

**L'envasement des cours d'eau :
processus, causes et effets
sur les écosystèmes
avec une attention particulière
aux Catostomidés
dont le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*)**

Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie

Société de la faune et des parcs du Québec

RAPPORT TECHNIQUE 16-13

**L'envasement des cours d'eau : processus, causes et effets
sur les écosystèmes
avec une attention particulière aux Catostomidés
dont le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*)**

par

Nathalie Vachon, biologiste

Direction de l'aménagement de la faune
de Montréal, de Laval et de la Montérégie

Mai 2003

Référence à citer :

Vachon, N. 2003. L'envasement des cours d'eau : processus, causes et effets sur les écosystèmes avec une attention particulière aux Catostomidés dont le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, Rapport technique 16-13, vi + 49 p.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2003.

ISBN : 2-550-40926-4

ISSN : 1704-7064

RÉSUMÉ

Puisqu'il s'agit de phénomènes insidieux et de plus en plus répandus, l'augmentation de la turbidité et l'envasement des cours d'eau retiennent souvent l'attention des biologistes. Dans certains états américains, l'envasement excessif des rivières depuis les cent dernières années est considéré comme le facteur principal de la constriction de l'aire de répartition de 78 % des espèces de poisson de même que de la disparition de plusieurs espèces indigènes. L'augmentation de la turbidité et notamment l'envasement progressif du lit de la rivière ont tous été identifiés comme des facteurs menaçant l'intégrité de l'habitat et, par le fait même, la survie du chevalier cuirré dans la rivière Richelieu. Ce document répond, en partie, à une recommandation émanant du Comité d'intervention (1995, 1999) qui consiste à évaluer leurs effets sur le chevalier cuirré. L'envasement des cours d'eau est un processus naturel. En situation d'équilibre, les apports qui surviennent au cours d'un cycle annuel normal ne modifient pas de façon significative l'écosystème. Chaque système possède donc une certaine capacité de tendre à nouveau vers l'équilibre suite aux événements naturels les plus fréquents. Les activités anthropiques, de plus en plus nombreuses, représentent toutefois des perturbations additionnelles qui conduisent à l'accélération des processus d'érosion et d'envasement et à l'apport de sédiments fins dans la colonne d'eau. La présence de sédiments en quantité excessive influence les processus de transmission de la chaleur dans la colonne d'eau ce qui modifie inévitablement la quantité d'oxygène dissous. L'existence de liens très étroits entre la quantité de lumière qui pénètre dans l'eau, la production primaire, la respiration microbienne, la productivité des invertébrés et ultimement celle des vertébrés a été clairement démontrée. L'augmentation de la turbidité et l'envasement des cours d'eau entraînent une diminution de la biomasse des macrophytes et du périphyton. Les effets sur les organismes aquatiques sont généralement regroupés sous deux catégories; les effets directs: désordres physiologiques, modifications du comportement et dommages mécaniques; et les effets indirects qui résultent d'une altération de l'habitat et de leurs ressources alimentaires. Le niveau de sensibilité des différents organismes aquatiques peut varier considérablement entre les espèces et est tributaire de leurs exigences sur le plan biologique. Chez les poissons, les espèces les plus intéressantes pour la pêche sportive et la consommation (truite, saumon, brochet, esturgeon etc.) sont généralement plus vulnérables que les espèces ubiquistes souvent jugées moins désirables. La sensibilité de la faune ichtyenne à l'envasement et à la turbidité diffère également selon les étapes du cycle vital; les œufs et plus spécifiquement, les larves sont particulièrement vulnérables. L'influence de l'envasement et de la turbidité sur le succès de reproduction varie selon les guildes décrites par Balon (1975). Les spéléophiles, certains phytophiles et la plupart des lithophiles dont ceux de la famille des Catostomidés sont les plus sensibles. Les espèces dont les caractéristiques biologiques et les exigences écologiques sont similaires (modes de reproduction ou d'alimentation) présentent des réponses comparables à la dégradation de leur habitat par l'envasement. La plupart des Catostomidés sont connus pour être sensibles à la dégradation de l'écosystème. Ceux appartenant aux genres : *Moxostoma*, *Minytrema*, *Scartomyzon*, *Thoburia*, *Hypentelium* et *Cycleptus*, sont considérés les plus vulnérables à l'envasement et à la turbidité alors que ceux des genres *Ictiobus*, *Carpoides*, *Erimyzon* et *Catostomus* y sont généralement plus tolérants. La disparition et/ou la diminution de populations chez une dizaine d'espèces de la famille des Catostomidés serait vraisemblablement reliées à la détérioration de leur habitat par l'envasement et la turbidité. Nonobstant le manque d'études de laboratoire concernant l'effet de l'envasement et de la turbidité chez les représentants du genre *Moxostoma* (absence dans le cas du chevalier cuirré), les nombreuses observations en milieu naturel de même que les études menées avec d'autres espèces, dont les exigences écologiques sont similaires, permettent une certaine extrapolation. Reproducteur lithophile, benthophage spécialiste dont l'alimentation est basée presque exclusivement sur les mollusques, le chevalier cuirré présente des caractéristiques similaires à celles d'autres espèces qui sont connues pour être les plus affectées par la détérioration de l'habitat par l'envasement et l'accroissement de la turbidité.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
1 INTRODUCTION	1
2 FACTEURS AFFECTANT LA DIVERSITÉ ET LA DISTRIBUTION DE LA FAUNE ICHTYENNE	2
3 PROCESSUS DE SÉDIMENTATION	3
3.1 L'ENVASEMENT DES COURS D'EAU : UN PROCESSUS NATUREL	3
3.2 LES CAUSES DE L'ENVASEMENT EXCESSIF DES COURS D'EAU	4
3.3 TURBIDITÉ : DÉFINITION, UNITÉS ET NORMES	6
4 LES EFFETS DE L'ENVASEMENT ET DE LA TURBIDITÉ.....	7
4.1 SUR LES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DE L'EAU	7
4.2 SUR LES PRODUCTEURS PRIMAIRES.....	7
4.3 SUR LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES.....	8
4.4 SUR LES COMMUNAUTÉS ICHTYENNES.....	14
4.4.1 Introduction	14
4.4.2 Variabilité de la sensibilité des poissons à différentes étapes du cycle vital : effets directs et indirects.....	15
4.4.2.1 Stade embryonnaire.....	15
4.4.2.2 Stade larvaire.....	18
4.4.2.3 Stade juvénile.....	20
4.4.2.4 Adultes	21
4.4.2.5 Variabilité de la sensibilité selon les guildes de reproduction.....	25
4.4.3 Les Catostomidés	26
4.4.3.1 Généralités	26
4.4.3.2 Variabilité de la sensibilité au sein de la famille des Catostomidés	28
4.4.3.3 Le chevalier cuivré et autres cas particuliers : observations, commentaires et hypothèses	29
5 CONCLUSION	35
REMERCIEMENTS	36
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	37
ANNEXE 1.....	47
ANNEXE 2.....	49

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1. Synthèse des effets et des processus impliqués par l'augmentation de la turbidité et l'envasement excessif des cours d'eau sur les producteurs primaires.8
- Tableau 2. Quelques exemples d'effets observés chez certains invertébrés aquatiques par l'augmentation de l'envasement et de la turbidité des cours d'eau.....12
- Tableau 3. Quelques exemples d'effets observés chez des œufs et des larves de poissons suite à l'augmentation de l'envasement et de la turbidité des cours d'eau.17
- Tableau 4. Synthèse des informations concernant la disparition ou la diminution de certaines populations de poissons de la famille des Catostomidés associée à la détérioration de leur habitat par l'envasement excessif et l'augmentation de la turbidité.27

1 INTRODUCTION

La dégradation de l'habitat a été identifiée comme une des causes du déclin du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce de la famille des Catostomidés, endémique au Québec et menacée d'extinction (Comité d'intervention 1995, 1999, La Haye et Huot 1995, Mongeau *et al.* 1986, 1988, 1992). L'un des derniers bastions du chevalier cuivré, la rivière Richelieu, où les deux seules frayères connues de l'espèce sont localisées, montre des signes de détérioration des habitats dont les répercussions sur la faune aquatique se font déjà sentir. La pollution industrielle, domestique et agricole, la construction de barrages, le dérangement des géniteurs en période de reproduction par les activités des plaisanciers sur la frayère des rapides de Chambly, l'augmentation de la turbidité et notamment l'envasement progressif du lit de la rivière ont tous été identifiés comme des facteurs menaçant l'intégrité de l'habitat et, par le fait même, la survie du chevalier cuivré dans la rivière Richelieu (Dumont *et al.* 1997, Gendron et Branchaud 1997, 1998, Mongeau *et al.* 1986, 1992). Tous ces facteurs, sauf l'effet de l'envasement et de l'augmentation de la turbidité, ont été abordés par l'une ou l'autre des études sur le chevalier cuivré menées au cours des dernières années. Ce document répond, en partie, à une recommandation émanant du Comité d'intervention (1995, 1999) qui consiste à évaluer les effets de l'envasement de l'habitat du chevalier cuivré. Il vise d'abord à décrire sommairement le processus de sédimentation des rivières ainsi que les différents mécanismes par lesquels les sédiments en suspension dans l'eau et accumulés au fond des cours d'eau peuvent affecter la survie des poissons. En second lieu, il vise à dresser un bilan des connaissances disponibles sur la sensibilité des Catostomidés à ces différents processus. Il pourrait par la suite servir de base à l'identification de solutions et, si requis, à l'élaboration de protocoles expérimentaux visant à vérifier l'effet de ces sources de pollution sur les Catostomidés (à différents stades de leur ontogénie) plus particulièrement sur ceux du genre *Moxostoma* auquel appartient le chevalier cuivré.

2 FACTEURS AFFECTANT LA DIVERSITÉ ET LA DISTRIBUTION DE LA FAUNE ICHTYENNE

La diversité et la distribution de la faune ichthyenne d'une région donnée est influencée par son histoire géologique. Burr et Page (1986) ont relié divers événements géologiques, survenus durant les périodes du Pliocène, du Pléistocène et du Post-Pléistocène, à l'évolution (diversité et distribution) des communautés ichthyennes de cette région. Ces événements tel les mouvements de continents, les périodes de glaciation, les cycles d'érosion et les changements climatiques, ont profondément modifié les bassins de drainage du centre des États-Unis. Ils ont contribué à isoler ou déplacer des populations et même à augmenter l'aire de distribution de certaines espèces alors que d'autres ont été exterminées (Burr et Page 1986).

À une échelle temporelle plus restreinte, plusieurs études mettent en évidence des changements, parfois dramatiques, de l'ichtyofaune de l'Amérique du Nord et ce, particulièrement depuis les 150 dernières années (Burr et Page 1986, Cordone et Kelley 1961). Ces changements, qui sont associés à des modifications de l'habitat (détérioration et perte de diversité), résulteraient de l'augmentation de l'envasement et de la turbidité, de la construction de canaux de navigation, du drainage des marécages, de la pollution industrielle, domestique et agricole (usage plus répandu de pesticides et d'engrais), de la modification des berges et de la construction de barrages. L'introduction d'espèces de même que l'impact de certaines pêcheries commerciales ont également contribué au déclin de certaines espèces (Burr et Page 1986, Cordone et Kelley 1961, Crumby *et al.* 1990, Jenkins et Burkhead 1994, Pearson et Pearson 1989, Reash et Van Hassel 1988, Scoppettone et Vinyard 1991, Trautman 1981, Whittier et Hughes 1998). Les activités d'origine anthropique sont donc principalement en cause.

Parmi les facteurs qui affectent les écosystèmes aquatiques, l'augmentation de la turbidité et l'envasement des rivières retiennent souvent l'attention des biologistes (Burr et Page 1986, Cordone et Kelley 1961, Muncy *et al.* 1979, Waters 1995). Plusieurs estiment que l'envasement des cours d'eau est le facteur le plus répandu et le plus insidieux qui affecte les poissons (Cordone et Kelley 1961, Jenkins et Burkhead 1994). L'une des régions des

États-Unis où des changements importants de la communauté ichtyenne ont été observés et se produisent encore aujourd'hui comprend les états de l'Ohio, de l'Indiana, de l'Illinois et de l'Iowa où les activités agricoles sont relativement intenses. L'envasement excessif des rivières depuis les cent dernières années y est considéré comme le facteur principal de la constriction de l'aire de répartition de 78 % des espèces et même de la disparition de plusieurs espèces indigènes dans cette région. Parmi celles qui ont subi une réduction de leur aire de distribution citons : *Ammocrypta asprella*, *Hybopsis amblops*, *Notropis anogenus*, *Notropis heterodon*, *Fundulus diaphanus*, *Labidesthes sicculus*, *Percina copelandi* et *Lepomis symmetricus*. En contrepartie les modifications de l'habitat entraînées par l'envasement ont été profitables pour d'autres espèces plus tolérantes face à ces nouvelles conditions comme *Phenacobius mirabilis*, *Notropis lutrensis*, *Pimephales promelas* et *Lepomis humilis* (Burr et Page 1986, Goodchild 1990, 1994 et Houston 1996).

3 PROCESSUS DE SÉDIMENTATION

3.1 L'envasement des cours d'eau : un processus naturel

Dans tous systèmes naturels, des changements continuels s'opèrent. De plus en plus, les biologistes considèrent qu'une rivière est un système où un équilibre dynamique s'établit c'est-à-dire qu'il y survient rapidement des ajustements suite à certaines perturbations du milieu (Heede et Rinne 1990). Des perturbations, tel une activité agricole intense, qui se produisent dans le secteur amont d'une grande rivière se répercutent vraisemblablement plus en aval et peuvent souvent avoir un impact majeur sur la structure trophique des écosystèmes de même que sur la stabilité des communautés ichtyennes de l'ensemble du système (Schlosser 1982, Stauffer et Hocutt 1980). Des variables naturelles tel les caractéristiques du bassin versant (géomorphologie, nature du sol), les interactions entre les eaux de surface et souterraines, la viscosité et la température de l'eau, la vitesse du courant, la présence de végétation dans la zone riparienne, le transport de sédiments, la morphologie de la rivière et de son lit, sont étroitement reliées entre elles et modulent cet équilibre dynamique et ultimement l'habitat des organismes aquatiques (Heede et Rinne 1990, Stanford 1998). Chaque système peut ainsi tolérer une certaine quantité de perturbations et possède, selon ses caractéristiques, son propre potentiel de réaction à ces perturbations afin de tendre vers un nouvel équilibre. Il arrive cependant que l'importance et

la nature des perturbations dépassent largement la capacité du système à y réagir ; c'est alors que l'équilibre est rompu (Heede et Rinne 1990, Stauffer et Hocutt 1980). Ainsi, une ou plusieurs de ces variables seront altérées. C'est alors que les processus d'érosion et de sédimentation pourraient être accélérés et que des modifications brusques et importantes seront observées dans l'écosystème aquatique (Heede et Rinne 1990). L'érosion des sols par la pluie, le vent et le ruissellement de l'eau sont des processus normaux conduisant à l'accumulation de sédiments dans les cours d'eau. En situation d'équilibre, les apports qui surviennent au cours d'un cycle annuel normal ne modifient pas l'écosystème aquatique de façon significative.

3.2 Les causes de l'envasement excessif des cours d'eau

Depuis quelques siècles, les activités humaines ont largement contribué à accélérer les processus d'érosion et d'envasement, créant ainsi un déséquilibre se traduisant par la perte de terres agricoles, une diminution de la capacité de rétention de l'eau dans les forêts, une fréquence plus élevée des inondations, un remplissage plus rapide des réservoirs et l'accumulation de sédiments fins dans les cours d'eau (Heede et Rinne 1990, Murphy *et al.* 1981, Waters 1995). Les processus de sédimentation des cours d'eau peuvent parfois être si rapides que les effets sur la communauté ichthyenne sont observables à court terme. Par exemple, Waters (1995) mentionne qu'au cours d'une étude portant sur la productivité des truites à Valley Creek au Minnesota, la population fut presque entièrement décimée suite au recouvrement complet du lit du ruisseau par du sable après à un violent orage survenu en 1965. Quelques années plus tard, au même endroit, des accumulations d'argile survenues suite à un projet de construction résidentielle ont éliminé les populations de truite et d'invertébrés pour une période de deux ans.

Plusieurs activités humaines accélèrent l'envasement et augmentent la turbidité des cours d'eau. Parmi elles, l'agriculture est de loin la plus importante. Certaines pratiques agricoles sont davantage reliées à cette problématique. Par exemple, le broutage et le piétinement par le bétail de la végétation de la zone riparienne détruisent sa capacité à jouer son rôle tampon et accélèrent l'érosion des berges. La culture intensive du bassin versant et des plaines inondables produit également les mêmes effets (Waters 1995). Il est bien connu que

la végétation de la zone riparienne ralentit le processus de sédimentation dans les cours d'eau puisqu'elle contribue à la rétention des particules et que ses racines stabilisent les berges (Heede et Rinne 1990, Tabacchi *et al.* 1998, Wichert et Rapport 1998). L'industrie forestière, sous toutes ses formes, génère également des sédiments en quantités excessives dans les cours d'eau. Il faut considérer non seulement la coupe à blanc mais aussi la préparation du site pour le reboisement, la construction et l'entretien des routes d'accès souvent à proximité des cours d'eau et l'utilisation de machineries lourdes. L'industrie minière et toutes autres activités qui altèrent la surface du sol de même que tout ce qui est relié à l'urbanisation, c'est-à-dire le développement résidentiel et industriel, la construction de routes et autres infrastructures (ponts, réseau de transmission électrique etc.), en sont d'autres. L'apport de sédiments dans les écosystèmes aquatiques peut être jusqu'à cinquante fois plus élevé dans les zones urbaines que dans les régions rurales (Waters 1995).

Le processus d'érosion peut être déclenché et même exacerbé par des facteurs d'origine anthropique auxquels s'ajoutent diverses formes d'activités récréatives se déroulant sur les cours d'eau ou à proximité (circulation d'embarcations, baignade, sentiers pédestres, pistes cyclable etc.) (Waters 1995). Les effets néfastes du dragage des cours d'eau sur les invertébrés aquatiques et les poissons ont aussi été démontrés par Wilber et Clarke (2001). En outre, certains phénomènes naturels, qui ne peuvent être contrôlés par l'humain, tel les orages violents ou les éruptions volcaniques entraînent également des mouvements importants de sédiments vers les cours d'eau et peuvent, dans certains cas, affecter gravement l'intégrité des écosystèmes aquatiques (Waters 1995).

3.3 Turbidité : définition, unités et normes

La turbidité constitue une mesure du niveau d'ennuage de l'eau. Exprimée en unités néphélométriques de turbidité (NTU), cette mesure rend compte de la quantité de matière en suspension (MES, mesurée en ppm ou mg/l) ainsi que des éléments colorants de l'eau (généralement exprimé en unité de couleur vraie ou HAZEN). Bien que la turbidité ne constitue pas une mesure directe de l'intensité de lumière qui pénètre dans l'eau ni de la quantité de matière en suspension, elle s'avère un indicateur représentatif (Lloyd 1987).

D'après les critères de la qualité de l'eau de surface du ministère de l'Environnement, la protection de la vie aquatique (effet chronique) permet une augmentation moyenne maximale de 2 NTU par rapport à la turbidité naturelle et maximale de 8 NTU (toxicité aiguë).

D'autres provinces canadiennes ont également proposé des standards. En Ontario, l'ajout de matière en suspension aux eaux de surface est considéré néfaste s'il modifie les valeurs naturelles enregistrées au disque de Secchi de plus de 10 %. Au Manitoba, une concentration de 25 mg/l et moins de MES est considérée comme acceptable dans les eaux de rejets. Enfin, en Europe le seuil de 25 mg/l et moins est aussi considéré comme convenable et sans effet sur la vie aquatique (Kerr 1995).

4 LES EFFETS DE L'ENVASEMENT ET DE LA TURBIDITÉ

4.1 Sur les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau

L'envasement excessif des cours d'eau modifie les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et ses effets se font sentir sur l'ensemble de la chaîne trophique. Les fines particules inorganiques sont les sédiments qui causent le plus de problèmes puisqu'elles circulent avec le courant, entraînent une augmentation de la turbidité et se déposent sur le lit des cours d'eau causant une perte d'habitat pour plusieurs espèces aquatiques. À l'exception des endroits où la vitesse du courant est très faible, les sédiments en suspension sont distribués relativement uniformément dans la colonne d'eau et ce, même aux endroits les plus profonds. Des expériences de laboratoire démontrent que la présence de sédiments modifie les processus normaux de contrôle de la température de l'eau en influençant la transmission de la chaleur et ce, particulièrement dans les élargissements des rivières. Les répercussions peuvent être extrêmement importantes puisque la température affecte le métabolisme des organismes aquatiques, modifie certains facteurs physiques et chimiques de l'eau tel la quantité d'oxygène dissous. En effet, une augmentation de la consommation d'oxygène est observée lorsque des particules organiques, souvent partiellement décomposées, sont transportées dans les cours d'eau dont le substrat est en grande partie composé de fines particules (limon) (Cordone et Kelley 1961, Ellis 1936). D'autres effets tel une altération de l'odeur et du goût de l'eau, une diminution de sa clarté et de son pH près du substrat résultent de la présence de sédiments en suspension et de l'envasement (Lemly 1982 et Oswald 1972 *in* Kerr 1995).

4.2 Sur les producteurs primaires

L'existence de liens très étroits entre la quantité de lumière qui pénètre dans l'eau, la production primaire, la respiration microbienne, la productivité des invertébrés et ultimement celle des vertébrés a été clairement démontrée (Murphy *et al.* 1981 et Lloyd *et al.* 1987). Selon Lloyd (1985) *in* Kerr (1995), une augmentation de 5 NTU dans un cours d'eau où l'eau est relativement limpide engendre une baisse de la production primaire de 3 à 13 % et est associée à une augmentation de MES de 5 à 25 mg/l. Le Tableau 1 présente un résumé

des effets de l'augmentation de la turbidité et de l'envasement excessif des cours d'eau sur les producteurs primaires.

Tableau 1. Synthèse des effets et des processus impliqués par l'augmentation de la turbidité et l'envasement excessif des cours d'eau sur les producteurs primaires.

Effet	Processus/Cause	Référence
↓ biomasse des macrophytes	Diminution de la photosynthèse due à : <ul style="list-style-type: none"> • la réduction de la pénétration de la lumière dans l'eau • l'accumulation de sédiments fins sur les macrophytes Ensevelissement sous les sédiments	Cordone et Kelley (1961) Ellis (1936) Muncy <i>et al.</i> (1979) Waters (1995) Lloyd <i>et al.</i> (1987)
↓ biomasse du périphyton ↓ ou altération de la croissance et de la biomasse des algues	Réduction de la pénétration de la lumière dans l'eau Combinée à de grandes vitesses de courant, des quantités excessives de sédiments en suspension arrachent les algues du lit des rivières Par l'augmentation des nutriments ou des contaminants adsorbés aux sédiments en suspension Ensevelissement sous les sédiments	Cordone et Kelley (1961) Muncy <i>et al.</i> (1979) Newcombe et MacDonald (1991) Lloyd <i>et al.</i> (1987)

4.3 Sur les invertébrés aquatiques

Les effets des sédiments en suspension sont nombreux et souvent létaux pour les invertébrés aquatiques. Newcombe et MacDonald (1991) soulignent que, comme cela est le cas pour les contaminants, la sévérité des effets des sédiments en suspension sur les organismes aquatiques est corrélée non seulement à leur concentration mais également à la durée de l'exposition ($r^2 = 0,64$, $p < 0,01$). Selon ces derniers, les invertébrés aquatiques seraient aussi sensibles sinon plus que les Salmonidés à cette forme de pollution. Par contre, suite à une décharge ponctuelle de sédiments, la faune benthique montre une grande capacité de récupération lorsque les conditions sont revenues au niveau initial

(Cordone et Kelley 1961). Puisque les invertébrés benthiques sont relativement sédentaires, ils sont considérés comme de bons indicateurs pour évaluer des perturbations plus circonscrites dans l'écosystème. Il faut cependant prendre en considération qu'ils ne réagissent pas tous de la même façon à l'envasement et à la turbidité (Berkman *et al.* 1986).

Ultimement, la présence de sédiments en suspension et l'envasement du lit des cours d'eau induisent d'importants changements dans la structure des communautés d'invertébrés aquatiques allant d'une perte de diversité à la réduction ou même à la disparition de certaines populations (Cordone et Kelley 1961, Lloyd *et al.* 1987, Newcombe et MacDonald 1991).

Ces changements, qui résultent inévitablement de modifications de leur taux croissance, de reproduction et de survie, sont produits soit directement par des désordres physiologiques, des modifications de leur comportement et des dommages mécaniques ou par le biais de processus plus insidieux tel une altération de leur habitat et de leurs ressources alimentaires (Cordone et Kelley 1961, Newcombe et MacDonald 1991). Dans certains cas, d'autres types d'effets indirects s'ajoutent par le simple fait que les organismes présentent des exigences biologiques particulières. C'est le cas pour la plupart de moules d'eau douce (Unionoidae) de l'Amérique du Nord qui doivent obligatoirement s'associer à un poisson (hôte) pour compléter un stade de leur cycle vital soit le stade larvaire, appelé *glochidium* (Brim Box et Mossa 1999, Picard, *en préparation*). Les *glochidiums* s'attachent aux branchies et aux nageoires du poisson-hôte et y demeurent fixés pour une période variant de un à plus de six mois. En général, chaque espèce de moule s'associe à une ou des espèces hôtes particulières et il appert que seuls les jeunes poissons pourraient servir d'hôte car les individus plus âgés développeraient une résistance aux larves parasites. La plupart des poissons des eaux québécoises sont des hôtes confirmés notamment les Centrarchidés (crapets, marigane, achigans), les Cyprinidés (ménés à nageoires rouges, ménés jaunes, naseux, ventre-pourri...), les Percidés (perchaude, dorés, dards, raseux-de-terre-noir), les Salmonidés (truites brune et arc-en-ciel, omble de fontaine, saumon atlantique), les Ictaluridés (barbotte brune, barbue de rivière) et plusieurs autres dont l'esturgeon jaune, le fondule barré, le baret, le bar blanc, le crayon d'argent, le meunier noir,

le chabot visqueux, le gaspareau, la lotte, l'ombre de vase, l'épinoche à cinq épines, le fouille-roche zébré (Picard, *en préparation*).

Parmi les effets les plus fréquemment observés citons ceux reliés à leurs activités d'alimentation : diminution du taux d'alimentation, de la disponibilité des ressources (voir plus haut) de même que de leur capacité à localiser et à assimiler leur nourriture. Les difficultés d'assimilation de la nourriture résultent souvent de l'obstruction du tractus digestif.

D'autres effets sont associés à des processus physiologiques ou à des dommages mécaniques tel une diminution de la fécondité, un retard dans le développement des œufs et des larves, l'obstruction des branchies et l'abrasion. Des dévalaisons plus importantes d'invertébrés aquatiques ont également été observées suite à des apports de sédiments (Chutter 1968, Cordone et Kelley 1961, Fairchild *et al.* 1987, Kerr 1995, Newcombe et MacDonald 1991, Waters 1995). La réaction de dévalaison massive est immédiate si les sédiments sont contaminés (Fairchild *et al.* 1987). Chez les organismes benthiques, certains comportements essentiels à la survie, la croissance et à la reproduction, comme par exemple, s'enfouir, s'agripper aux végétaux ou à certaines composantes du substrat ou s'enfuir des prédateurs, peuvent être modifiés par un apport en sédiments dans l'écosystème (Fairchild *et al.* 1987).

L'accumulation de sédiments sur le lit des cours d'eau entraîne une perte d'habitats pour les invertébrés aquatiques puisqu'ils meublent les interstices entre les roches. La présence d'un substrat où les anfractuosités sont nombreuses est un habitat privilégié par les invertébrés aquatiques (Angermeier et Karr 1984). Les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères (insectes très utilisés par les poissons) seraient les plus affectés par ce phénomène alors que d'autres seraient avantagés comme certaines larves de chironomides et les oligochètes (Angermeier et Karr 1984, Waters 1995).

Le Tableau 2 présente quelques exemples d'effets observés chez certains invertébrés aquatiques. Chutter (1968), Cordone et Kelley (1961), Ellis (1936), Fairchild *et al.* (1987), Kerr (1995), Lloyd *et al.* (1987), Newcombe et MacDonald (1991) et Waters (1995) constituent d'excellentes sources d'informations.

Certains niveaux d'exposition mentionnés au Tableau 2 sont extrêmement élevés et ne se rencontrent que rarement en milieu naturel. Toutefois, l'examen des données de Simoneau (1993), Piché et Simoneau (1998) et Primeau (1999) révèle que des niveaux de turbidité supérieurs à 10 NTU et de solides en suspension au delà de 25 mg/l ont été enregistrés dans les bassins des rivières Richelieu et Yamaska (Annexes 1 et 2).

Tableau 2. Quelques exemples d'effets observés chez certains invertébrés aquatiques par l'augmentation de l'envasement et de la turbidité des cours d'eau.

Type d'organisme	Effet	Référence
Gastéropode (<i>Biomphalaria pfeifferi</i>)	Ne déposent pas leurs œufs si la concentration de sédiments en suspension atteint 360 ppm alors qu'il y aura ponte si elle est de l'ordre de 190 ppm.	Chutter 1968
Insectes <i>Simulium</i> sp. (larve) <i>Pseudocloeon vinosum</i> (nymphé)	Quittent tout simplement les régions où la végétation est recouverte de sédiments parce qu'ils sont incapables de s'y accrocher et ce, même si d'autres facteurs comme la vitesse du courant sont favorables.	Chutter 1968
Moules d'eau douce sp.	Nuit à l'alimentation puisqu'elles restent fermées 75 à 90 % du temps si la quantité de sédiments en suspension est trop élevée. Habituellement, en eau claire, elles demeurent fermées moins de 50 % du temps. Sécrétion accrue de mucus en vue d'éliminer le limon qui s'accumule dans la cavité du manteau. Dépôts de limon dans la cavité du manteau et dans la chambre branchiale (létales). Incapables de se maintenir en position lorsque le substrat (composé normalement de sable et de cailloux) est recouvert par une couche variant de 0,5 à 2,5 cm de sédiments fins (limon).	Ellis 1936
Zooplancton	Réduction de la capacité d'assimiler la nourriture Exposition à 24 mg/L pendant 3,6 heures	Newcombe et MacDonald 1991
Cladocères	Effets létaux : affecte la survie et la reproduction Exposition à 82 à 392 mg/L pendant 72 heures	Newcombe et MacDonald 1991
Cladocères et Copépodes	Effets létaux : obstruction des voies respiratoire et digestive Exposition à 300 à 500 mg/L pendant 72 heures	Newcombe et MacDonald 1991
Trichoptères Éphéméroptères Crustacés et mollusques	Effets létaux Exposition à 29 mg/L pendant 30 jours	Newcombe et MacDonald 1991
Invertébrés benthiques	Augmentation de la dévalaison Exposition à 8 mg/L pendant 2 heures Exposition à 1700 mg/L pendant 2 heures	Newcombe et MacDonald 1991 Fairchild <i>et al.</i> 1987

Les résultats les plus inquiétants ont été rencontrés à la rivière des Hurons où, de 1979 à 1991, les valeurs médianes enregistrées sont de 37,0 NTU et de 53,5 mg/l ainsi que dans les portions centrale et inférieure de la rivière Yamaska où les valeurs médianes de turbidité varient de 6,9 à 24,0 NTU et celles des solides en suspension de 14 à 36 mg/l. Une concentration aussi extrême que 3384 mg/l de solides en suspension a déjà été mesurée dans la rivière Yamaska au pont-route à Saint-Hugues (station C2,5) (Annexes 1 et 2).

Certes les valeurs minimales et maximales présentées aux Annexes 1 et 2 ne constituent pas les conditions moyennes et sont plutôt ponctuelles. Par contre, à la lumière des quelques exemples colligés au Tableau 2, les maxima enregistrés sont suffisants pour nuire aux populations d'invertébrés aquatiques et ce, particulièrement si ces conditions perdurent quelques jours. En conséquence, des répercussions aux niveaux trophiques supérieurs sont à prévoir.

4.4 Sur les communautés ichthyennes

4.4.1 Introduction

Plusieurs attribuent, en très grande partie, les modifications de la faune ichthyenne depuis les deux derniers siècles à l'augmentation de l'envasement et de la turbidité des cours d'eau (Burr et Page 1986, Cordone et Kelley 1961, Waters 1995). En général, dans de telles conditions, les populations des espèces les plus intéressantes pour la pêche sportive et la consommation (truite, saumon, brochet, esturgeon etc.) subissent un déclin au profit d'espèces ubiquistes souvent jugées moins désirables (Cordone et Kelley 1961). Récemment, les résultats de 80 études et rapports concernant l'impact des sédiments en suspension sur la faune ichthyenne ont été compilés en vue d'en faire une analyse globale. Des équations empiriques permettant d'estimer la réponse biologique (sévérité) à la durée de l'exposition et à la concentration des sédiments en suspension ont été développées selon divers groupes taxonomiques, stades de développement à l'intérieur de ces mêmes groupes et en fonction de la tailles des particules impliquées (Newcombe et Jensen 1996).

Comme chez les invertébrés aquatiques, les poissons sont affectés de façon directe (désordres physiologiques, modifications du comportement et dommages mécaniques) et indirecte (altération de l'habitat et des ressources alimentaires). Les mécanismes sont similaires à ceux décrits chez les invertébrés aquatiques mais plus complexes. Le niveau de sensibilité des poissons à la turbidité varie beaucoup entre les espèces et est tributaire de leurs exigences sur le plan biologique. Synthétiser les informations sous forme de tableau risquerait d'omettre certains détails permettant la compréhension des différences de vulnérabilité entre les espèces.

La destruction de leurs ressources alimentaires et la perturbation des processus de reproduction due à la perte d'habitats sont les effets plus connus et ont fait l'objet de plusieurs études notamment chez les Salmonidés puisqu'ils présentent un grand intérêt pour la pêche sportive (Berkman et Rabeni 1987, Cordone et Kelley 1961, Ellis 1936, Lloyd 1987, Lloyd *et al.* 1987, Muncy *et al.* 1979, Newcombe et MacDonald 1991, Waters 1995).

L'altération des ressources alimentaires et de l'habitat des poissons entraîne indirectement la plupart des autres effets observés tel : des retards de croissance, le déclin de populations et des problèmes liés à la reproduction.

4.4.2 Variabilité de la sensibilité des poissons à différentes étapes du cycle vital : effets directs et indirects

La sensibilité de la faune ichthyenne à l'envasement et à la turbidité diffère selon les étapes du cycle vital. Plus particulièrement en ce qui concerne les effets sur la reproduction et la survie des plus jeunes stades, Muncy *et al.* (1979), mentionnent que cinq étapes doivent être considérées pour évaluer adéquatement l'impact de l'envasement et de la turbidité ainsi que toute autre variable environnementale sur leur succès de reproduction : soit la maturation des gonades et la fécondation, le comportement au cours de la reproduction, le développement embryonnaire et larvaire et enfin la période juvénile. Les trois premières étapes seront détaillées un peu plus loin dans la section concernant la sensibilité des adultes. À tous moments, des effets directs et indirects se font sentir. Ceux-ci sont décrits à l'intérieur de chacun des points suivants.

4.4.2.1 Stade embryonnaire

Lorsque les œufs sont recouverts de sédiments, des dommages physiologiques irréversibles peuvent être causés à l'embryon et ce, suite à la création de conditions anoxiques et à l'accumulation de déchets métaboliques au cours de l'incubation. En fait, comme la diminution des concentrations en oxygène constitue le principal impact du recouvrement des œufs par les sédiments, l'examen d'études concernant les effets des faibles concentrations en oxygène durant la période d'incubation peut fournir de précieux renseignements au sujet des espèces moins connues. Des conditions anoxiques affectent plusieurs processus physiologiques, biochimiques et comportementaux chez les poissons. En période de reproduction, des pourcentages de saturation en oxygène de 50 % et moins, modifient le temps d'incubation (accélèrent ou retardent), affectent à la baisse la taille des larves à l'éclosion, ralentissent leur croissance et causent des déformations au cours du développement embryonnaire (Carlson et Siefert 1974, Carlson *et al.* 1974, Davis 1975, Garside 1966, Muncy *et al.* 1979, Siefert *et al.* 1973, 1974).

L'effet abrasif des sédiments peut également entraîner des lésions au chorion. Une conséquence plus subtile de l'exposition des œufs aux sédiments est la propagation rapide de maladies tel les infections fongiques (Cordone et Kelley 1961, Muncy *et al.* 1979).

Le Tableau 3 présente quelques exemples d'effets observés chez des œufs de poissons.

Tableau 3. Quelques exemples d'effets observés chez des œufs et des larves de poissons suite à l'augmentation de l'envasement et de la turbidité des cours d'eau.

Oeufs	<p>Perchaude (<i>Perca flavescens</i>) de la rivière Severn au Maryland (Muncy <i>et al.</i> 1979) Succès d'éclosion de 65 % où le taux de sédimentation est de 7 mm/jour alors qu'il est inférieur à 1 % dans un autre secteur où le taux de sédimentation est de 30 mm/jour (mortalité par l'effet abrasif).</p> <p>Retard d'éclosion si la concentration de sédiments en suspension varie de 100 à 500 mg/l</p>
	<p>Doré jaune (<i>Stizostedion vitreum</i>) en pisciculture (Muncy <i>et al.</i> 1979) Mortalité presque complète puis épisode d'infection fongique après une remise en suspension, par de grands vents, des sédiments du lac qui l'alimentait.</p>
	<p>Grand brochet (<i>Esox lucius</i>) (Hassler 1970, Muncy <i>et al.</i> 1979) Plus de 97 % de mortalité si le dépôt de sédiments excède 1mm/jour. Par contre, le taux de mortalité est moins élevé si les œufs sont recouverts après le sixième jour d'incubation.</p>
	<p>Baret (<i>Morone americana</i>), bar rayé (<i>Morone saxatilis</i>) et alose savoureuse (<i>Alosa sapidissima</i>) (Muncy <i>et al.</i> 1979). Retard d'éclosion si la concentration de sédiments en suspension varie de 100 à 500 mg/l.</p>
	<p>Oncorhynchus masou (Kondou <i>et al.</i> 2001) Diminution du taux de survie des œufs dans les nids où la perméabilité du substrat est faible due à l'accumulation de sédiments fins.</p>
Larves	<p>Baret, bar rayé, alose savoureuse et perchaude (Muncy <i>et al.</i> 1979) Les larves peuvent tolérer 50 mg / l de sédiments en suspension. Le taux de mortalité augmente avec les niveaux de turbidité et la durée de l'exposition. Chez ces espèces, les larves sont moins tolérantes à la turbidité que les œufs.</p>
	<p>Aiglefin (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>), meunier du Colorado (<i>Xyrauchen texanus</i>) (Laurence 1974, Muncy <i>et al.</i> 1979, Papoulias et Minckley 1990) Mortalité associée à un déficit en ressources alimentaires durant la période de transition vers l'alimentation exogène.</p>
	<p>Achigan à petite bouche, meunier noir, meunier rouge (<i>Catostomus catostomus</i>), chevalier rouge (<i>Moxostoma macrolepidotum</i>) et couette (<i>Carpionodes cyprinus</i>) (Gale et Mohr 1978, Geen <i>et al.</i> 1966, Muncy <i>et al.</i> 1979). Changements de l'ampleur et la périodicité de la dérive larvaire reliés à un accroissement de la turbidité (attribuable à des problèmes d'orientation associés à un dérèglement des sens visuel et tactile).</p>

4.4.2.2 Stade larvaire

Chez les poissons, la phase larvaire est marquée par de nombreuses modifications anatomiques, physiologiques et comportementales. En milieu naturel, la quantité d'oxygène disponible, la prédation dont elles font l'objet et la disponibilité des ressources alimentaires sont les principaux facteurs influençant la survie des larves (Balon 1975, Muncy *et al.* 1979). Soulignons que les relations entre ces différents facteurs et les niveaux d'envasement et de turbidité ont été établies par le biais de plusieurs études (Abrahams et Kattenfeld 1997, Cordone et Kelley 1961, Ellis 1936, Muncy *et al.* 1979, Newcombe et MacDonald 1991).

Durant la phase larvaire, la période de transition vers l'alimentation exogène est considérée par plusieurs comme étant critique (Balon 1975, Muncy *et al.* 1979, Rosenthal et Alderdice 1976). Durant cette période de l'ontogénie, la survie des larves est considérablement affectée par la qualité et la quantité des ressources alimentaires. Au début de l'alimentation exogène, plusieurs espèces détectent visuellement les organismes planctoniques dont elles se nourrissent. L'intensité lumineuse plus faible en eau turbide entraîne une diminution de la biomasse des organismes planctoniques et leur permet également d'être moins visibles. La survie de certaines larves planctonophages peut ainsi en être affectée. Les larves et les juvéniles utilisant les sensations tactiles pour repérer leurs proies seraient donc avantagés par rapport aux autres (Cordone et Kelley 1961, Muncy *et al.* 1979). Des chercheurs ont également montré que si des larves n'étaient pas nourries, recevaient de la nourriture trop tardivement ou n'en disposaient pas en quantité suffisante au début de l'alimentation exogène, il existe généralement un point critique de non retour et elles meurent (Laurence 1974, Muncy *et al.* 1979, Papoulias et Minckley 1990).

D'autres études suggèrent que la réduction de la pénétration de la lumière causée par l'augmentation de la turbidité avantage les larves de certaines espèces notamment celles du doré noir (*Stizostedion canadense*), car elles subiraient moins de prédation et pourraient s'alimenter plus efficacement étant donné que les organismes planctoniques se concentrent à la surface dans de telles conditions. Par contre, chez les larves d'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), la capacité de détection visuelle des proies serait diminuée en eau turbide. La turbidité perturbe les relations prédateurs-proies. Deux hypothèses sont

généralement admises : l'effet de protection des proies (plancton et poissons de petite taille) et l'inhibition des activités prédatrices (Abrahams et Kattenfeld 1997, Muncy *et al.* 1979).

La compilation d'études par Muncy *et al.* (1979) met en évidence des différences interspécifiques en ce qui concerne la tolérance des larves à la turbidité. Leur vulnérabilité est étroitement reliée à leurs exigences en termes d'habitat, à leur capacité à se déplacer et à leur comportement, des variables qui peuvent changer considérablement au cours de leur développement.

Le développement et le début du fonctionnement des structures associées à la respiration durant la phase larvaire les rendent particulièrement vulnérables à l'asphyxie. Certaines larves présentent en contrepartie des adaptations qui les avantagent si les niveaux de turbidité s'élèvent.

La classification de Balon (1975) qui tient compte entre autres de la morphologie des organes respiratoires, du type de pigments respiratoires de même que du comportement des embryons et des larves, donne quelques indices concernant le degré de tolérance de certaines larves aux conditions anoxiques engendrées par la turbidité. Par exemple, chez les phytophiles, la présence d'organes adhésifs sur la tête des embryons leur permet de s'accrocher à la végétation jusqu'à ce qu'ils soient capables de nager librement et d'éviter ainsi les fonds peu oxygénés. En outre chez les espèces de ce groupe, les embryons ne sont pas photophobes et présentent des organes respiratoires très développés puisque les œufs éclosent plus tardivement. Par contre, les lithophiles, groupe auquel appartiennent la plupart des représentants de la famille des Catostomidés, sont plus vulnérables aux conditions anoxiques puisque les organes respiratoires des embryons sont modérément développés ne présentent pas d'organe de fixation et sont photophobes. Selon toute évidence, les larves pélagiques seraient beaucoup plus tolérantes (Balon 1975, Muncy *et al.* 1979).

Enfin, l'ampleur et la périodicité de la dérive larvaire chez certaines espèces, tel l'achigan à petite bouche et certains Catostomidés, pourraient être influencées par des changements brusques de la vélocité du courant, des turbulences ou un accroissement de la turbidité

(Gale et Mohr 1978, Geen *et al.* 1966, Muncy *et al.* 1979). Selon eux, un accroissement de la turbidité entraînerait le dérèglement des sens visuel et tactile leur permettant de s'orienter. Les effets d'une dérive larvaire plus massive ne sont pas encore bien connus.

Le Tableau 3 présente quelques exemples d'effets observés chez des larves de poissons.

4.4.2.3 Stade juvénile

Les effets de la turbidité chez les juvéniles sont relativement similaires à ceux observés chez les larves. Des réactions de stress (flotter à la surface, avaler de l'air, ralentir les mouvements operculaires et des nageoires) ont été observées chez des juvéniles. Comme le développement des écailles est complété à la phase juvénile, le corps est moins sensible à l'effet abrasif des sédiments mais les branchies demeurent vulnérables. L'obstruction des branchies et du tractus digestif pouvant entraîner des déformations et même la mort a été observée par plusieurs chez des poissons juvéniles. Certaines anomalies, une réduction des activités, des difficultés d'orientation, des réactions d'évitement, un ralentissement de la croissance, une diminution du facteur de condition, des perturbations des relations prédateurs–proies sont connus pour être des effets d'une turbidité excessive chez des poissons à ce stade de développement. Les espèces les moins affectées présentent des structures et organes sensoriels mieux développés (Lloyd *et al.* 1987, Muncy *et al.* 1979).

La sensibilité est extrêmement variable entre les espèces et même certains congénères. Par exemple, au cours de travaux de laboratoire, des réactions d'évitement ont été observées chez 50 % des juvéniles de *Galaxias fasciatus* (originaire de Nouvelle-Zélande) à 25 NTU. Deux congénères (*G. brevipinnis et maculatus*) présentaient la même réaction à des concentrations nettement plus élevées du même type de sédiment soit respectivement de 70 et de 420 NTU. (Boubée *et al.* 1997). Chez des juvéniles d'achigan à grande bouche, le taux de capture des proies est réduit en eau turbide. La différence n'est cependant pas significative avant que le niveau atteigne 70 NTU. (Reid *et al.* 1999).

4.4.2.4 Adultes

Les adultes peuvent également être directement affectés par les sédiments en suspension. Toutefois, dans la plupart des cas, les effets indirects des sédiments par le biais de la destruction de leurs ressources alimentaires, de leurs œufs et de leurs larves et / ou de la modification de leur habitat se font sentir bien avant que les poissons adultes en soient eux-mêmes directement affectés.

À tout âge, une alimentation déficiente chez les poissons entrave la croissance, diminue leur résistance aux maladies et aux contaminants ce qui augmente inévitablement le taux de mortalité. Chez les adultes, l'alimentation déficiente entraîne des désordres physiologiques qui perturbent, entre autres, les processus de reproduction.

Dans les cours d'eau fortement affectés par les processus de sédimentation, la productivité, la croissance de même que la condition des populations de Salmonidés sont faibles et ces observations sont reliées directement à la diminution des invertébrés aquatiques particulièrement des insectes dont ils se nourrissent abondamment (Cordone et Kelley 1961).

Certaines espèces sont plus à risques que d'autres. Par exemple, même si les ressources alimentaires sont présentes en quantité suffisante, plusieurs études rapportent que des espèces, notamment les prédateurs localisant visuellement leurs proies, éprouvent plus de difficultés dans leur quête de nourriture lorsque l'eau est turbide et l'intensité lumineuse est faible (Muncy *et al.* 1979, Sweka et Hartman 2001, Tátrai et Herzig 1995, Vinyard et O'Brien 1976). Les caractéristiques physiques de l'environnement influencent les relations prédateurs-proies en milieu aquatique (Abrahams et Kattenfeld 1997, Brusven et Rose 1981).

En étudiant l'effet de l'envasement des cours d'eau sur la communauté ichthyenne, Berkman et Rabeni (1987) ont trouvé que l'abondance relative des poissons herbivores et des insectivores benthiques, est inversement corrélée au pourcentage de substrat fin ($r_s = -0,89$ et $-0,82$, $p \leq 0,01$ respectivement) alors que celle des insectivores généralistes y est

positivement corrélée ($r_s = 0,70$, $p \leq 0,05$). Déjà, depuis nombres d'années, Starrett (1950) avait identifié la turbidité comme étant un facteur limitant la disponibilité des ressources alimentaires de certaines espèces de poissons notamment ceux dont le régime est plus spécialisé tel les insectivores benthiques. Selon lui, les espèces démontrant une plus grande plasticité au niveau de leur comportement alimentaire c'est-à-dire les plus opportunistes (insectivores généralistes et omnivores) sont moins affectées par une augmentation de la turbidité car elles sont en mesure de modifier leurs habitudes en vue de tirer meilleur profit des ressources alimentaires disponibles dans le milieu. La diminution du taux d'alimentation ou même dans certains cas un arrêt, la diminution du taux de croissance et de la résistance aux maladies ont été observés chez les Salmonidés (Bergstedt et Bergersen 1997, Cordone et Kelley 1961, Newcombe et MacDonald 1991, Waters 1995).

Les poissons décédés des suites d'une turbidité excessive ont les cavités operculaires ainsi que les filaments branchiaux obstrués par les sédiments ce qui nuit aux fonctions circulatoire, respiratoire, excrétoire et potentiellement aux mécanismes liés à l'osmorégulation. Par leur effet abrasif, les sédiments peuvent également endommager les structures branchiales ce qui augmente les risques de maladies causées par différents microorganismes tel les bactéries, champignons et protozoaires.

Même si la question n'a pas encore fait l'objet de recherches intensives, plusieurs estiment qu'un excès de sédiments en suspension tend à réduire la tolérance des poissons à certains facteurs environnementaux ainsi qu'aux contaminants et aux maladies. Enfin, lorsque la turbidité est excessive, les poissons présentent souvent des comportements anormaux. Ils peuvent, par exemple, nager à la surface en avalant de l'air et de l'eau, flotter sur le côté ou augmenter la fréquence de leurs mouvements operculaires. L'accélération des mouvements operculaires constituerait un moyen de compenser la diminution de leur efficacité respiratoire et permettrait d'assurer des apports suffisants d'oxygène. Des réactions d'évitement des zones turbides ont aussi été observées notamment chez les Salmonidés (Cordone et Kelley 1961, Horkel et Pearson 1976, Newcombe et MacDonald 1991, Waters 1995).

Même si la fraye se déroule lorsque les niveaux de turbidité sont élevés, le succès de reproduction peut être considérablement réduit voir annihilé chez plusieurs espèces.

L'altération et la perte d'habitats dues à l'envasement et à la turbidité modulent principalement le succès de reproduction en affectant la qualité des sites de reproduction, la survie du fraie ainsi qu'en perturbant certains comportements et processus physiologiques liés à la reproduction. Chez les Salmonidés, l'effet des sédiments en suspension et de l'envasement des cours d'eau a été beaucoup étudié. Ils constituent un facteur limitant extrêmement important pour la reproduction en milieu naturel (Cordone et Kelley 1961, Newcombe et MacDonald 1991, Waters 1995).

Il existe beaucoup moins d'information concernant les effets de la turbidité et de l'envasement sur la reproduction des espèces d'eau douce en zone tempérée. L'une des plus importantes revues sur le sujet est celle de Muncy *et al.* (1979). La saison de reproduction, le type de substrat utilisé ainsi que la nature des comportements en période de fraye sont autant de facteurs qui modulent la sensibilité des diverses espèces.

Bien qu'à l'heure actuelle il ne soit pas encore démontré expérimentalement que la turbidité affecte la maturation des gonades et la fécondité des poissons, des études suggèrent certains effets indirects potentiels : un arrêt ou un retard de la maturation des gonades et, chez les individus matures, une réduction de la fécondité en termes de quantité et qualité des œufs. Ces effets seraient attribuables à la diminution des ressources alimentaires et de la croissance ainsi qu'à la moins grande pénétration de la lumière en eau turbide. Un apport alimentaire insuffisant de même qu'un retard de croissance peuvent inhiber la fraye ou affecter divers aspects du cycle de reproduction des poissons : l'âge de la maturité sexuelle, la synchronisation de la maturation des gonades, la fécondité et la durée de l'intervalle de temps entre les périodes de reproduction. Chez plusieurs espèces, les activités et certains processus physiologiques associés à la reproduction sont intimement liés à des facteurs énergétiques. C'est le cas pour l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), la perche d'Eurasie (*Perca fluviatilis*), le hareng Atlantique (*Clupea harengus*), le carassin (*Carassius auratus*), l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) et le meunier noir

(*Catostomus commersoni*) (Bulkley 1975 in Muncy *et al.* 1979, Muncy *et al.* 1979, Wootton 1973, Trippel et Harvey 1989).

Un accroissement de la turbidité modifie certains comportements liés à la reproduction. Par exemple, chez les Salmonidés, elle perturbe les migrations en période de fraye (Cordone et Kelley 1961, Newcombe et MacDonald 1991, Waters 1995). Muncy *et al.* (1979) ont observé des retards des regroupements pré-fraye ainsi que des modifications du comportement durant la fraye proprement dite. Une turbidité excessive et l'accumulation de sédiments au niveau du substrat nuisent également au comportement territorial ainsi qu'à tout ce qui concerne la fabrication du nid et les soins parentaux. En période de fraye, les espèces utilisant la vision pour se reconnaître seraient les plus affectées. La diminution de leur acuité visuelle nuisant aux communications intraspécifiques serait vraisemblablement une explication plausible (Burkhead et Jelks 2001, Muncy *et al.* 1979).

Même si tous les mécanismes sous-jacents non pas été identifiés, Burkhead et Jelks (2001) ont démontré expérimentalement que le succès de reproduction chez *Cyprinella trichroistia* (famille des Cyprinidés) diminue avec l'augmentation de la turbidité et ce, à partir de concentrations de sédiments en suspension assez faibles soit, 100 mg/l. La diminution du succès de reproduction est attribuable à la plus faible fréquence des actes de reproduction et, s'ils se produisent, ils sont retardés et moins d'œufs sont libérés.

Les espèces dont les activités de reproduction surviennent en dehors des périodes de grande turbidité de même que celles qui prodiguent des soins parentaux sont avantagées par rapport aux autres. Enfin, les migrations au cours de la reproduction de la plupart des espèces d'eau douce des zones tempérées seraient moins gênées par de courts épisodes de turbidité élevée alors que l'exposition chronique perturbe beaucoup plus sérieusement leur comportement de reproduction car elle entraîne des désordres physiologiques (Muncy *et al.* 1979).

4.4.2.5 Variabilité de la sensibilité selon les guildes de reproduction

L'influence de l'envasement et de la turbidité sur le succès de la reproduction varie selon les différentes guildes décrites par Balon (1975). Cette classification est fondée surtout sur la forme et la fonction des organes aux premiers stades de l'ontogénie, sur le type de frayères utilisées et sur le type de comportement reproducteur. Les espèces susceptibles d'être les plus affectées par l'envasement sont celles qui déposent leurs œufs sur un substrat rocheux et qui ne prodiguent aucun soin parental (la plupart des lithophiles dont ceux appartenant à la famille des Catostomidés) de même que celles dont le succès de reproduction dépend de la présence d'anfractuosités au niveau du substrat (spéléophiles). Cette sensibilité chez ces espèces serait directement reliée à la dégradation et à la perte d'habitats essentiels à leur reproduction et à l'asphyxie des embryons suite à l'envasement. Le succès de reproduction de quelques espèces qui déposent leurs œufs sur la végétation (phytophiles) serait également affecté par la turbidité en raison de la perte d'habitat (végétation aquatique) attribuable à la réduction de la zone photique. Les espèces dont les œufs sont pélagiques (pélagophiles), celles qui déposent leurs œufs sur un substrat grossier mais dont les larves sont pélagiques (lithopélagophiles) de même que les lithophiles dont les adultes construisent un nid dans un substrat rocheux et gardent leurs œufs sont connues pour être plus tolérantes. Toutefois, chez ces derniers, même si la construction d'un nid et la fraye sont possibles dans des habitats relativement affectés par l'envasement, le succès de la reproduction demeure tributaire de la qualité des soins parentaux pour prévenir l'asphyxie des œufs (Muncy *et al.* 1979, Waters 1995). Les travaux de Berkman et Rabeni (1987) confirment que les espèces ayant des caractéristiques biologiques et des exigences écologiques similaires, que ce soit au niveau de leurs modes de reproduction ou d'alimentation, présentent des réponses comparables à la dégradation de leur habitat par l'envasement.

4.4.3 Les Catostomidés

4.4.3.1 Généralités

La plupart des poissons de la famille des Catostomidés sont connus pour être sensibles à une dégradation de l'écosystème et ce tant sur le plan des caractéristiques chimiques de l'eau que des caractéristiques physiques proprement dites (Becker 1983, Etnier et Starnes 1993, Jenkins et Burkhead 1994, Kay *et al.* 1994, Mongeau *et al.* 1986, Pflieger 1975, Robison et Buchanam 1988, Scott et Crossman 1974, Smith 1979, Trautman 1981).

D'ailleurs, dans l'indice d'intégrité biotique (IIB) de Karr (1981), développé à partir des assemblages ichtyologiques, le nombre et la composition spécifique des individus appartenant à la famille des Catostomidés est l'un des 12 descripteurs utilisés. Il s'agit d'un descripteur positif : plus il y a d'espèces, meilleure est la qualité du milieu aquatique.

La présence des Catostomidés influence indirectement plusieurs autres descripteurs utilisés dans le calcul de l'IIB dont le nombre total d'espèces, la proportion d'insectivores et d'omnivores, les captures par unité d'effort (CPUE), la proportion des lithophiles et la présence d'anomalies externes (Emery *et al.* 1999, Karr 1981).

La présence d'espèces intolérantes est un second critère important. Les populations de certaines espèces déclinent rapidement lorsque la qualité de l'eau et de l'habitat se dégrade notamment par un phénomène d'envasement excessif résultant d'une augmentation des activités d'origine anthropiques (Karr 1981). En effet, parmi les nombreuses variables physico-chimiques prises en considération par Hlass *et al.* (1998) la turbidité et la quantité totale de solides en suspension ont été les plus fortement corrélées à l'indice d'intégrité biotique. La relation est négative ($r = -0,69$, $p = 0,05$). La disparition ou la diminution de certaines populations de Catostomidés aux États-Unis et au Canada a déjà été associée par plusieurs ichtyologistes à la détérioration de leur habitat par l'envasement excessif et l'accroissement de la turbidité (Tableau 4).

Tableau 4. Synthèse des informations concernant la disparition ou la diminution de certaines populations de poissons de la famille des Catostomidés associée à la détérioration de leur habitat par l'envasement excessif et l'augmentation de la turbidité.

Espèce	Endroit	Disparition (X) Diminution (↓)	Référence
<i>Cycleptus elongatus</i>	Tennessee	↓	Etnier et Starnes 1993
	Illinois	↓	Smith 1979, Burr <i>et al.</i> 1996
	Arkansas	↓	Robison et Buchanam 1988
	Pennsylvanie	X	Cooper 1983
<i>Minytrema melanops</i>	Ohio	↓	Trautman 1981
	Illinois	↓	Smith 1979
	Arkansas (Nord)	↓	Robison et Buchanam 1988
<i>Carpionodes velifer</i>	Illinois	X	Smith 1979
	Wisconsin	↓	Becker 1983
	Pennsylvanie	X	Cooper 1983
<i>Hypentelium nigricans</i>	Ohio	↓	Trautman 1981
<i>Moxostoma duquesnei</i>	Wisconsin	X	Becker 1983
	Virginie (Big Sandy drainage)	X	Jenkins et Burkhead 1994
	Canada	↓	Scott et Crossman 1974
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	Ohio	↓	Trautman 1981
Canada (Lac Érié)	↓		
<i>Moxostoma macrolepidotum briviceps</i>	Ohio	↓	
<i>Moxostoma anisurum</i>	Ohio	↓	Trautman 1981
	Illinois	↓	Smith 1979
<i>Moxostoma carinatum</i>	Missouri	↓	Pflieger 1975 Jenkins et Burkhead 1994
	Virginie (North Fork et Big Sandy drainage)	X	
	Ohio Michigan, Iowa, Indiana	↓ X (probable)	Trautman 1981 Becker 1983
	Illinois, Kansas	↓	Becker 1983
<i>Moxostoma valenciennesi</i>	Ohio	↓	Trautman 1981
	Canada	↓	Scott et Crossman 1974
<i>Moxostoma lacerum</i> ^a (<i>Lagochila lacera</i>)	États-Unis (jadis présent dans au moins huit États)	X disparue complètement	Jenkins et Burkhead 1994 Trautman 1981

^a Il existerait suffisamment de preuves, à l'heure actuelle, pour considérer *Lagochila lacera* comme faisant partie du genre *Moxostoma* (Jenkins et Burkhead 1994).

4.4.3.2 Variabilité de la sensibilité au sein de la famille des Catostomidés

Parmi les poissons de la famille des Catostomidés, ceux appartenant aux genres *Moxostoma*, *Minytrema*, *Scartomyzon*, *Thoburia*, *Hypentelium* et *Cycleptus* sont considérés les plus sensibles à l'envasement et à la turbidité alors que ceux des genres *Ictiobus*, *Carpionodes*, *Erimyzon* et *Catostomus* y sont généralement plus tolérants. À l'intérieur d'un genre considéré comme tolérant, certaines espèces peuvent toutefois être sensibles à la turbidité. C'est le cas, entre autre de *Carpionodes velifer* (Becker 1983, Etnier et Starnes 1993, Jenkins et Burkhead 1994, Jennings *et al.* 1999, Kay *et al.* 1994, Pflieger 1975, Robison et Buchanam 1988, Scott et Crossman 1974, Smith 1979, Trautman 1981).

Ces différences de sensibilité entre les genres au sein de la famille des Catostomidés ont également été mises en évidence par Emery *et al.* (1999). Lorsque l'IIB de la rivière Ohio fut évalué, ces derniers ont procédé à des analyses plus fines et ont trouvé que des changements, au sein même de la structure de la communauté des Catostomidés, reflétaient l'intégrité biologique de l'écosystème.

En se basant sur la morphologie du corps, ils ont classé les Catostomidés en deux catégories : ceux à corps larges « deep-bodied » représentés par les genres *Ictiobus* et *Carpionodes* et ceux à corps ronds « round-bodied » dont font partie les genres *Catostomus*, *Cycleptus*, *Hypentelium*, *Minytrema* et *Moxostoma*. Les spécimens appartenant à la première catégorie « deep-bodied » sont généralement omnivores, phytophiles et reconnus comme étant tolérants alors que ceux de la seconde se nourrissent d'invertébrés benthiques, dont souvent une grande proportion d'insectes, sont lithophiles et sensibles à toute forme de dégradation de l'écosystème, exception faite de ceux du genre *Catostomus* qui compte aussi des espèces plus tolérantes (Balon 1975, Emery *et al.* 1999).

Dans la rivière Ohio, Emery *et al.* (1999) ont trouvé que la présence des Catostomidés à corps ronds était un important indice d'une bonne intégrité biologique de l'écosystème et qu'une augmentation du nombre d'espèces reflète une amélioration. Dans cette catégorie, la seule espèce pour laquelle un déclin a été enregistré de concert à une amélioration de la qualité de l'eau est le meunier noir (*Catostomus commersoni*). Rappelons que le meunier

noir est une espèce ubiquiste, tolérante à la turbidité. D'autres part, dans un écosystème plus dégradé, l'abondance et la richesse des Catostomidés à corps ronds diminuent au profit de ceux à corps larges (Emery *et al.* 1999).

4.4.3.3 Le chevalier cuivré et autres cas particuliers : observations, commentaires et hypothèses

Certains ouvrages citent quelques observations permettant de relier les effets de l'accroissement de l'envasement et de la turbidité aux Catostomidés et mentionnent des hypothèses sur la façon dont ils peuvent en être affectés.

La sensibilité de *Minytrema melanops* aux eaux turbides serait davantage reliée à des particularités sur le plan anatomique. Trautman (1981) stipule que la petite taille de sa bouche et des ouvertures operculaires "*closely-bound gill cover*" restreint le passage de l'eau ce qui rend plus difficile l'évacuation d'argile qui s'accumule dans les chambres branchiales.

Des constatations similaires ont été faites chez *Moxostoma lacerum* (aussi connu sous le nom *Lagochila lacera*), une espèce aujourd'hui disparue, en ce qui concerne la morphologie de sa bouche (très délicate et spécialisée) et de ses opercules (Trautman 1981). La détérioration de son habitat par l'envasement et la construction de barrages seraient les principales causes de son extinction (Jenkins et Burkhead 1994, Trautman 1981). Trautman (1981) estime toutefois que la suffocation due à l'augmentation de la turbidité aurait été un facteur déterminant alors que Jenkins et Burkhead (1994) croient que sa disparition pourrait être attribuable à la difficulté qu'il aurait eu à capturer ses proies en quantité suffisante. En effet, contrairement aux autres espèces de la même famille qui utilisent leurs sens tactile et de gustation pour localiser leurs proies, *Moxostoma lacerum* les aurait localisé visuellement (Jenkins et Burkhead 1994, Miller et Evans 1965). Soulignons toutefois que, pour l'une ou l'autre de ces deux hypothèses, la turbidité excessive est en cause.

Chez *Deltistes luxatus*, un Catostomidé en danger de disparition endémique aux bassins de drainage des rivières Klamath et Lost river (Oregon et Californie), une étude récente a clairement démontré que la concentration en oxygène dissous est le facteur le plus

important qui détermine la survie des juvéniles. Des taux de mortalité de 90 % ont été enregistrés lorsque la concentration en oxygène dissous est 1,05 mg/l alors que lorsque les niveaux égalent ou surpassent 1,58 mg/l, la mortalité est inférieure à 10 % (Martin et Saiki 1999). Rappelons que de plus faibles niveaux en oxygène dissous sont associés à l'augmentation de l'envasement et de la turbidité (Muncy *et al.* 1979).

Chez le meunier du Colorado (*Xyrauchen texanus*), Johnson et Hines (1999) ont clairement démontré la préférence des larves pour les eaux non turbides. Cette préférence leur cause toutefois un préjudice puisqu'elles sont beaucoup plus vulnérables à la prédation. Ils estiment que les problèmes de recrutement de l'espèce au lac Mohave pourraient être étroitement reliés à la prédation excessive dont les larves font l'objet puisque les eaux du lac sont extrêmement claires.

Plus particulièrement chez les chevaliers (genre *Moxostoma*), le chevalier de rivière (*Moxostoma carinatum*) est reconnu pour être parmi les plus sensibles à la pollution, l'envasement et à la turbidité. Dans les tributaires de la rivière des Outaouais et la rivière Grand (tributaire du lac Ontario), plus de 80 % des sites où des chevaliers de rivière ont été capturés présentent une valeur de Secchi égale ou supérieure à 2,4 m et aucune capture n'a été enregistrée si elle était de moins de un mètre (Campbell 2001).

Plusieurs auteurs soulignent également la vulnérabilité des chevaliers jaune (*Moxostoma valenciennesi*), blanc (*Moxostoma anisurum*) et noir (*Moxostoma duquesnii*) face à de telles conditions alors que les espèces les moins affectées sont les chevaliers rouge (*Moxostoma macrolepidotum*) et doré (*Moxostoma erythrurum*) (Becker 1983, Etnier et Starnes 1993, Jenkins et Burkhead 1994, Jennings *et al.* 1999, Kay *et al.* 1994, Mongeau *et al.* 1986, Pflieger 1975, Robison et Buchanam 1988, Scott et Crossman 1974, Smith 1979, Trautman 1981). Trautman (1981) rapporte que des chevaliers jaunes adultes et juvéniles (environ 70 mm) trouvés morts avaient les chambres branchiales remplies d'argile et de mucus ce qui aurait probablement entraîné la mort par asphyxie. Des mortalités massives chez plusieurs espèces de Catostomidés (tribu des *Moxostomatini*) ont été enregistrées dans une petite rivière de l'Ohio bordant le terrain d'un agriculteur après que ce dernier eut labouré son

champs et qu'un orage ait suivi. Les spécimens étaient dans le même état que les chevaliers jaunes (Trautman 1981).

Quant au chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), l'étude de Mongeau *et al.* (1986) démontre qu'il ne fréquente pas les secteurs les plus pollués et turbides de cours d'eau faisant partie de son aire de répartition. En ce qui concerne les autres espèces du même genre présentes au Québec, des pêches réalisées dans la rivière Yamaska en 1963 révèlent les captures par jour-filet de chevaliers blanc, jaune et de rivière sont plus élevées dans les milieux où la qualité de l'eau est supérieure. Ces travaux mettent également en évidence la plus grande sensibilité du chevalier de rivière et la plus grande tolérance du meunier noir à la pollution. En ce qui concerne le chevalier rouge, les résultats confirment sa plus grande tolérance puisque 90 % des chevaliers capturés dans le secteur le plus pollué de la rivière Yamaska était des chevaliers rouges (Mongeau *et al.* 1986).

Tout comme les autres espèces avec qui il vit en sympatrie, le chevalier cuivré se reproduit en eau vive, peu profonde (généralement moins de 2 m) où le courant est modéré ou faible (inférieure à 2 m/s) et le substrat est constitué de gravier fin à grossier et de roches et parfois même de quartiers de roc enlisés dans la glaise (Boulet *et al.* 1995, 1996, Dumont *et al.* 1997, La Haye *et al.* 1992, La Haye 1997, Mongeau *et al.* 1986, 1992,). Ce type d'habitat est susceptible d'être modifié par un processus accéléré d'envasement.

L'importance des milieux où le fond est dur et le substrat est plus grossier a également été mise en évidence en période d'alimentation notamment pour les chevaliers cuivré, jaune et de rivière. L'étude comparative des contenus des tractus digestifs des cinq espèces de chevalier dans la rivière Richelieu tend à démontrer qu'il existe une certaine ségrégation spatiale entre les espèces en période d'alimentation. En effet, l'abondance des débris végétaux trouvés dans les tractus digestifs des chevaliers rouge et blanc suggère que ces derniers se nourrissent à l'intérieur ou à proximité des herbiers. La matière inorganique répertoriée en quantité dans les tubes digestifs des chevaliers de rivière tend à démontrer qu'ils trouvent leurs proies sur des fonds graveleux alors que la rareté de ce type de matériaux dans les tubes digestifs des chevaliers jaune et cuivré laisse supposer que ces derniers fréquentent les endroits où le fond est dur et exempt de gravier, de sable, de

cailloux, de plantes et de débris organiques pour s'alimenter (Mongeau *et al.* 1986, 1992). Cette étude a clairement montré que, bien qu'ils soient tous benthophages, le régime alimentaire des chevaliers de la rivière Richelieu varie selon les espèces et que le chevalier cuivré présente la diète la plus spécialisée. Celle-ci étant essentiellement composée de mollusques. Le chevalier de rivière s'alimente principalement de mollusques mais consomme plus fréquemment des insectes. Chez ces deux espèces, la conformation particulière de leur appareil pharyngien (plus robuste et pourvu de dents molariformes) leur permet de broyer ce type de proies. Moins spécialisé, le régime alimentaire des trois autres espèces repose sur les larves d'insectes et les crustacés (Eastman 1977, Jenkins 1970, Mongeau *et al.* 1986, 1992).

Les effets néfastes de l'envasement et de la turbidité chez les larves d'insectes de même que chez les mollusques ont déjà été démontrés (Angermeier et Karr 1984, Chutter 1968, Cordone et Kelley 1961, Ellis 1936, Fairchild *et al.* 1987, Lloyd *et al.* 1987, Newcombe et MacDonald 1991, Waters 1995). Selon Jenkins et Burkhead (1994), les Catostomidés dont le régime alimentaire est spécialisé, éprouvent plus de difficultés. C'est le cas de l'espèce éteinte *Moxostoma lacerum* dont la diète était constituée à 90 % (en nombre) de mollusques. Cette spécialisation de la diète est analogue à ce qui a été observé chez le chevalier cuivré. Il importe donc de considérer l'état des communautés benthiques dans les cours d'eau fréquentés par le chevalier cuivré.

Dans la rivière Richelieu, l'indice biologique global normalisé (IBGN), qui permet d'évaluer l'intégrité biotique de l'écosystème aquatique à partir des communautés benthiques (larves d'insectes, mollusques et autres organismes qui vivent au fond des cours d'eau), indique une cote moyenne sur 65 % de son parcours et faible sur 8 %. Les cotes excellente et bonne ont été obtenues respectivement sur 6 % et 21 % de son parcours. Une diminution importante de l'IBGN de même qu'une baisse notable des espèces polluosensibles ont été enregistrées à l'exutoire du bassin de Chambly en aval des rivières des Hurons et l'Acadie (tributaires agricoles). L'intégrité biotique des communautés benthiques demeure moyenne jusqu'à l'embouchure de la rivière Richelieu. Dans la rivière Yamaska, la cote (IBGN) est faible sur 16 % du parcours, moyenne (41 %), bonne (27 %) et excellente (16 %). Les rivières Noire, Yamaska Sud-Est et Nord présentent des cotes moyenne et bonne (St-Onge

1999). Dans les bassins des rivières Richelieu et Yamaska, l'intégrité des communautés benthiques est directement en lien avec les pressions agricoles, urbaines et industrielles (Piché 1998, St-Onge 1999).

Pratiquement aucune information n'est disponible concernant les effets de l'envasement et de la turbidité sur les œufs, les larves et les juvéniles des cinq espèces chevaliers retrouvées au Québec. Lors d'échantillonnages de chevaliers d'âge 0 et 1+ entrepris dans la rivière Richelieu en 1997 et en 1998, il n'a pas été possible de déterminer de quelle façon la transparence de l'eau influence leur distribution puisque cette variable a fluctué considérablement entre les saisons. Les comparaisons interannuelles n'ont donc pu être menées faute d'information concernant les conditions qui prévalaient au printemps et à l'automne 1997. Quant à la nature du substrat trouvé aux endroits fréquentés par les jeunes chevaliers, il n'a pas été possible de mettre en évidence de préférences puisque dans les secteurs échantillonnés, les habitats étaient relativement homogènes : plus de 80 % des stations visitées présentaient un substrat constitué de mélanges d'argile-limon et de sable (Vachon 1999).

À la lumière de ces informations il appert que la dégradation de l'habitat affecte la plupart des Catostomidés. D'autres formes de perturbations des écosystèmes (dont certaines sont parfois reliées indirectement à un phénomène d'envasement excessif) ont également été identifiées comme des facteurs potentiellement responsables du déclin dramatique de quatre espèces lacustres de la même famille aux États-Unis soit : *Chasmistes liorus*, *Chasmistes cujus*, *Chasmistes brevirostris* et *Deltistes luxatus* (Scoppettone et Vinyard 1991). Parmi ces facteurs citons la diminution de la qualité de l'eau (pollution), la construction de barrages, les changements des régimes d'écoulements, la perte de sites de reproduction (quantité et qualité), l'hybridation, la prédation et la compétition par des espèces introduites (Scoppettone et Vinyard 1991). Ces auteurs soulignent les nombreuses similitudes des caractéristiques biologiques de ces espèces notamment leur grande longévité et fécondité, leur maturité sexuelle tardive ainsi que quelques aspects liés à la reproduction tel que de frayer obligatoirement en rivière sur un substrat composé de gravier ou de roches à des profondeurs inférieures à deux mètres où la vitesse du courant est généralement inférieure à 100 cm/s et lorsque la température de l'eau varie de 9 à 17°C.

Le chevalier cuivré présente plusieurs des caractéristiques biologiques de ces quatre espèces soit : une grande longévité et fécondité, une maturité sexuelle tardive et des sites de reproduction équivalents (Mongeau *et al.* 1986, 1992). Il est donc plausible qu'il puisse être affecté de façon similaire à de telles perturbations des écosystèmes. En effet, Berkman et Rabeni (1987) ont déjà clairement établi que les espèces ayant des caractéristiques biologiques et des exigences écologiques similaires et ce, que ce soit sur le plan de la reproduction ou de l'alimentation, présentent des réponses comparables à la dégradation de leur habitat par l'envasement.

5 CONCLUSION

Cette revue de littérature a permis de colliger plusieurs informations concernant le processus de l'envasement des rivières et de ses impacts sur les écosystèmes. Il appert que la plupart des poissons de la famille des Catostomidés et, plus spécifiquement ceux du genre *Moxostoma* y sont particulièrement sensibles. D'ailleurs, dans plusieurs cas, l'historique de la constriction de l'aire de répartition de plusieurs de ses représentants depuis le début du siècle, est relié à l'accroissement de la pollution, de l'envasement et de la turbidité (Jenkins et Burkhead 1994, Scott et Crossman 1974, Trautman 1981). Nonobstant le manque d'études de laboratoire concernant l'effet de l'envasement et de la turbidité chez les représentants du genre *Moxostoma* (absence dans le cas du chevalier cuivré), les nombreuses observations en milieu naturel de même que les études menées avec d'autres espèces, dont les exigences écologiques sont similaires, permettent une certaine extrapolation. Reproducteur lithophile, benthophage spécialiste dont l'alimentation est basée presque exclusivement sur les mollusques, le chevalier cuivré présente des caractéristiques similaires à celles d'autres espèces qui sont connues pour être les plus affectées par la détérioration de l'habitat par l'envasement et l'accroissement de la turbidité.

REMERCIEMENTS

Je remercie Monsieur Pierre Dumont, Louise Lapierre et Michel Huot de la Société de la faune et des parcs du Québec pour le financement obtenu de même que Mesdames Ginette Morel et Lina Laurier pour l'obtention de plusieurs documents utilisés pour cette revue. Je souligne également la précieuse collaboration de Louise Lapierre et Pierre Dumont pour les informations fournies et la révision du manuscrit. L'édition finale du document a été réalisée par Brigitte Véro de la Société de la faune et des parcs du Québec.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abrahams, M. et M. Kattenfeld. 1997. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 40 : 169-174.
- Angermeier, P.L. et J. R. Karr. 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 113 : 716-726.
- Balon, E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes : A proposal and definition. *J. Fish. Res. Board. Can.* 32 : 821-864.
- Becker, G. C. 1983. *Fishes of Wisconsin*. The University of Wisconsin Press. Madison. Wisconsin.
- Bergstedt, L. C. et E. P. Bergersen. 1997. Health and movements of fish in response to sediment sluicing in the Wind river, Wyoming. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 : 312-319.
- Berkman, H. E., C. F. Rabeni et T. P. Boyle. 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates. *Environmental Management.* 10: 413-419.
- Berkman, H. E. et C. F. Rabeni. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Env. Biol. Fish.* 18 : 285-294.
- Boubée, J. A., T. L. Dean, D. W. West et R. F. G. Barrier. 1997. Avoidance of suspended sediment by the juvenile migratory stage of six New Zealand fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research.* 31: 61-69.
- Boulet, M., J. Leclerc et P. Dumont. 1995. Programme triennal d'étude sur le suceur cuivré. Rapport d'étape. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Montréal, Laval, Lanaudière, Laurentides, Montérégie, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal.
- Boulet, M., Y. Chagnon et J. Leclerc. 1996. Recherche et caractérisation des aires de fraye des suceurs cuivré et ballot au bief d'aval du barrage de Saint-Ours (rivière Richelieu) en 1992. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Montérégie, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Longueuil, Rapport de travaux. 06-38.
- Brim Box, J. et J. Mossa. 1999. Sediment, land use, and freshwater mussels: prospects and problems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18 : 99-117.
- Brusven, M. A. et S. T. Rose. 1981. Influence of substrate composition and suspended sediment on insect predation by the torrent sculpin, *Cottus rhotheus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38 : 1444-1448.

- Bulkley, R. V. 1975. *In* Muncy *et al.* 1979. Chemical and physical effects on the centrarchid basses. pp. 286 – 294. *In* R. H. Stroud and H. Clepper, eds. Black bass biology and management. Sport Fishing Institute. Washington, D. C.
- Burkhead, N. M. et H. L. Jelks. 2001. Effects of suspended sediment on the reproductive success of the tricolor shiner, a crevice-spawning minnow. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 130 : 959-968.
- Burr, B.M. et L.M. Page. 1986. Zoogeography of fishes of the lower Ohio – upper Mississippi Basin, pp. 287-324. *In* The zoogeography of North American Freshwater Fishes, C. H. Hocutt and E. O. Wiley (eds.) John Wiley and Sons, New York.
- Burr, B. M., K. M. Crook, D. J. Eisenhour, K. R. Piller, W. J. Poly, R. W. Sauer, C. A. Taylor, E. R. Atwood et G. L. Seegert. 1996. Selected Illinois fishes in jeopardy : new records and status evaluations. *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, 89 : 169-186.
- Campbell, B. G. 2001. A study of the river Redhorse, *Moxostoma carinatum* (Pisces; *Catostomidae*), in the tributaries of the Ottawa river, near Canada's National Capital and in a tributary of the lake Ontario, the Grand river, near Cayuga, Ontario. Thesis submitted to the School of Graduate Studies and Research. University of Ottawa.
- Carlson, A. R. et R. E. Siefert. 1974. Effects of reduced oxygen on the embryos and larvae of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *J. Fish. Res. Board. Can.* 31 : 1393-1396.
- Carlson, A. R., R. E. Siefert et L. J. Herman. 1974. Effects of lowered dissolved oxygen concentrations on channel catfish (*Ictalurus punctatus*) embryos and larvae. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 103 : 623-626.
- Chutter, F. M. 1969. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. *Hydrobiologia.* 34 : 57-76.
- Comité d'intervention. 1995. Plan d'intervention pour la survie du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats.
- Comité d'intervention. 1999. Plan d'intervention pour la survie du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Québec, Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de la faune et des habitats.
- Cooper, E. L. 1983. Fishes of Pennsylvania and the northeastern United States. Pennsylvania State University Press, University Park. 243 p.

- Cordone, A. J. et D. W. Kelley. 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life in streams. *Calif. Fish Game*. 47 : 189-228.
- Crumby, W. D., M. A. Webb, F. J. Bulow et H. J. Cathey. 1990. Changes in biotic integrity of a river in North-Central Tennessee. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119 : 885-893.
- Davis, J. C. 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species : a review. *J. Fish. Res. Board. Can.* 32 : 2295-2332.
- Dumont, P., J. Leclerc, J.-D. Allard et S. Paradis. 1997. Libre passage des poissons au barrage de Saint-Ours, rivière Richelieu. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Montérégie, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune et Direction des ressources matérielles et des immobilisations, Québec, et Ministère du Patrimoine canadien, Parcs Canada.
- Ellis, M. M. 1936. Erosion silt as a factor in aquatic environments. *Ecology*, 17 : 29-42.
- Eastman, J. T. 1977. The pharyngeal bones and teeth of Catostomid fishes. *Am. Mid. Nat.* 97 : 68-87.
- Emery, E. B., T. P. Simon et R. Vies. 1999. Influence of the family *Catostomidae* on the metrics developed for a great river index of biotic integrity. P 203 – 224. In *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. T. P. Simon editor. CRC Press. Washington D.C. New York.
- Etnier, D. A. et W. C. Starnes. 1993. *The fishes of Tennessee*. The University of Tennessee Press. Knoxville, Tennessee.
- Fairchild, J. F., T. Boyle, W. R. English et C. Rabeni. 1987. Effects of sediment and contaminated sediment on structural and functional components of experimental stream ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 36 : 271 – 293.
- Gale, W. F. et H. W. Mohr Jr. 1978. Larval fish drift in a large river with a comparison of sampling methods. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 107 : 46-55.
- Geen, G. H., T. G. Northcote, G. F. Hartman et C. C. Lindsey. 1966. Life histories of two Catostomid fishes in the Sixteenmile lake, British Columbia, with a particular reference to Inlet steam spawning. *J. Fish. Res. Board. Can.* 23 : 1761-1788.
- Garside, E. T. 1966. Effects of oxygen in relation to temperature on the development of embryos of brook trout and rainbow trout. *J. Fish. Res. Board. Can.* 23 : 1121-1134.
- Gendron, A. D. et A. Branchaud. 1997. Impact potentiel de la contamination du milieu aquatique sur la reproduction du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) : Synthèse des connaissances. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Longueuil, Rapport technique. 16 – 02.

- Gendron, A. D. et A. Branchaud. 1998. Dossier de présentation du refuge faunique des rapides de Chambly pour la protection du chevalier cuirvé. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction régionale de la Montérégie, Longueuil et Direction de la faune et des habitats.
- Goodchild, C. D. 1990. Status of the Brook Silverside, *Labidesthes sicculus*, in Canada. Can. Field. Nat. 104(1) : 36-44.
- Goodchild, C. D. 1994. Status of the Channel Darter, *Percina copelandi*, in Canada. Can. Field. Nat. 107(4) : 431-439.
- Hassler, T. J. 1970. Environmental influences on early development and year-class strength of northern pike in lakes Oahe and Sharpe, South Dakota. Trans. Amer. Fish. Soc. 99: 369-375.
- Heede, B. H. et J. N. Rinne. 1990. Hydrodynamic and fluvial morphologic processes : Implications for fisheries management and research. North Am. J. Fish. Manag. 10 : 249-268.
- Hlass, L. J., W. L. Fisher et D. J. Turton. 1998. Use of the index of biotic integrity to assess water quality in forested streams of the Ouachita mountains ecoregion, Arkansas. Journal of Freshwater Ecology, 13 : 181 – 192.
- Horkel, J. D. et W. D. Pearson. 1976. Effects of turbidity on ventilation rates and oxygen consumption of green sunfish, *Lepomis cyanellus*. Trans. Amer. Fish. Soc. 105 : 107 – 113.
- Houston, J. 1996. Status of the Blackchin Shiner, *Notropis heterodon* in Canada. Canada. Can. Field. Nat. 110 : 483-488.
- Jenkins, R. E. 1970. Systematic studies of the Catostomid fish tribe *Moxostomatini*, Ph. D. thesis, Cornell University, Ithaca, New York, 800 p.
- Jenkins, R. E. et N. M. Burkhead. 1994. Freshwater fishes of Virginia. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland. 1079 p.
- Jennings, M. J., M. A. Bozek, G. E. Hatzenbeler, E. E. Emmons et M. D. Staggs. 1999. Cumulative effects of incremental shoreline habitat modification on fish assemblages in north temperate lakes. North Am. J. Fish. Manag. 19 : 18-27.
- Johnson, J. E. et R. T. Hines. 1999. Effect of suspended sediment on vulnerability of young razorback sucker to predation. Trans. Amer. Fish. Soc. 128 : 648-655.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, 6 (6) : 21-27.

- Kay, L. K., R. Wallus et B. L. Yeager. 1994. Reproductive biology and early life history of fishes in the Ohio river drainage. vol. II : *Catostomidae*. Tennessee Valley Authority, Chattanooga, Tennessee.
- Kerr, S.J. 1995. Silt, turbidity and suspended sediments in the aquatic environment: an annotated bibliography and literature review. Ontario Ministry of Natural Resources, Southern Region Science & Technology Transfer Unit Technical Report TR-008.
- Kondou, T., N. Takeshita, A. Nakazono et S. Kimura. 2001. Egg survival in a fluvial population of masu salmon in relation to intragravel conditions in spawning redds. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 130 : 969-974.
- La Haye, M., C. Bélanger, J. Leclerc et P. Dumont. 1992. Observations sur la reproduction du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) dans le Bassin de Chambly en 1991. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Rapport de travaux. 06-19.
- La Haye, M. et M. Huot. 1995. Situation du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) au Québec : espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable. Québec, Le groupe de recherche SEEEQ Itée pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats.
- La Haye, M. 1997. Libre passage des poissons au barrage de Saint-Ours, rivière Richelieu. Étude des concentrations de poissons en aval du barrage. Rapport technique. Réalisé par Enviro-Science inc. Pour Parcs Canada.
- Laurence, G. C. 1974. Growth and survival of Haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) larvae in relation to planktonic prey concentration. *J. Fish. Res. Board. Can.* 31 : 1415-1419.
- Lemly, A. D. 1982. *In* Kerr 1995. Modification of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, 87: 229-245.
- Lloyd, D. S. 1985. *In* Kerr 1995. Turbidity in freshwater habitats of Alaska: A review of published and unpublished literature relevant to the use of turbidity as a water quality standard. Report 85 Part 1, Habitat Division, Alaska Department of Fish and Game, Juneau, Alaska. 101 p.
- Lloyd, D. S. 1987. Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *North Am. J. Fish. Manag.* 7 : 34-45.
- Lloyd, D. S., J. P. Koenings et J. D. LaPerrière. 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *North Am. J. Fish. Manag.* 7 : 18-33.
- Martin, B. A. et M. K. Saiki. 1999. Effects of ambient water quality on the endangered lost river sucker in the upper Klamath lake, Oregon. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 128 : 953-961.

- Miller, J. M. et H. E. Evans. 1965. External morphology of the brain and lips in Catostomid fishes. *Copeia*, 1965, no. 4 : 467-487.
- Mongeau, J.-R., P. Dumont et L. Cloutier. 1986. La biologie du suceur cuivré, *Moxostoma hubbsi*, une espèce rare et endémique à la région de Montréal, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Direction régionale de Montréal, Rapport technique. 06-39.
- Mongeau, J.-R., P. Dumont, L. Cloutier et A.-M. Clément. 1988. Le statut du chevalier cuivré, *Moxostoma hubbsi*, au Canada. *Can. Field. Nat.* 102 : 132-139.
- Mongeau, J.-R., P. Dumont et L. Cloutier. 1992. La biologie du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) comparée à celle de quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum*, *M. valenciennesi*). *Can. J. Zool.* 70 : 1354-1363.
- Muncy, R. J, G. J. Atchison, R. V. Bulkley, B. W. Menzel, L. G. Perry et R. C. Summerfelt. 1979. Effects of suspended solids and sediment on reproduction and early life of warmwater fishes : a review. U.S. Environmental Protection Agency, EPA Report 600 / 3 -79 - 042, Washington, DC.
- Murphy, M. L., C. P. Hawkins et N. H. Anderson. 1981. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 110 : 469-478.
- Newcombe, C. P. et D. D. MacDonald. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North Am. J. Fish. Manag.* 11 : 72-82.
- Newcombe, C. P. et J. O. T. Jensen. 1996. Channel suspended sediment and fisheries: A synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North Am. J. Fish. Manag.* 16 : 693-727.
- Oschwald, W. R. 1972. *In* Kerr 1995. Sediment-water interactions. *J. Environmental Quality*, 1 : 360-366.
- Papoulias, D. et W. L. Minckley. 1990. Food limited survival of larval razorback sucker, *Xyrauchen texanus*, in the laboratory. *Env. Biol. Fish.* 29 : 73-78.
- Pearson, W. D. et J. P. Pearson. 1989. Fishes of the Ohio River. *Ohio J. Sci.* 89 : 181-187.
- Pflieger, W. L. 1975. The fishes of Missouri. Missouri Department of Conservation. Jefferson City, Columbia.
- Picard, I. *en préparation*. Évaluation de la précarité des moules indigènes (Bivalvia: Unionoidia) du Québec. Rapport préparé pour la Société de la faune et des parcs du Québec. Version de mai 2002.

- Primeau, S. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : qualité des eaux de 1979 à 1997, section 2 dans ministère de l'Environnement (éd). Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique. Québec. Direction des écosystèmes aquatiques. envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.
- Reash, R. J. et J. H. Van Hassel. 1988. Distribution of upper and middle Ohio river fishes, 1973-1985 : II. Influence of zoogeographic and physicochemical tolerance factors. *Journal of Freshwater Ecology*. 4 : 459-476.
- Reid, S. M., M. G. Fox et T. H. Whillans. 1999. Influence of turbidity on piscivory in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 1362-1369.
- Piché, I. et M. Simoneau. 1998. Le bassin de la rivière Richelieu : profil géographique, sources de pollution, intervention d'assainissement et qualité des eaux. *In* Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique-1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques. Québec. envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 1.
- Piché, I. 1998. Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu. *In* Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique-1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques. Québec. envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 4.
- Robison, H. W. et T. M. Buchanan. 1988. *Fishes of Arkansas*. The University of Arkansas Press, Fayetteville, Arkansas.
- Rosenthal, H. et D. F. Alderdice. 1976. Sublethal effects of environmental stressors, natural and pollutional, on marine fish eggs and larvae. *J. Fish. Res. Board. Can.* 33 : 2047-2065.
- Schlosser, I. J. 1982. Trophic structure, reproductive success, and growth rate of fishes in a natural and modified headwater stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39 : 968-978.
- Scoppettone, G. G. et G. Vinyard. 1991. Life history and management of four endangered lacustrine suckers. p. 359-377. *In* : Battle against extinction : Native fish management in the American West. W. L. Minckley et J. E. Deacon (eds). University of Arizona Press, Tucson. 517 p.
- Scott, W. B. et E. J. Crossman. 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*. Ministère de l'Environnement, Service des Pêches et des Sciences de la mer, Ottawa, bull. 194.
- Siefert, R. E., W. A. Spoor et R. F. Syrett. 1973. Effects of reduced oxygen on northern pike (*Esox lucius*) embryos and larvae. *J. Fish. Res. Board. Can.* 30 : 849-852.

- Siefert, R. E., A. R. Carlson et L. J. Herman. 1974. Effects of reduced oxygen concentrations on the early life stages of mountain whitefish, smallmouth bass, and white bass. *Prog. Fish-Cult.* 36 : 186-190.
- Simoneau, M. 1993. Qualité des eaux de la rivière Richelieu, 1979 à 1992, ministère de l'Environnement du Québec. Direction de la qualité des cours d'eau. envirodoq n° EN930016, rapport n° QE-83-1.
- Smith, P. W. 1979. *The fishes of Illinois*. The University of Illinois Press, Urbana.
- Stanford, J. A. 1998. Rivers in the landscape : introduction to the special issue on riparian and groundwater ecology. *Freshwater Biology*, 40 : 402-406.
- Starrett, W. C. 1950. Food relationships of the minnows of the Des Moines river, Iowa. *Ecology*, 31 : 216-233.
- Stauffer, J. R. Jr., et C. H. Hocutt. 1980. Inertia and recovery : an approach to stream classification and stress evaluation. *Water Resources Bulletin*. 16 : 72-78.
- St-Onge, J. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska: les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5, *In* ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska: état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14, section 5.
- Sweka, J. A. et K. J. Hartman. 2001. Influence of turbidity on brook trout reactive distance and foraging success. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 130 : 138-146.
- Tabacchi, E., D. L. Correll, R. Hauer, G. Pinay, A-M. Planty-Tabacchi et R. C. Wissmar. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*. 40 : 497-516.
- Tátrai, I. et A. Herzig. 1995. Effect of habitat structure on the feeding efficiency of young stages of razor fish (*Pelecus cultratus* (L.)) : an experimental approach. *Hydrobiologia*, 299 : 75-81.
- Trautman, M. B. 1981. *The fishes of Ohio with illustrated keys*. Second Edition. Ohio State University Press, Columbus, Ohio.
- Trippel, E. A. et H. H. Harvey. 1989. Missing opportunities to reproduce : an energy dependent or fecundity gaining strategy in white sucker (*Catostomus commersoni*)?. *Can. J. Zool.* 67 : 2180-2188.
- Vachon, Nathalie. 1999. Écologie des juvéniles 0+ et 1+ de chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce menacée, comparée à celle des quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum*, *M. valenciennesi*) dans le système de la rivière Richelieu. Mémoire de maîtrise en sciences biologiques, Montréal, Université du Québec à Montréal. 191 p.

- Vinyard, G. L. et W. J. O'Brien. 1976. Effects of light and turbidity on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*). J. Fish. Res. Board. Can. 33 : 2845-2849.
- Waters, T. F. 1995. Sediment instreams. Sources, biological effects and control. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society Monograph 7.
- Whittier, T. R. et R. M. Hughes. 1998. Evaluation of fish species tolerances to environmental stressors in lakes in the Northeastern United States. North Am. J. Fish. Manag. 18 : 236-252.
- Wichert, G. A. et D. J. Rapport. 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. Environmental Management, 22 : 425-443.
- Wilber, D. H. et D. G. Clarke. 2001. Biological effects of suspended sediments : A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. North Am. J. Fish. Manag. 21 : 855-875
- Wootton, R. J. 1973. The effect of size of food ration on egg production in the female three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. J. Fish Biol. 5 : 89-96.

ANNEXE 1

Valeurs médianes, moyennes (entre parenthèses) et étendues (minimum et maximum) de la turbidité et des solides en suspension (MES) dans le bassin de la rivière Richelieu de 1979 à 1995. Données tirées de Simoneau (1993) et Piché et Simoneau (1998).

Bassin de la rivière Richelieu		Turbidité NTU		MES mg/l		
		Période de surveillance		1979 à 1991	1995 ³	1979 à 1991
Secteur / station ¹						
Cours principal						
B12	Lacolle	0,9 (1,4) 0,3 à 39	0,7 (0,7) 0,5 à 0,9	1,0 (2,5) 0,7 à 11	2,0 (2,0) 1 à 3	
B10	Saint-Jean	1,3 (2,4) 0,4 à 27	0,8 (0,9) 0,4 à 1,7	2,0 (3,5) 0,8 à 34	1,5 (1,5) 1 à 2	
C17	Saint-Charles	3,1 (6,1) 0,2 à 60	4,0 (4,6) 1,9 à 8,2	5,8 (7,8) 1 à 27	10,0 (11,8) 6 à 18	
C09	Sorel	5,8 (10,4) 0,5 à 175	6,3 (7,8) 2,8 à 15	10,0 (23,3) 1 à 458	15,5 (16,3) 11 à 26	
Tributaires						
B07	Rivière des Hurons	37,0 (44,6) 0,3 à 210	17,0 (17,9) 4,8 à 29	53,5 (59,9) 7 à 155	39,0 (43,0) 18 à 63	
C13	Rivière L'Acadie	8,0 (17,3) 0,5 à 220	5,4 (11,7) 1,8 à 37	10,0 (25,5) 1 à 342	24 (25,8) 3 à 52	
A15	Rivière aux Brochets	4,5 (8,9) 0,9 à 140	-	7,0 (11,8) 1 à 62	-	
C48	Ruisseau de Beloeil ²	45,5	-	56,0	-	

¹ Secteurs

A : Baie Missisquoi et ses tributaires

B : Haut-Richelieu

C : Bas-Richelieu

² Étés 1988 à 1990

³ Mai à octobre 1995

ANNEXE 2

Valeurs médianes, moyennes (entre parenthèses) et étendues (minimum et maximum) de la turbidité et des solides en suspension (MES) dans le bassin de la rivière Yamaska de 1979 à 1997. Données tirées de Primeau (1999).

Bassin de la rivière Yamaska				
Secteur / station		Turbidité NTU	MES mg/l	Période de surveillance
Rivière Yamaska				
Supérieure		2,2 (4,1)	4,0 (9,3)	1987 à 1997
133	En aval d'Adamsville	0,2 à 70	1 à 62	
Sud-Est		0,9 (2,7)	2,0 (6,1)	1988 à 1997
S39,2	Pont-route 139 à West Brome	0,2 à 34	1 à 58	
Nord		3,2 (4,9)	13,0 (16,1)	1979 à 1985 et 1988 à 1995
N47,5	À 2,9 km en aval du lac Waterloo	1,1 à 70	2 à 145	
Portion centrale				
B03	À la Barbue près de son embouchure	24,0 (32,3)	36,0 (50,1)	1988 à 1997
		2,3 à 260	5 à 342	
80,5	Pont-route à 4 km en amont de la Noire	6,9 (13,0)	16,5 (31,5)	1988 à 1997
		0,6 à 290	5 à 317	
Inférieure				
C2,5	Chibouet, au pont-route à Saint-Hugues	7,2 (14,0)	14,0 (40,9)	1985 à 1997
		0,7 à 190	1 à 3384	
44,7	En aval de la rivière Chibouet à Saint-Hugues	7,0 (15,3)	17,0 (29,6)	1979 à 1997
		1,6 à 150	2 à 204	
14,8	Pont-route 132 à Yamaska	20,0 (30,2)	34,5 (56,4)	1979 à 1997
		0,6 à 310	1 à 614	
Rivière Noire				
R8,0	Saint-Pie	4,6 (9,6)	7,0 (19,4)	1979 à 1997
		0,5 à 120	1 à 267	

