité fonctionnelle des macrobenthiques > Abondance des macrobenthiques > Nombre de macrobenthiques	Donne un degré de sensibilité de la dégradation de la qualité des habitats. L'abondance des espèces est privilégiée par rapport à la composition des communautés.	Certains critères sont assez subjectifs. Demande du temps dans l'analyse des échantillons.	Lagons Goro, Comacchio, Lesina	L'indice est appliqué dans un lagon, les caractéristiques sont donc différentes des rivières. Il faut se demander d'abord si les critères choisis sont-ils applicables en rivière ? Puis au Québec ?	Evolution des communautés de macrophytes/macrobenthos	Les macrophytes sont peu présents dans les habitats de saumon	Mistri, Munari, Marchini 2008. <i>The fuzzy index of ecosystem integrity (FINE): a new index of environmental integrity for transitional ecosystems</i>
Indice d'intégrité biotique (Invertébrés) : > Nombre total d'espèces > Nombre d'Ephemeroptera > Nombre de Plecoptera > Nombre de Pteronarcys > Nombre de Trichoptera > Nombre de d'espèces intolérantes > Nombre d'espèces intolérantes au type de sédiments > % d'espèces tolérantes > % d'espèces tolérantes aux types de sédiments > % Dominance (3 espèces) > Abondance	Récolte relativement facile des échantillons. Les invertébrés sont de très bon indicateurs de l'état du cours d'eau.	Demande beaucoup de temps pour l'analyse des échantillons. IIB est influencé par l'effort d'échantillonnage. Comparaison du IIB par rapport à un site de référence. Etude menée seulement en Oregon, les critères sont peut être spécifiques seulement à cette région.	Umpqua et Rogue River, Oregon		Evolution des communautés d'invertébrés	La dérive d'invertébrés benthiques constitue la nourriture du saumon juvénile. Pour l'application des critères biologique dans les rivières à saumons, il faut se demander si les invertébrés sont plus sensibles que les saumons à l'altération des cours d'eau ?	Leska S. Fore; James R. Karr; Robert W. Wiseman. 1996. <i>Assessing Invertebrate Responses to Human Activities: Evaluating Alternative Approaches</i>.
Relation entre richesse spécifique et débit	Relation calculée à partir de données de nombreuses rivières	Nécessite un échantillonnage sur le terrain pour valider la relation	Mondial (voir référence)	Possible	Nécessite modélisation hydrologique et modèle de dynamique de populations	Possible	Xenopoulos, M., D. Lodge, M. Marker, K. Schulze, D. P. Van Vuuren. <i>Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal</i>. <i>Global Change Biology</i> 11(10): 1557-1564.

Critères de qualité de l'eau							
Critère	Avantages	Inconvénients	Exemple d'application	Application dans le Québec méridional ?	Changement climatique	Application dans les rivières	Références
Moyenne des 7 jours où la température journalière est maximale. Conductivité	Variables physiques. Demande moins de temps et de personnes que les critères biologiques. Cette valeur de température est corrélée à la composition des communautés d'invertébrés.	Besoins de données journalières. Mise en place de capteurs pour récolter les données	Umatille River	Peu de données disponibles	Hausse des températures	On connaît bien les seuils de tolérance thermique des saumons selon leur stade de vie. Un modèle d'habitat incluant la thermie est en construction pour un stade de vie du saumon juvénile (ages)	Miller S.W. et al. 2007. <i>Resistance and resilience of macroinvertebrates to irrigation water withdrawals</i>

Méthodes globales							
Critères/méthodes	Avantages	Inconvénients	Exemple d'application	Applicabilité dans le Québec méridional ?	Changement climatique	Application dans les rivières à saumon	Références
DRIFT: Downstream Response to Imposed Flow Transformation	Inclut de nombreuses considérations: Quantité et qualité de l'eau, biologie et écologie, aspects socio-économiques	Très exigeant en terme de récolte de données, nécessite l'avis d'expert et participation du public	Lesotho Highlands	Possible, mais la quantité de données requise pourrait être prohibitive	Les scénarios de changements climatiques peuvent être utilisés, mais la cascade de modèles requise pour arriver à évaluer les impacts sur la qualité de l'eau, l'écologie et les aspects socio-économiques peut limiter cette application	L'approche offre l'avantage de prendre en considération les variables biologiques, incluant potentiellement l'habitat du saumon	King, JM, CA Borwn, H. Sabet. 2003. A Scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. <i>River Research and Applications</i> 19:619-640.
BBM: Building Block Methodology	Reconstruction de l'hydrogramme futur sur une base mensuelle en considérant les besoins humains, écologiques, etc.	L'approche nécessite une connaissance approfondie des besoins de la biote et/ou services écosystémiques. Approche dite "Bottom Up": on reconstruit un hydrogramme à partir de 0	Afrique du Sud	Pourrait être utilisée en prenant comme base l'approche de Belzile et al. (approche écohydrologique)	Une fois l'hydrogramme reconstruit au pas de temps mensuel, l'impact des CC pourrait être pris en compte mais l'adaptabilité des besoins de la biote est difficile à prévoir	L'approche offre l'avantage de prendre en considération les variables biologiques, incluant potentiellement l'habitat du saumon	King, J.M. and D. Louw. 1998. "Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology ." <i>Aquatic Ecosystems Health and Mangement</i> 1:109-124.
Benchmarking	Fait des comparaisons à l'intérieur d'un bassin versant entre tronçons aménagés ou impactés et tronçons plus naturels.	Besoin d'une cascade de modèles en commençant par un modèle hydrologique distribué.	Australie (Queensland, Bassin versant de la rivière Burnett)	Possible, mais la quantité de données et l'effort de modélisation pourraient être prohibitifs	Les scénarios de changements climatiques peuvent être utilisés, mais la cascade de modèles requise pour arriver à évaluer les impacts sur la qualité de l'eau, l'écologie et les aspects socio-économiques peut limiter cette application	L'approche offre l'avantage de prendre en considération les variables biologiques, incluant potentiellement l'habitat du saumon	Brigza, SO, AH Arthington, BJ Puzey, MJ Kennard, SJ Mackay, GL Werren, NM Criag, SJ Choy. 2002. Benchmarking, a top-down methodology for assessing environmental flows in Australian rivers. In <i>Environmental flows for river systems: An international working conference on</i>
ELOHA: Ecological limits of hydrological alteration	Approche reconnue. Elle est basée en grande partie sur les indices hydrologiques, une classification géomorphologique et des hypothèses sur la relation débit-écologie. Elle comprend un volet sociétal.	Nécessite des données biologiques afin de valider les hypothèses sur les relations débit-écologie	Plusieurs états américains, Australie, Fleuve St-Jean (N.-B.)	Possible, mais la quantité de données requise pourrait être prohibitive	Comme l'approche est basée sur les indices hydrologiques, cette partie peut prendre en compte les scénarios de changements climatiques à l'aide d'un modèle hydrologique.	Possible	Poff, NL, Zimmerman, JK. 2010. Ecological impacts of altered flow regimes: a meta-analysis to inform environmental flow management. <i>Freshwater Biology</i> 55: 194-205.