



**DÉVELOPPEMENT DE STRATÉGIES  
ET DE MODALITÉS  
DE PROTECTION DE L'HABITAT  
DU SAUMON DANS UN  
CONTEXTE DE GESTION INTÉGRÉE  
FORÊT-FAUNE**





## **AVIS AU LECTEUR**

Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune et la Fondation de la Faune du Québec ont contribué financièrement à la rédaction de ce rapport dans le cadre du Programme de gestion intégrée des ressources pour l'aménagement durable de la faune en milieu forestier.

Les idées et les opinions formulées dans ce document n'engagent que la responsabilité des auteurs du rapport.

**Fédération québécoise  
pour le saumon atlantique**

Yvon Côté, biologiste, M. Sc.

Amélie Dussault, biologiste, M. Sc. Env.

**Consultants forestiers DGR**

Frédéric Blanchette, ingénieur forestier

Gaétan Laberge, ingénieur forestier, M. Sc.

***Référence à citer :***

*FQSA-DGR.2012. Développement de stratégies et de modalités de protection de l'habitat du saumon atlantique dans un contexte de gestion intégrée faune-forêt. Publié par la Fédération québécoise pour le saumon atlantique (FQSA), 142 pages.*



**DÉVELOPPEMENT DE STRATÉGIES  
ET DE MODALITÉS DE PROTECTION  
DE L'HABITAT DU SAUMON  
DANS UN CONTEXTE  
DE GESTION INTÉGRÉE  
FORÊT-FAUNE**





## RÉSUMÉ

Le répertoire toponymique du Québec dresse la liste des noms de quelques milliers de rivières qui sillonnent le territoire québécois. Parmi celles-ci, seulement un peu plus d'une centaine ont reçu l'appellation « rivière à saumon ». Outre l'intérêt écologique de protéger cette ressource faunique en raison de sa nature même et de sa rareté relative, la pêche sportive du saumon atlantique génère des retombées économiques importantes dans les régions fréquentées par ce poisson, ce qui en fait également une espèce d'intérêt socio-économique. Ainsi, pour des motifs d'ordres écologique, social et économique, il y a lieu de préserver ce patrimoine naturel et d'agir avec prudence à l'égard de toute intervention qui pourrait être préjudiciable à la survie du saumon atlantique et à son milieu de vie.

Ce rapport, élaboré dans le cadre de la Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF), a pour but de proposer des stratégies et des modalités d'exploitation forestière spécifiques aux rivières à saumon afin d'assurer la conservation de cette ressource et de permettre l'harmonisation des activités halieutiques et de la récolte de la matière ligneuse du milieu forestier.

Il ressort de la documentation scientifique qu'en situation naturelle, plusieurs processus de nature complexe affectent l'habitat du saumon et agissent à différentes échelles spatio-temporelles. Des variations, parfois même minimes, des conditions environnementales qui prévalent dans les rivières à saumon peuvent déclencher une cascade de réactions au sein de la mosaïque spatiale de ses habitats. Il peut en résulter des conditions sous-optimales de son milieu de vie et conséquemment une réduction partielle, voire à l'extrême totale, de la production salmonicole. De plus, la connectivité entre les habitats utilisés lors du cycle nyctéméral du saumon et lors de l'alternance des saisons ne doit pas être compromise au risque d'une diminution de la productivité salmonicole.

La température de l'eau et le taux d'oxygène dissous sont les facteurs hydro-climatiques les plus déterminants de la survie des juvéniles, puisque ceux-ci ont des exigences élevées à ces égards. Dans le contexte du réchauffement des eaux des rivières constaté mondialement dans la partie méridionale de l'aire de répartition du saumon, la présence de refuges thermiques pourrait s'avérer déterminante de la présence ou de l'absence de cette espèce dans certaines rivières ou leurs tributaires. Des études en cours au Centre Interuniversitaire de Recherches sur le Saumon Atlantique (CIRSA) démontrent une utilisation importante de ces eaux plus fraîches, situées soit en zones profondes, soit aux environs des résurgences associées à l'écoulement interstitiel, soit encore dans des tributaires aux eaux froides.



Ce dernier aspect confirme l'importance des petits tributaires d'eau froide pour le maintien de la qualité de l'habitat du saumon et donc la nécessité de préserver leur couvert végétal riverain afin d'éviter le réchauffement de leurs eaux.

Le régime des débits exerce une double influence sur la biologie du saumon en rivière. D'une part, il détermine la structure de l'habitat des jeunes saumons et, d'autre part, il conditionne le succès de leur survie, notamment lors de la phase d'incubation dans les frayères.

La variation naturelle des débits des cours d'eau et des processus physiques liés au milieu riverain conduit à la mise en place d'un substrat d'une granulométrie diversifiée et de différents faciès d'écoulement qui favorisent l'établissement des micro-habitats des saumons juvéniles. Certains assemblages granulométriques, tels que des galets et des blocs plus gros pouvant servir d'abris contre les prédateurs ainsi que la présence de secteurs plus profonds au courant ralenti, constituent des refuges essentiels à la fonction de repos ou d'abri lors de conditions climatiques sévères (crues, étiages, températures extrêmes).

Le maintien de débits dont la variabilité n'excède pas trop les variations du régime naturel des eaux est aussi un facteur critique de l'habitat des saumons juvéniles. De trop forts débits ont pour effet de remettre en mouvement le substrat plus grossier comme les cailloux, le gravier et les galets risquant de lessiver les œufs encore en incubation ou les alevins nouvellement éclos encore enfouis dans le gravier. De plus, de trop forts débits peuvent entraîner l'érosion des rives ou du lit des cours d'eau suivie, en période de décrue des eaux, par la déposition et la sédimentation de particules fines dans les gravières, ce qui peut avoir pour effet de réduire l'apport en oxygène et aussi le taux d'éclosion des œufs.

Le spectre des conditions optimales préférées par les juvéniles, bien que variable d'une rivière à l'autre, demeure relativement restreint et illustre bien à quel point la survie du saumon et la productivité des rivières à saumon sont conditionnées par les variations, même mineures, des caractéristiques abiotiques et morpho-dynamiques du milieu. La compréhension de ces variations et leur prise en compte sont essentielles à la mise en place de saines pratiques de gestion de la récolte forestière.

En somme, les conditions associées aux débits constituent des facteurs critiques pour le choix de l'habitat des saumons juvéniles afin de maintenir une balance énergétique favorable à leur survie, c'est-à-dire maintenir un ratio positif entre l'énergie ingérée et l'énergie dépensée pour se maintenir dans le courant et se protéger des prédateurs.

Un aménagement forestier écosystémique doit tenir compte de la complexité des processus écologiques qui président à la survie et au maintien des populations de saumon en milieu dulcicole.



Il doit aussi veiller à ce que la récolte forestière induise le moins possible de variations des facteurs de l'environnement aquatique qui dépassent en amplitude ou en fréquence les conditions habituelles du milieu de vie des saumons en rivière. En effet, la forêt joue un rôle régulateur important à l'égard du déroulement du cycle de l'eau et par le fait même elle influence l'hydro-géomorphologie des cours d'eau. Elle agit sur le ruissellement de surface, le régime hydrologique des cours d'eau et la recharge de la nappe phréatique. Elle conditionne également les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau et celles de l'eau souterraine. Plus spécifiquement, la végétation forestière riveraine constitue un facteur déterminant de la température de l'eau et, de ce fait, elle exerce une influence indirecte sur le contenu en oxygène dissous des cours d'eau. En outre, elle assure aux cours d'eau un apport en matières organique et inorganique, deux facteurs conditionnant la productivité biologique des cours d'eau. Enfin, la forêt du milieu riverain contribue à l'apport de gros débris ligneux qui sont éventuellement incorporés à la structure du lit des petits cours d'eau de montagne, créant ainsi des habitats favorables aux salmonidés.

Bref, par son influence sur les caractéristiques hydrauliques des cours d'eau et sur la qualité des eaux des cours d'eau, la forêt constitue un paramètre important de la qualité des habitats du saumon atlantique en milieu fluvial. Non seulement la présence de la forêt joue-t-elle un rôle au plan de la structure physique des habitats des poissons et de l'ambiance physico-chimique de l'eau, mais elle influence également la faune benthique des cours d'eau, ressource alimentaire indispensable à la croissance et à la survie des jeunes saumons.

La suppression totale ou partielle du couvert végétal des bassins versants peut donc occasionner des modifications de l'ensemble des facteurs de l'habitat du saumon affectés par sa présence. Les effets de la suppression totale ou partielle de la végétation forestière peuvent se répercuter directement ou indirectement sur le saumon et son habitat, à court ou à long terme et de façon cumulative ou non avec d'autres modifications de l'environnement (agriculture, industrialisation et urbanisation du territoire). La mise en évidence de ces effets n'est pas toujours chose facile à réaliser, parce que la réponse des cours d'eau ou des communautés d'êtres vivants aux coupes forestières peut varier selon le contexte local ou même être masquée par l'effet d'autres sources de variation du milieu naturel. Toutefois, il y a suffisamment d'études scientifiques menées à l'échelle mondiale pour affirmer que les opérations forestières peuvent entraîner des impacts négatifs sur les cours d'eau et les salmonidés.

Les mesures les plus efficaces pour atténuer, voire annihiler, les effets négatifs potentiels de la suppression du couvert forestier comprennent trois aspects : 1) le contrôle des opérations forestières incluant

le réseau routier; 2) la limitation du taux de déboisement des bassins versants; 3) et enfin, la protection du milieu riverain. Le premier aspect, c'est-à-dire le contrôle des opérations forestières et du réseau routier, n'est pas abordé dans ce rapport, les deux autres le sont.

Les rivières à saumon font l'objet d'une considération distincte dans la Loi sur l'aménagement durable des forêts. En effet, le ministre responsable de la l'application de cette loi peut reconnaître des rivières à saumon aux fins de l'application de certaines dispositions réglementaires.

Toutefois, au Québec, la notion de rivière à saumon n'est pas claire dans les textes réglementaires et administratifs. En effet, la directive administrative intitulée « Objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV) pour les milieux aquatiques » reconnaît déjà certaines rivières à saumon et certains de leurs tributaires, mais cette liste est loin d'être complète. En outre, le but visé par cette reconnaissance demeure ambigu. Par exemple, il n'est spécifié à nulle part si le but visé par cette reconnaissance est de protéger l'habitat du saumon adulte, parce que l'exploitation sportive de cette espèce donne lieu à une pêche de grande valeur, ou s'il est de protéger l'ensemble des habitats de cette espèce dans une optique écologique.

Pour remédier à cette lacune, ce rapport propose de reconnaître, au titre de rivière à saumon, toute rivière ou partie de rivière fréquentée ou potentiellement fréquentée par le saumon atlantique à l'un ou l'autre de ses stades de développement. Parallèlement, dans les limites du bassin hydrographique d'une rivière à saumon ainsi définie, il est proposé de reconnaître, au titre bassin versant critique pour le saumon, tout sous-bassin hydrographique compris entre 20 et 40 km<sup>2</sup> (recommandation n° 1).

Cette double reconnaissance aura pour premier effet que le taux maximal de coupe admissible, évalué selon le principe des aires équivalentes de coupes (AEC), devra être établi à l'échelle de résolution de 20 à 40 km<sup>2</sup> plutôt qu'à celle de 100 km<sup>2</sup> comme il est actuellement prévu dans l'OPMV de la faune aquatique. Le second effet de cette reconnaissance fera en sorte que tous les cours d'eau fréquentés ou potentiellement fréquentés par le saumon à quelque stade de son cycle vital que ce soit et peu importe leur ordre hydrographique dans le bassin versant, bénéficieront de bandes riveraines de protection de même largeur.

La littérature sur l'influence du taux de coupe sur les caractéristiques morphométriques des cours d'eau, particulièrement les cours d'eau à salmonidés, et la prise en compte des résultats de recherche sur la rivière Cascapédia, en Gaspésie, indiquent que le taux maximal de coupe admissible (AEC) sur les bassins versants critiques pour le saumon ne devrait pas dépasser 30 % pour sauvegarder

l'habitat du saumon, ce qui constitue une diminution importante par rapport à l'une des dispositions de l'OPMV pour la faune aquatique qui admet un taux maximal de récolte de 50 % (recommandation n° 2).

De longue date, la préservation de bandes riveraines de protection s'est avérée être un outil d'aménagement de première importance pour la sauvegarde du milieu aquatique. Il apparaît essentiel de revisiter l'ensemble du dossier des milieux riverains de manière à ce que les bandes de protection riveraine intègrent davantage de notions d'écologie forestière régionale (recommandation n° 3). D'ici à ce qu'un tel exercice soit mené, l'examen de la littérature scientifique démontre qu'il est justifié de maintenir des bandes de 60 m le long de tous les cours d'eau fréquentés par le saumon, ce qui correspond en général à des cours d'eau d'ordre 3 ou plus alors que les cours d'eau d'ordre inférieur, si les conditions topographique et géomorphologique locales s'y prêtent, peuvent tolérer des bandes riveraines de 20 m (recommandations n° 4). Toutefois, il est fortement suggéré qu'au besoin, ces largeurs puissent être modulées à la hausse pour tenir compte de facteurs locaux de sensibilité des bandes riveraines qui pourraient mettre en péril leur permanence à long terme. Il est incidemment recommandé de prévoir un cadre normatif pour l'application des facteurs locaux ou régionaux de sensibilité (recommandation n° 5).

Enfin, ce rapport recommande que soit accordé un effort de réflexion tout particulier, et éventuellement de recherche, à l'égard de la protection des cours d'eau à débit intermittent et des mesures d'intervention forestières autorisées aux abords de ceux-ci (recommandation n° 6).



## TABLE DES MATIÈRES

<b>AVIS AU LECTEUR</b> .....	i
<b>ÉQUIPE DE RÉALISATION</b> .....	ii
<b>RÉSUMÉ</b> .....	v
<b>INTRODUCTION</b>	
MISE EN SITUATION .....	3
PROBLÉMATIQUE .....	3
OBJECTIFS ET STRUCTURE DU RAPPORT .....	4
<b>CHAPITRE 1 :</b>	
<b>LA BIOLOGIE DU SAUMON ATLANTIQUE EN RIVIÈRE</b>	
CYCLE VITAL ET AIRE DE RÉPARTITION DU SAUMON ATLANTIQUE .....	7
HABITAT FLUVIATILE DU SAUMON ATLANTIQUE .....	11
RÉSUMÉ ET CONCLUSION .....	30
BIBLIOGRAPHIE .....	32
<b>CHAPITRE 2 :</b>	
<b>EFFETS POTENTIELS DES COUPES FORESTIÈRES SUR LE MILIEU AQUATIQUE ET LES HABITATS DU SAUMON</b>	
LA FORÊT ET LE CYCLE DE L'EAU .....	42
EFFETS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LE RÉGIME HYDRO-SÉDIMENTAIRE ET SUR LA MORPHOLOGIE DES COURS D'EAU .....	43
EFFETS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LES CARACTÉRISTIQUES PHYSIO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU .....	56
EFFETS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES ET LA PRODUCTIVITÉ AQUATIQUE .....	61
EFFETS À LONG TERME ET EFFETS CUMULATIFS DES OPÉRATIONS FORESTIÈRES À L'ÉCHELLE DES BASSINS HYDROGRAPHIQUES .....	68
RÉSUMÉ ET CONCLUSION .....	73
BIBLIOGRAPHIE .....	74
<b>CHAPITRE 3 :</b>	
<b>NORMES PROPOSÉES POUR LA PROTECTION DES RIVIÈRES À SAUMON</b>	
RAPPEL SUR LES CONCEPTS D'ÉCOSYSTÈME FLUVIAL : FLUVIALE, HYPORHÉIQUE ET RIVERAINE .....	86
NOTION DE RIVIÈRE À SAUMON ET DE BASSIN VERSANT CRITIQUE POUR LE SAUMON .....	88
TAUX DE DÉBOISEMENT MAXIMUM ACCEPTABLE .....	91
LA PROTECTION ET L'AMÉNAGEMENT DU MILIEU RIVERAIN .....	108
RÉSUMÉ ET CONCLUSION .....	125
BIBLIOGRAPHIE .....	126
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE</b> .....	137
<b>RECOMMANDATIONS</b> .....	140

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Représentation graphique du cycle vital du saumon atlantique ( <i>Salmo salar</i> ) anadrome .....	8
Figure 1.2	La distribution océanique du saumon atlantique montrant les pays riverains fréquentés par le saumon atlantique .....	9
Figure 1.3	Représentation graphique de l'effet de la température sur l'entrée en mer et en rivière du saumon atlantique .....	10
Figure 1.4	Représentation graphique des phases de déplacement du saumon atlantique en rivière .....	16
Figure 1.5	Schéma des différentes échelles spatiales caractérisant l'habitat des saumons juvéniles .....	20
Figure 1.6	Relation entre le temps de récupération d'un écosystème fluvial et sa sensibilité aux perturbations selon l'échelle spatiale affectée .....	20
Figure 1.7	Schéma du réseau hydrographique d'une rivière et de ses différents tronçons .....	21
Figure 1.8	Exemples de micro-habitats des saumons juvéniles .....	25
Figure 1.9	Distribution des vitesses d'écoulement sélectionnées par les alevins et les tacons .....	25
Figure 1.10	Distribution des catégories granulométriques sélectionnées par les alevins et les tacons .....	26
Figure 1.11	Distribution des profondeurs de la colonne d'eau sélectionnées par les alevins et les tacons .....	27
Figure 2.1	Représentation graphique des liens entre les activités d'aménagement forestier et la production piscicole .....	41
Figure 2.2	Représentation graphique du cycle hydrologique en milieu forestier .....	42
Figure 2.3	Modèle conceptuel des effets de la déforestation sur l'hydrologie forestière .....	43
Figure 2.4	Effet du déboisement et de la construction de routes sur l'hydrogramme annuel .....	44
Figure 2.5	Relation entre la proportion du volume de bois prélevé sur un bassin versant et le changement du débit de pointe lors de la fonte des neiges .....	46
Figure 2.6	Relation entre la proportion du volume de bois prélevé sur un bassin versant et le changement du débit de pointe en périodes orageuses .....	47
Figure 2.7	Schématisation de la circulation des eaux souterraines montrant la zone hyporhéique .....	49
Figure 2.8	Modèle conceptuel des effets directs et indirects d'une augmentation de la charge sédimentaire sur certaines caractéristiques hydro-géomorphologique des cours d'eau .....	53
Figure 2.9	Modèle conceptuel montrant les liens entre les facteurs d'ambiance agissant à l'échelle régionale, les réponses observées à l'échelle du bassin versant et les conséquences sur les caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d'eau .....	54
Figure 2.10	Modèle conceptuel montrant l'effet de la variation des débits sur les caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d'eau .....	54

Figure 2.11	Modèle conceptuel du réseau trophique d'un cours d'eau forestier .....	62
Figure 2.12	Modèle conceptuel montrant les effets cumulatifs possibles des diverses modification des bassins versants sur les débits de pointe et l'érosion des cours d'eau .....	71
Figure 3.1	Schéma de l'évolution d'un écosystème fluvial en quatre dimensions .....	86
Figure 3.2	Modèle conceptuel de l'écosystème d'eau courante .....	88
Figure 3.3	Relation entre la proportion du volume de bois enlevé d'un bassin versant et le changement du débit de pointe en période de fonte des neiges (données de Plamondon, 2004) .....	94
Figure 3.4	Relation entre l'intervalle de récurrence de la gamme des débits associés à l'érosion et au transport de fond des sédiments et la pente d'un cours d'eau (données filtrées de Plamondon, 2004) .....	96
Figure 3.5	Relation entre la proportion du volume de bois enlevé d'un bassin versant et le changement du débit de pointe en période de fonte des neiges .....	97
Figure 3.6	Relation entre la proportion du volume de bois enlevé d'un bassin versant et le changement du débit de pointe en période de fonte des neiges (données de Scherer, 2001) .....	98
Figure 3.7	Exemples de traitements forestiers équivalents à un taux de coupe de 50 % .....	99
Figure 3.8	Relation entre la largeur du milieu riverain et le versant de la vallée, d'amont en aval d'un cours d'eau .....	114
Figure 3.9	Relation entre l'efficacité de la bande riveraine à maintenir l'humidité relative du milieu riverain et la largeur de la bande .....	116

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Synthèse des principaux effets des différentes activités d'aménagement forestier en regard de la qualité des eaux des cours d'eau .....	57
Tableau 2.2	Synthèse des effets de la récolte forestière sur les caractéristiques physiques des cours d'eau, sur la qualité des habitats, et sur la croissance et la survie des salmonidés .....	66
Tableau 3.1	Quelques exemples de la superficie de petits bassins versants fréquentés par le saumon atlantique .....	90
Tableau 3.2	Synthèse des principaux effets (rôles et fonctions) liés à la présence de la végétation riveraine.....	113
Tableau 3.3	Quelques exemples de largeurs minimales de la bande riveraine de protection pour remplir certaines fonctions écologiques .....	115
Tableau 3.4	Quelques exemples de plages de variation de la largeur de la bande riveraine de protection pour remplir certaines fonctions écologiques .....	116







**DÉVELOPPEMENT DE STRATÉGIES  
ET DE MODALITÉS DE PROTECTION  
DE L'HABITAT DU SAUMON  
DANS UN CONTEXTE DE GESTION INTÉGRÉE  
FORÊT-FAUNE**





### Mise en situation

Le répertoire toponymique du Québec dresse la liste des noms de quelques milliers de rivières qui sillonnent le territoire québécois. Parmi celles-ci, seulement un peu plus d'une centaine ont reçu l'appellation « rivière à saumon ». Les rivières à saumon représentent donc un cas d'exception sur le territoire québécois. Outre l'intérêt écologique de protéger cette ressource faunique en raison de sa nature même et de sa rareté relative, la pêche sportive du saumon atlantique génère des retombées économiques importantes dans les régions fréquentées par ce poisson, ce qui en fait également une espèce d'intérêt socio-économique. Ainsi, pour des motifs d'ordres écologique, social et économique, il y a lieu de préserver ce patrimoine naturel et d'agir avec prudence à l'égard de toute intervention qui pourrait être préjudiciable à la survie du saumon atlantique et à son milieu de vie.

De longue date, compte tenu de la forte dépendance de cette espèce à l'égard de la qualité de son habitat, les rivières à saumon ont fait l'objet d'une attention spéciale dans les textes législatifs, réglementaires ou normatifs liés à l'exploitation forestière. Le but de ce rapport est d'examiner les normes de protection existantes à l'égard de l'habitat du saumon atlantique des cours d'eau du milieu forestier et de développer, le cas échéant, des stratégies et des modalités d'exploitation forestière qui permettent d'assurer la conservation de cette ressource.

### Problématique

La Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier accorde au ministre responsable de son application le pouvoir de reconnaître des rivières à saumon. Par ailleurs, la Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF) attribue, une importance particulière notamment à certaines espèces de grande valeur. Dans cette perspective, la directive gouvernementale intitulée « Objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV) des milieux aquatiques » dresse la liste des rivières à saumon qui bénéficient de l'application de la loi, des règlements et des normes en matière d'exploitation forestière. Deux dispositions importantes de l'OPMV des milieux aquatiques touchent aux rivières à saumon, soit l'application d'un taux maximal annuel de coupe annuelle de 50 % sur les bassins versants de rivière à saumon de 100 km<sup>2</sup> et plus, et la préservation de bandes riveraines de 60 m le long de ces cours d'eau. Or, il s'accumule de plus en plus d'information qui suggère que la première disposition ne serait pas suffisamment limitative pour assurer la conservation du saumon et de ses habitats et que

la seconde devrait être étendue à des petits cours d'eau, de bassin versant plus modeste, compris dans le réseau hydrographique d'une rivière à saumon plutôt qu'être limitée au cours principal et aux tributaires majeurs.

Dans un autre ordre d'idées, il convient de préciser que la liste des rivières à saumon reconnues à l'OPMV des milieux aquatiques provient d'une liste inscrite au Règlement de pêche du Québec. Ce règlement est de juridiction fédérale alors que l'OPMV des milieux aquatiques est une directive prise en application d'une loi provinciale. Bien que juridiquement il n'y ait pas nécessairement incompatibilité entre ces deux situations, l'esprit de ces deux documents législatifs ne s'inspire pas de la même source. En effet, le Règlement de pêche du Québec vise, non pas la protection des habitats de cette espèce, mais plutôt la pratique de la pêche sportive du saumon qui s'exerce sur le stade adulte de cette espèce. La liste des rivières à saumon qu'il contient ne correspond généralement pas à l'ensemble des cours d'eau d'un bassin versant où le saumon est susceptible de se retrouver à l'un ou l'autre de ses stades de vie. L'OPMV des milieux aquatiques vise pour sa part un but de nature écologique, d'où l'intérêt de proposer, le cas échéant, des éléments permettant d'en bonifier le contenu.

## **Objectifs et structure de ce rapport**

Compte tenu des énoncés précédents, ce rapport poursuit quatre objectifs :

1. Proposer une définition de « rivière à saumon » à des fins de conservation du saumon et de ses habitats;
2. Statuer sur la dimension minimale des bassins versants critiques pour l'habitat des jeunes saumons;
3. Établir le taux maximal admissible de déboisement des bassins versants critiques afin de maintenir le potentiel de production des rivières à saumon;
4. Réévaluer la dimension des bandes riveraines à laisser le long des rivières à saumon et de leurs tributaires afin de protéger l'équilibre bio-hydromorphogique des cours d'eau colonisés par cette espèce.

Le premier chapitre de ce rapport passe en revue la documentation scientifique portant sur l'habitat du saumon en rivière. Le second chapitre porte sur les effets potentiels des coupes forestières sur le milieu aquatique et les salmonidés. Le troisième chapitre vise le développement de stratégies et modalités qui pourraient être intégrées au nouveau régime forestier pour protéger davantage l'habitat du saumon lors des coupes forestières.

# 1





# LA BIOLOGIE DU SAUMON ATLANTIQUE EN RIVIÈRE

Yvon Côté, biologiste, M. Sc.

Amélie Dussault, biologiste, M. Sc. Env.

## Introduction

Ce chapitre présente une synthèse de la documentation scientifique relative à la biologie du saumon atlantique et aux caractéristiques de ses habitats en milieu fluvial. En effet, afin de faire le lien avec les facteurs susceptibles de modifier les habitats de cette espèce et d'affecter sa viabilité et la productivité des rivières à saumon, il est primordial d'en connaître les exigences biologiques à l'égard de son milieu de vie. Une attention toute particulière est portée à la phase juvénile du saumon atlantique et aux caractéristiques de son milieu de vie qui pourraient être davantage influencées par des modifications d'habitat associées aux coupes forestières.

## I. CYCLE VITAL ET AIRE DE RÉPARTITION DU SAUMON ATLANTIQUE

Le saumon atlantique est un poisson migrateur anadrome, c'est-à-dire qu'il naît en eau douce, migre en mer, y grandit jusqu'à l'approche de la maturité sexuelle et qu'il doit impérativement revenir en eau douce pour se reproduire. Jones (1959), Mills (1989) et Jonsson et Jonsson (2011) présentent d'excellentes descriptions du cycle vital du saumon. Sauf indications contraires, les énoncés de ce sous-chapitre proviennent de l'une ou l'autre de ces publications.

Le saumon se reproduit à l'automne en déposant ses œufs dans des zones appelées frayères (Figure 1.1). L'éclosion des œufs se produit au printemps. Durant une période de quelques semaines après leur éclosion, les alevins demeurent enfouis entre les interstices des graviers et des cailloux formant les frayères. Ils se nourrissent alors de réserves nutritives contenues dans un sac vitellin situé sous leur abdomen. Une fois leur vésicule vitelline résorbée, les alevins émergent des frayères et se dispersent dans la rivière.

Initialement grégaires, les alevins, à la fin de leur premier été, changent d'apparence et adoptent un comportement plus territorial qui se développe pleinement à partir de leur seconde année de vie. On les nomme alors tacons. Ces derniers arrivent à coloniser l'ensemble des superficies favorables à leur alimentation, tant sur le cours principal des rivières que dans les tributaires qu'ils peuvent remonter sur plusieurs kilomètres. Après deux à cinq ans de croissance en eau douce, le jeune saumon passe au stade saumoneau (smolt) au cours duquel il subit un certain nombre de transformations physiques et physiologiques qui le préparent à vivre en mer.

La migration vers la mer se produit au printemps à la faveur d'une augmentation de la photopériode et de la température de l'eau coïncidant généralement à la décrue des eaux. Progressivement, le saumon passe du milieu dulcicole au milieu estuarien, puis éventuellement se dirige vers la pleine mer où il se nourrit intensément. Ses migrations l'amènent pour les uns (les madeleineaux) dans la zone des Grands Bancs de Terre-Neuve et pour les autres (les saumons rédibermarins) jusqu'au Groenland. Le saumon passe de 1 à 3 années en mer, rarement 4, durant lesquelles il grandit rapidement jusqu'à l'atteinte du stade adulte. Il revient enfin à sa rivière natale pour sa reproduction. Chez le saumon atlantique, le phénomène du « homing », c'est-à-dire le retour à la rivière natale est étonnamment précis, soit de l'ordre de 95 %, voire plus.

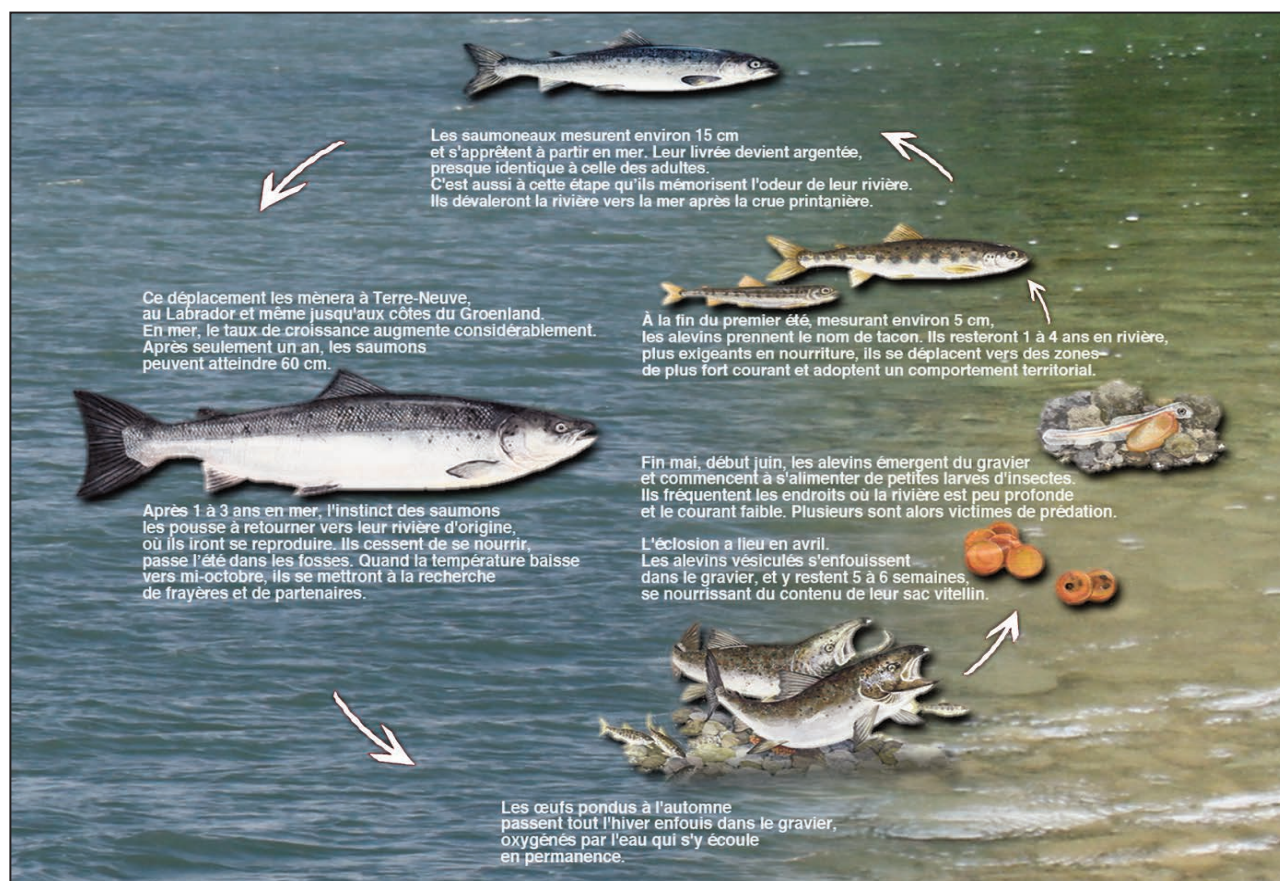


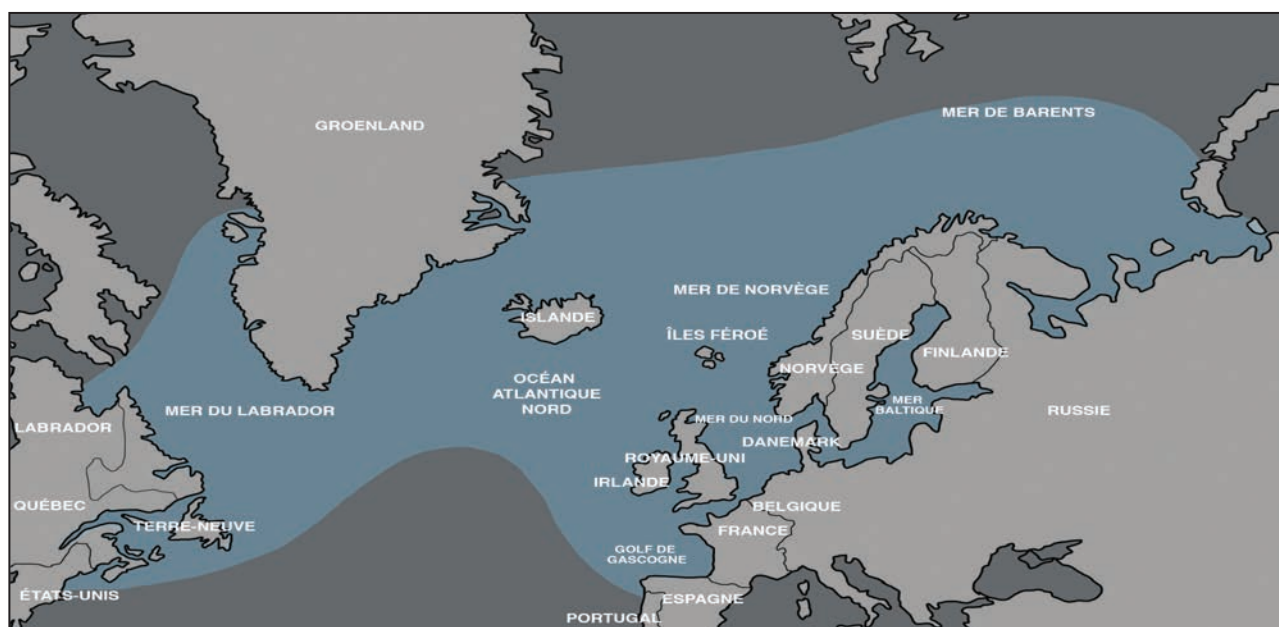
Figure 1.1 - Représentation graphique du cycle vital du saumon atlantique (*Salmo salar*) anadrome. Inspiré d'une illustration de la Fédération du saumon atlantique (site Web 2012).



Comme son nom scientifique l'indique, la distribution mondiale de cette espèce est liée à l'océan Atlantique et plus particulièrement à l'Atlantique Nord et aux divers pays qui délimitent cet océan.

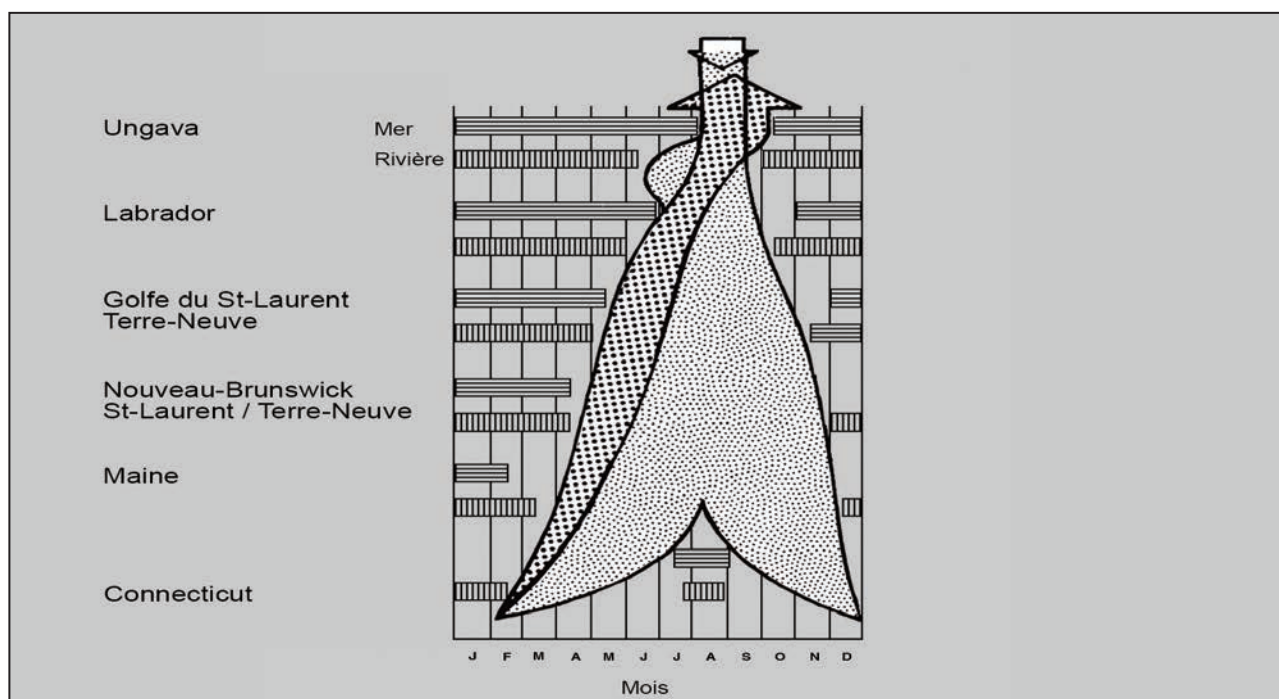
Dans l'Atlantique, l'aire de répartition du saumon correspond globalement à la superficie occupée par un immense courant giratoire, le courant de l'Atlantique Nord, lui-même lié à la circulation du « Gulf Stream ». La température de surface de l'océan semble être un déterminant important de la distribution océanique du saumon atlantique. Il se répartit à l'intérieur des limites de 4° à 13°C, limites qui subissent des variations saisonnières et annuelles (Reddin et Friedland, 1993). Depuis le milieu des années 1980, et de façon plus marquée au début des années 1990, des changements et des variations de la température océanique de surface semblent être l'une des causes importantes de la diminution des stocks de saumons, particulièrement dans la partie occidentale de l'Atlantique Nord.

L'aire continentale de la répartition mondiale du saumon atlantique a été décrite par Mc Crimmon et Gotz (1979) et par Webb *et al.* (2007). L'espèce est présente dans les rivières de la plupart des pays frontaliers de l'Atlantique Nord. En Amérique du Nord, la distribution du saumon s'étend de la rivière Connecticut, au sud, à la Baie d'Ungava, au nord. Sur le continent européen, la limite méridionale de sa distribution se situe au nord du Portugal tandis que la limite septentrionale se situe, en Russie, dans les rivières de la Péninsule de Kola. On trouve également des rivières à saumon dans les grandes îles de l'océan Atlantique Nord, notamment à Saint-Pierre-et-Miquelon, en Grande-Bretagne, en Irlande, aux Féroé, en Islande et dans la partie sud du Groenland (Figure 1.2). À l'intérieur de cette aire de répartition, le saumon est disparu de plusieurs rivières d'Europe et des États-Unis à cause de modifications de l'habitat liées à des activités anthropiques (agriculture, déboisement et industrialisation des bassins versants, urbanisation, construction de barrages et de routes, *etc.*).



**Figure 1.2** - La distribution océanique du saumon atlantique montrant les pays riverains fréquentés par le saumon atlantique. Inspiré de McCrimmon et Gotz (1979) et Webb *et al.* (2007).

Au Québec, le domaine du saumon s'étend depuis la rivière Jacques-Cartier, au sud, jusque dans les rivières de l'Ungava à la limite nord. Le régime thermique estival trop chaud au sud et celui trop froid au nord imposent cette répartition. Dans la partie nordique de son aire de répartition en Amérique du Nord, la température serait le facteur limitant la distribution des saumons en rivière. Ainsi, un total de 100 jours de croissance à une température de plus de 6°C serait l'exigence minimale pour l'établissement du saumon dans une rivière. Power (1981) a clairement schématisé l'effet des contraintes thermiques, tant sur les mouvements migratoires du saumon lors de sa migration vers la mer au stade du smolt et lors de son entrée en rivière, à l'état d'adulte, après le séjour marin (Figure 1.3).



**Figure 1.3** - Représentation graphique de l'effet de la température de l'eau sur l'entrée en mer et en rivière du saumon atlantique. Les bandes hachurées horizontalement indiquent des températures marines inadéquates à la migration des saumons et les bandes hachurées verticalement indiquent les températures inadéquates en rivière. Les pointillés fins représentent la période d'entrée des saumons adultes en rivière et les pointillés plus grossiers, la période de sortie des rivières des saumons noirs et des smolts. D'après Power (1981).

En résumé, l'habitat du saumon est relativement complexe, puisque certaines phases de son cycle vital se déroulent en eau douce, d'autres en estuaire et d'autres, enfin, en milieu marin. La libre circulation du saumon lui permettant de passer d'un milieu de vie à un autre constitue un élément capital pour l'accomplissement de son cycle vital. En outre, dans chacun des milieux qu'il occupe, un très grand nombre de facteurs physiques et biologiques peuvent affecter sa survie et donc l'abondance de ses populations. Certains facteurs parmi les plus déterminants des variations à long terme de l'abondance du saumon agissent à l'échelle de l'hémisphère nord, p.ex. le régime thermique de l'océan Atlantique, ou à l'échelle des continents, p. ex. le régime thermique des rivières. Ces facteurs

ne montrent normalement pas de sensibilité au déboisement qui, lui, se produit normalement à l'échelle locale ou régionale. Toutefois d'autres facteurs agissent davantage à l'échelle régionale, p. ex. les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, ou à l'échelle locale, p. ex. les habitats favorables à la reproduction et à la croissance du saumon en eau douce. Les facteurs influençant l'abondance du saumon à ces deux dernières échelles peuvent être influencés par le déboisement des bassins versants (voir Chapitre 2).

La suite de ce chapitre traite essentiellement des étapes fluviales du cycle vital du saumon, puisque c'est en rivière que le saumon et son habitat sont susceptibles de subir les impacts de l'exploitation des forêts couvrant les bassins versants colonisés par cette espèce.

## II. HABITAT FLUVIATILE DU SAUMON ATLANTIQUE

---

Les rivières à saumon partagent en commun un certain nombre de caractéristiques physiques. Elles présentent un dénivelé modéré variant de 0,2 % à 1,2 % et s'écoulent sur un substrat granulaire constitué d'un assemblage de graviers, de cailloux et de galets favorables à la survie des saumons juvéniles (Elson, 1975). Les particules fines telles que les sables, limons et argiles y sont absentes ou présentes en faible pourcentage (moins de 3 % de l'assemblage granulométrique) afin d'assurer une grande perméabilité du substrat et une bonne circulation de l'oxygène dissous dans l'eau, une caractéristique favorable à la reproduction ainsi qu'à l'incubation et l'éclosion des œufs (Peterson, 1978). Elles possèdent des eaux bien oxygénées ( $> 5$  mg/l) dont la température n'excède pas 28°C. Durant la saison de croissance, le régime thermique oscille entre 16 et 22°C. La libre circulation du saumon d'un tronçon à l'autre de la rivière lui permet enfin d'avoir accès à l'ensemble des habitats nécessaires à l'accomplissement de toutes les phases de son cycle vital.

Ces caractéristiques générales font qu'au Québec, le saumon ne colonise pas nécessairement toutes les rivières comprises dans son aire générale de répartition. Par exemple, la présence d'une chute infranchissable près de l'embouchure d'une rivière peut empêcher la colonisation de cette rivière par l'espèce. À l'inverse, une rivière peut être largement accessible au saumon, mais comporter un écoulement et un substrat non favorables à tous les stades de vie de son cycle vital ou posséder un régime thermique défavorable en certaines périodes critiques de l'année. Ces différentes situations font que le saumon ne peut s'établir de façon durable dans certaines rivières ou encore que ses populations y sont marginales.

L'abondance du saumon dans une rivière donnée à l'intérieur de son aire de répartition est conditionnée par des facteurs-clés qu'on peut regrouper en quatre catégories (Wasson *et al.* 1998) : 1) les facteurs d'ordre « hydro-climatique » relatifs à la physico-chimie des eaux; 2) les facteurs « d'habitat » ou « morpho-dynamiques »; 3) les facteurs « trophiques » reliés à la disponibilité de la nourriture; 4) et les facteurs « biotiques », c'est-à-dire les interactions avec les autres vivants comme la prédation et la compétition. Les deux premières catégories de facteurs peuvent subir l'effet direct des coupes forestières, tandis que les deux dernières catégories ne sont affectées qu'indirectement par cette activité (voir Chapitre 2).

En rivière, les habitats favorables au saumon se répartissent en deux milieux distincts, soit la partie estuarienne et la partie fluviale de la rivière. Ce chapitre traite d'abord de l'écologie du saumon adulte, depuis son entrée en rivière jusqu'à sa période de reproduction. Vient ensuite l'écologie des saumons juvéniles au stade de l'alevin et du tacon, constituant le principal objet de ce chapitre, puisque c'est ce stade qui risque davantage d'être affecté par la récolte forestière.

## **A. Le milieu estuarien**

Au plan de la géomorphologie fluviale, l'estuaire constitue le niveau de base d'un bassin versant. Alors que dans la partie amont de la rivière le processus géomorphologique dominant est de nature érosive, à l'estuaire, l'aggradation du lit par dépôt des sédiments devient le processus dominant. En effet, la topographie du milieu estuarien est habituellement peu prononcée, les vitesses de courant y sont normalement plus lentes qu'en rivière, ce qui favorise la déposition de sédiments. En outre, le renversement quotidien des marées influence de manière dynamique le transport et la déposition sédimentaires de ce milieu.

L'accumulation de sédiments en estuaire peut, dans certains cas, mener à une surcharge sédimentaire et à une déposition exagérée de sédiments, un phénomène qui peut conduire à la dégénérescence des estuaires (Frenette et Ouellet, 1974) et engendrer des problèmes notamment en ce qui a trait à la migration des saumons adultes (Naturam Environnement, 2001; Caron, 2003; Soucy et Côté, 2009). De nombreuses causes peuvent être à l'origine d'une arrivée massive de sédiments à l'estuaire (par exemple, la construction de routes dans le bassin versant, l'empiètement sur les rives, le déboisement à des fins agricoles ou forestières, *etc.*) ou engendrer une déposition anormalement élevée de sédiments à cet endroit (par exemple, la construction d'estacades pour faciliter le flottage du bois, les restrictions à l'écoulement par la construction de ponts à l'embouchure d'une rivière, *etc.*).

Au plan de la biologie du saumon, le milieu estuarien constitue une zone de transition entre la rivière et la mer dans le cas des smolts en dévalaison et entre la mer et la rivière dans le cas des adultes en migration de reproduction vers leurs lieux de fraie. C'est à cet endroit que se réalisent les ajustements physiologiques et éthologiques, tant pour les saumoneaux (smolts) que pour les adultes qui doivent alors s'adapter à un nouveau milieu de vie (Jones, 1959; Mills, 1989). L'écologie estuarienne des saumons, autant celle des smolts en dévalaison que celle des adultes en montaison est beaucoup moins documentée que l'écologie des alevins et tacons en rivière. Bien que les estuaires constituent un lieu de transition pour les saumons, ils peuvent aussi servir, dans certaines circonstances, de lieu de résidence pour les tacons (Cunjak, 1992).

Ce rapport ne tente pas d'établir de lien entre les effets des coupes forestières sur les processus sédimentaires à l'estuaire des rivières et la biologie du saumon, non pas que ce lien ne puisse exister, mais sa démonstration peut s'avérer particulièrement difficile à réaliser (Lefrançois, 1978). En effet, au plan hydro-morphologique, l'estuaire d'une rivière s'ajuste globalement à l'ensemble des effets des diverses agressions environnementales que subit son bassin versant, ce qui complique l'assignation d'un effet à une cause particulière.

## **B. Le milieu dulcicole**

Les habitats dulcicoles peuvent être divisés en quatre catégories selon la période de l'année et l'usage qu'en fait le saumon :

- 1) l'habitat de repos des saumons adultes en migration, communément nommé les « fosses à saumon »;
- 2) l'habitat de reproduction, c'est-à-dire les frayères qui permettent la fraie en automne, l'incubation des œufs en hiver, leur éclosion au printemps, la vie intra-granulaire des alevins et leur émergence à la fin du printemps;
- 3) l'habitat d'alimentation et de croissance des juvéniles au printemps, en été et en automne, comprenant les sites d'alimentation et les zones d'abris;
- 4) l'habitat d'hivernage des juvéniles, c'est-à-dire les zones de profond ou les interstices entre les gros galets et les boulders. La libre circulation entre ces différentes catégories d'habitat, c'est-à-dire leur connectivité, ne doit jamais être compromise.

Les propriétés physico-chimiques de l'eau constituent la première catégorie de facteurs déterminant la qualité de l'habitat du saumon, ce sont les facteurs d'ambiance. Elles influencent, d'une part, la

viabilité du saumon dans un milieu aquatique donné et, d'autre part, la productivité de ce milieu c'est-à-dire le nombre d'individus formant une population ou la biomasse de cette population et sa croissance. Les caractéristiques hydrauliques et géomorphologiques d'un cours d'eau constituent la seconde catégorie de facteurs de l'habitat du saumon (Wasson *et al.*, 1998).

## 1. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau

Les paragraphes qui suivent font état des principales caractéristiques physico-chimiques à la fois vitales pour le saumon et susceptibles d'être influencées par les coupes forestières (voir Chapitre 2).

L'eau, fortement oxygénée dont le taux se rapproche de la saturation maximale en oxygène, est préférée par le saumon (Fry, 1971). Chez les tacons, un minimum de 6 mg/l d'O<sub>2</sub> est requis pour assurer une croissance optimale (Johnston, 2002). Il est également connu que le saumon atlantique est absent des cours d'eau qui possèdent une concentration d'oxygène dissous inférieure à 5 mg/l (Elson, 1975).

La température de l'eau doit être fraîche. Elliott (1991) a déterminé qu'une eau entre 7 et 22,5°C est nécessaire à l'alimentation des saumons juvéniles. Leur croissance est optimale entre 15 et 19°C (DeCola, 1970; Dwyer et Piper, 1987; Siginevich, 1967). Des mortalités sont observées lorsque la température augmente. En effet, la température létale pour les juvéniles se situe à 28°C (Elliott, 1991). Gibson (1966) a démontré que les tacons se déplacent toujours vers des eaux d'une température inférieure à 22°C lorsque celles-ci sont disponibles à proximité.

Le pH de l'eau peut être légèrement acide à légèrement basique, mais ne doit pas se retrouver sous la barre des 4,7 sans compromettre la survie des juvéniles. Idéalement, le pH de l'eau devrait se situer au-dessus de 5,4 (Watt *et al.*, 1983). Certaines études tendent à démontrer que la productivité de l'habitat est fortement corrélée à la présence d'ions alcalins (Egglisshaw et Shackley, 1985; Degerman *et al.*, 1986), notamment en encourageant la production primaire et par extension, en augmentant la présence de nourriture disponible pour l'alimentation des juvéniles (Hynes, 1970; Elwood *et al.*, 1981). Il a également été abondamment démontré, autant en Europe qu'en Amérique, que l'acidification de l'eau d'origine anthropique engendre une perte dans les populations de saumon atlantique, notamment par la mortalité des juvéniles (Hesthagen et Hansen, 1991; Watt, 1987, 1989; Anonyme, 1989).

La croissance et l'alimentation des juvéniles nécessitent une eau claire, de turbidité nulle à faible, bien que les jeunes saumons puissent supporter de brefs épisodes d'eau turbide. Les matières en suspension présentes dans le cours d'eau affectent le comportement ainsi que le taux de survie des juvéniles (Crouse *et al.*, 1981; Berg et Northcote, 1985; Newcombe et MacDonald, 1991) en plus de diminuer la



production primaire et d'avoir un impact négatif sur la faune benthique (Hynes, 1970; Lloyd *et al.*, 1987). Une concentration de 25-80 mg/l de matières en suspension affecte le comportement d'alimentation des jeunes saumons, alors que des concentrations supérieures à 90 mg/l causent des dommages aux branchies, ce qui peut s'avérer létal (Sorenson *et al.*, 1977).

## **2. L'habitat des saumons adultes en montaison**

### **a. L'entrée du saumon en rivière**

Le saumon atlantique adulte revient en rivière pour se reproduire. Cependant, entre le moment de son arrivée en estuaire et celui de sa reproduction, il peut se passer plusieurs mois au cours desquels le régime thermique de la rivière joue un rôle prépondérant.

La période d'arrivée du saumon dans les estuaires des rivières du Québec est variable d'une région à l'autre. À ce sujet, Power (1981) suggère que l'entrée des saumons en rivière est à la fois régie par la température océanique au printemps et par la température de la rivière (Figure 1.3). Les eaux du golfe Saint-Laurent sont normalement propices à la migration du saumon vers la fin avril, tandis que la température des rivières se jetant dans le Golfe ne devient favorable qu'entre la mi-mai et la fin mai. L'entrée en rivière est contrôlée par la température de l'eau. Le saumon, lorsqu'il est en mer, est en effet hésitant à entrer en rivière avant que l'eau n'ait atteint 8 à 10 C° (Banks, 1969).

### **b. L'habitat du saumon adulte en rivière : les fosses**

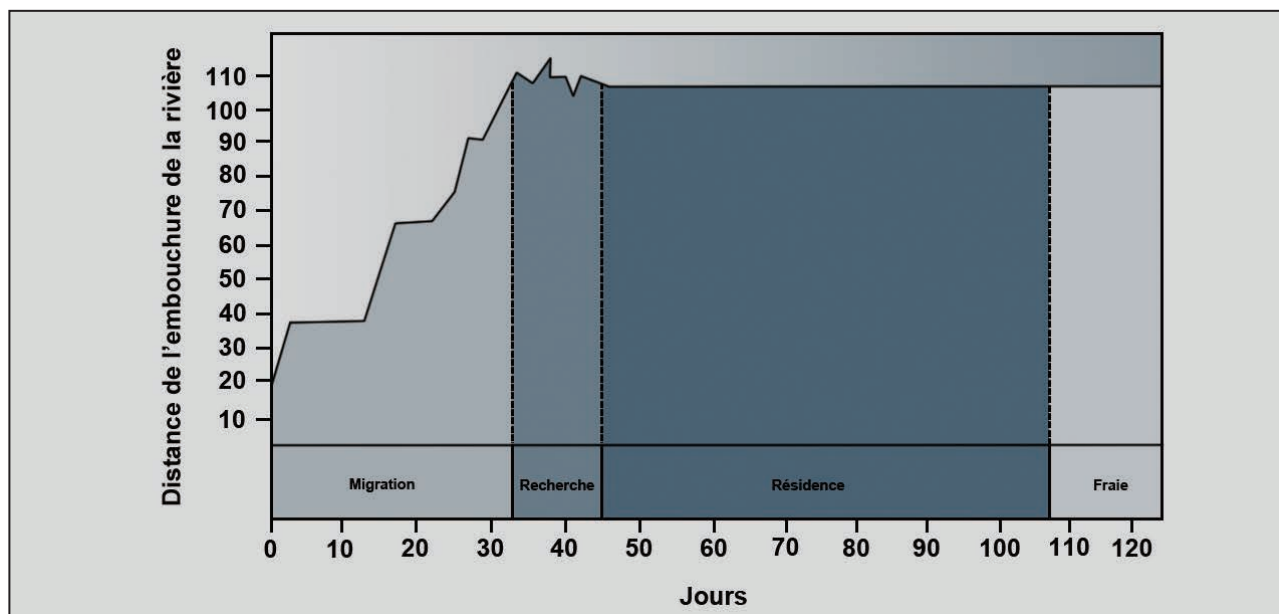
L'habitat du saumon adulte en rivière, c'est-à-dire les endroits où il séjourne pour des durées plus ou moins prolongées, est constitué de zones profondes aussi appelées « fosses à saumon ». Les pêcheurs donnent différents qualificatifs aux fosses selon l'utilisation qu'en fait le saumon. Les dénominations, les plus fréquemment utilisées (Aubert *et al.*, 1988), adaptées de la langue anglaise (Wulff, 1983; Sutterby et Greenhalgh, 2005), sont les suivantes : fosse d'eau haute (*high water pool*), fosse de repos (*resting pool*), fosse de rétention, de séjour ou de résidence (*holding pool*) et « trou à saumon » ou « potte à saumon » (*pot hole*).

Les caractéristiques idéales pour une fosse à saumon sont les suivantes (McLaughlin et Knight, 1987) : la profondeur se situe entre 1,8 et 3,6 m de profondeur, la vitesse d'écoulement de l'eau est inférieure à 0,6 m/s. Quant à la capacité de support en saumon adulte exprimé en unités de superficie, elle se compte à raison de 2,8 m<sup>2</sup> par saumon. Le saumon doit également trouver des zones d'abri dans ce milieu. Moreau et Moring (1993) mentionnent que le couvert subaquatique

doit représenter au moins 20 % de la surface de la fosse. Ce couvert subaquatique peut être formé de grosses roches, d'assemblages de galets, de grosses souches noyées, de berges encavées, de falaises rocheuses dans l'axe de l'une ou l'autre des deux rives, etc. En fait, tout élément et singularité du substrat près duquel le saumon peut se camoufler et se reposer sous des vitesses très lentes d'écoulement peut servir d'abri.

### c. Migration et déplacements des saumons en rivière

Bien que les mécanismes précis qui règlent les déplacements du saumon en rivière ne soient pas tout à fait élucidés (Thorstad *et al.*, 2008), certains des déterminants de la migration en rivière ont fait l'objet d'études surtout depuis l'arrivée de la radio-télémetrie. Les déplacements en rivière comprendraient trois phases distinctes (Okland *et al.*, 2001; Finstad *et al.*, 2005) : 1) une phase de migration rapide s'effectuant selon un trajet direct ou par étapes qui amènent les saumons aux environs de leur zone de fraye éventuelle; 2) une phase de recherche plus fine vers l'aval ou l'amont près de la zone qu'ils occuperont jusqu'avant la période de fraye; 3) et une phase de résidence localisée près de la zone de reproduction. Au cours des deux premières phases, le saumon utilise particulièrement les fosses de repos pour récupérer, semble-t-il, du stress physiologique associé à ses déplacements. Quant à la troisième phase, elle s'effectue dans les fosses de rétention (Figure 1.4).



**Figure 1.4** – Représentation graphique des phases de déplacement du saumon atlantique adulte en rivière, en absence d'obstacle important à ses déplacements (le jour 0 = le jour du passage de la mer en rivière). D'après Okland *et al.* (2001).

Le rythme de progression du saumon vers les fosses de rétention dépend, notamment, de la température et des variations de débit (Banks, 1969). L'augmentation des débits entraîne une augmentation



des vitesses d'écoulement, ce qui l'incite en quelque sorte à réagir. À cet égard Elson (1975) mentionne que des vitesses excédant 1,3 m/s stimulent le saumon à se déplacer. En début de migration, alors que la température est favorable, le saumon peut progresser rapidement vers l'amont des rivières, surtout dans le cas de longues rivières. La documentation scientifique rapporte des distances de déplacement de 6 à 49 km/jour sous certaines conditions (Hawkins, 1989; Karppinen *et al.*, 2004; Okland *et al.*, 2001). Quant à la phase exploratoire, elle est variable selon les individus. Elle peut s'étendre sur une période de quelques semaines à un mois et ne concerne que des mouvements de faible amplitude. Enfin, la période de résidence peut s'étirer sur une durée d'un à deux mois (Webb, 1989) dans les rivières dont le régime thermique annuel est comparable aux conditions québécoises et même davantage dans certaines rivières européennes.

Lors de ses déplacements en rivière, par basses eaux, le saumon suit le courant principal, tandis qu'à fort débit, il a tendance à se déplacer le long des rives empruntant ainsi un chemin de moindre résistance, en apparence un peu plus erratique, et évitant les vitesses supérieures à 1 m/s (Webb et Hawkins, 1989). Il peut se reposer dans des endroits plus calmes comme au voisinage de grosses pierres ou des souches submergées ou tout obstacle qui ralentit le courant (Webb et Hawkins, 1989). Il se déplace normalement à des vitesses de 0,6 m/s, mais il est aussi capable par moment d'atteindre des pointes de 6,7 m/s pendant quelques secondes (Elson, 1975). À ce sujet, Bardonnnet et Baglinière (2000) émettent l'opinion que la quantité et la qualité des fosses de rétention représentent probablement une caractéristique importante d'une rivière pour assurer le déplacement « sécuritaire » des saumons.

En eaux basses et moyennes et sur des parcours ne présentant pas de difficultés migratoires importantes, les déplacements se font à la tombée du jour et au petit matin. En eaux hautes ou turbides, le saumon peut se déplacer durant le jour (Laughton, 1989). Souvent, en rivière, le saumon adopte un comportement lucifuge : le jour, il se tient dans la zone profonde des fosses ou se colle le long des parois rocheuses, des berges encavées, le long de grosses pierres ou derrière de gros débris ligneux qui lui servent d'abris. La nuit, il remonte à la surface ou encore séjourne près des rives à faible profondeur (Baglinière et Porcher, 1994).

#### **d. L'habitat de reproduction pour la fraie en automne**

Dans la partie méridionale du Québec, en situations naturelles, la fraie s'étend généralement de la mi-octobre à la mi-novembre. La période de fraie peut être influencée par des variables environnementales telles que la température, la photopériode et les variations du niveau d'eau (Gueguen et Prouzet, 1994). Les différences entre les régimes thermiques et autres caractéristiques environnementales au sein de l'aire de distribution de l'espèce induisent une variabilité dans les processus déclenchant la

fraie chez les différentes populations (Fleming et Einum, 2011). Certaines études ont corrélé la période de fraie à la température d'incubation des œufs et non strictement à la température atteinte par l'eau au moment du déclenchement de la reproduction. Ceci permettrait d'assurer que l'émergence et le début de la période d'alimentation des alevins aient lieu à une date printanière optimale (Heggberget, 1988 ; Brannon, 1987 *In* Fleming et Einum, 2011). Certains résultats de recherches conduites dans le nord-est des États-Unis ont établi l'étendue des températures généralement associées à la fraie (DeCola, 1970 et Danie *et al.*, 1984). Selon ces auteurs, la fraie aurait lieu à des températures comprises entre 4 °C et 10-12 °C avec un optimum se situant autour de 5-8 °C.

Les sites de fraie correspondent à des zones de faible profondeur et à vitesse d'écoulement rapide, parfois localisés près des berges, parfois sur les radiers (seuils) en aval des fosses là où il y a accélération de l'écoulement (Johnston, 2002). Ces sites sont caractérisés par une pente faible à modéré (0,2 à 1,0 %), une profondeur d'eau moyenne de 20-30 cm et une vitesse d'écoulement de 30-50 cm/s. À ces endroits la granulométrie se compose d'un amalgame de gravier et de cailloux. Les petits tributaires sont utilisés pour la reproduction seulement si le niveau d'eau y est assez élevé au moment de la fraie (Bardonnet et Baglinière, 2000) et si leur pente n'est pas trop forte, soit moins de 3 % (Mills, 1973, 1989; Moir *et al.*, 1998). Michel Lapointe, professeur en hydro-géomorphologie des rivières (comm. pers. 2012) estime que dans les conditions québécoises, un tronçon de cours d'eau qui possède une pente supérieure à 2 % sur une distance d'au moins 10 fois sa largeur, est très limitatif quant à la présence de zones potentielles de fraie.

Les nids sont creusés dans le gravier par les femelles, grâce à des mouvements de leur pédoncule caudal. Selon la taille de l'individu, la profondeur des nids varie entre 14 et 30 cm, les femelles de fortes tailles enfouissant leurs œufs à plus grande profondeur (Gibson, 1993). Une profondeur importante de substrat graveleux est donc nécessaire à cette étape afin d'éviter l'affouillement des nids et le lessivage des œufs. La survie des œufs est fortement corrélée à la granulométrie du substrat. En effet, la porosité du substrat est particulièrement critique, non seulement afin d'assurer un apport suffisant et constant en oxygène aux œufs, mais aussi afin d'avoir assez d'espace pour accueillir les alevins lors de l'éclosion. Les femelles choisissent donc un site où le gravier est parcouru par un courant interstitiel ou hyporhéique riche en oxygène dissous. Si des sédiments fins viennent à s'accumuler au sein du matériel graveleux des frayères, il y aura diminution de la circulation interstitielle de l'eau et donc réduction de l'apport en oxygène aux œufs en incubation (Dumas, *et al.*, 2007).

La présence d'une fosse à proximité des sites potentiels de fraie favorise leur utilisation par les saumons adultes. Les zones de fraie sont normalement localisées dans un rayon de 800 mètres d'une

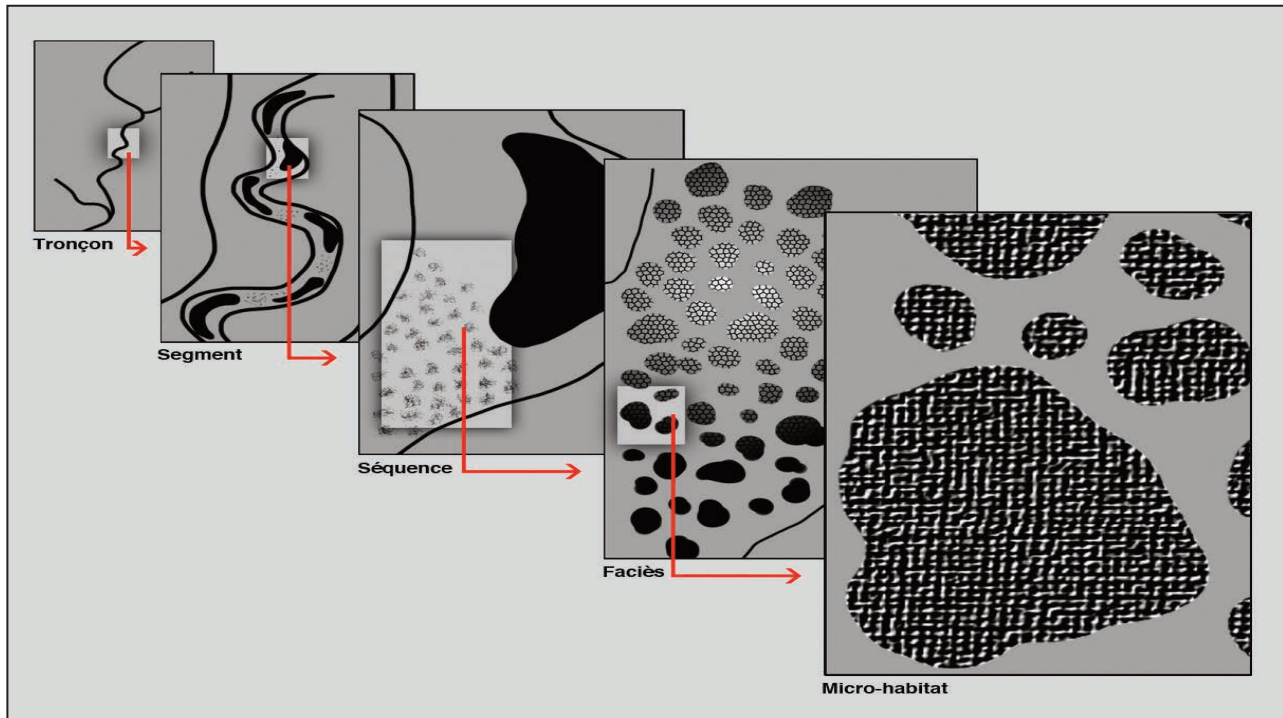
fosse ou d'une zone de repos, ce qui permet aux saumons adultes de s'y réfugier périodiquement durant la période de reproduction (Moreau et Moring, 1993; Bardonnnet et Baglinière, 2000).

La durée d'incubation se situe entre 400 et 450 degrés-jour (Crisp, 1981; Obedzinski et Letcher, 2004), mais elle peut varier passablement selon le régime thermique, l'écoulement interstitiel et le contenu en sédiments fins dans les zones de fraie (Flanagan, 2003). À l'éclosion, les jeunes alevins demeurent enfouis dans le gravier jusqu'à résorption de leur vésicule vitelline. Le taux d'éclosion des œufs est réduit lorsque des sédiments fins sont présents dans le substrat des sites de fraie. La présence de sédiments fins affecte également le taux d'émergence des alevins. La modification de la période d'éclosion liée à des modifications des conditions de l'environnement intra-granulaire peut affecter la survie éventuelle des alevins (Fleming et Einum, 2011). Enfin, cette période du cycle vital est très sensible aux augmentations de débit qui peuvent entraîner l'affouillement des nids de fraie, induisant ainsi la mortalité des œufs ou des alevins nouvellement éclos (Jensen et Johnson, 1999; Lapointe *et al.*, 1999).

### **3. L'habitat des saumons juvéniles : une question d'échelle spatiale**

Un habitat se définit comme un milieu géographique particulier réunissant des conditions physiques et biologiques spécifiques favorables à une espèce (Bouchard, 2006). La quantité d'habitats disponibles en eau douce, correspondant aux conditions optimales pour le saumon, est la principale variable régulant le taux de survie et la densité des jeunes de cette espèce (Gibson, 1993). Les individus formant une population de jeunes saumons ne sont pas distribués uniformément ni aléatoirement tout au long d'un cours d'eau, même si l'ambiance physico-chimique du milieu hydrique leur est totalement favorable. En effet, la répartition des jeunes saumons dans la rivière répond à des contraintes d'ordre géomorphologique à l'échelle du bassin hydrographique et d'ordre hydraulique à l'échelle locale. En fait, la distribution des jeunes saumons dans un cours d'eau peut s'expliquer à différents niveaux de résolution d'un réseau hydrographique ou, autrement dit, à différentes « échelles spatiales » du bassin versant (Deschênes *et al.*, 2007; Ugedal et Finstad, 2011).

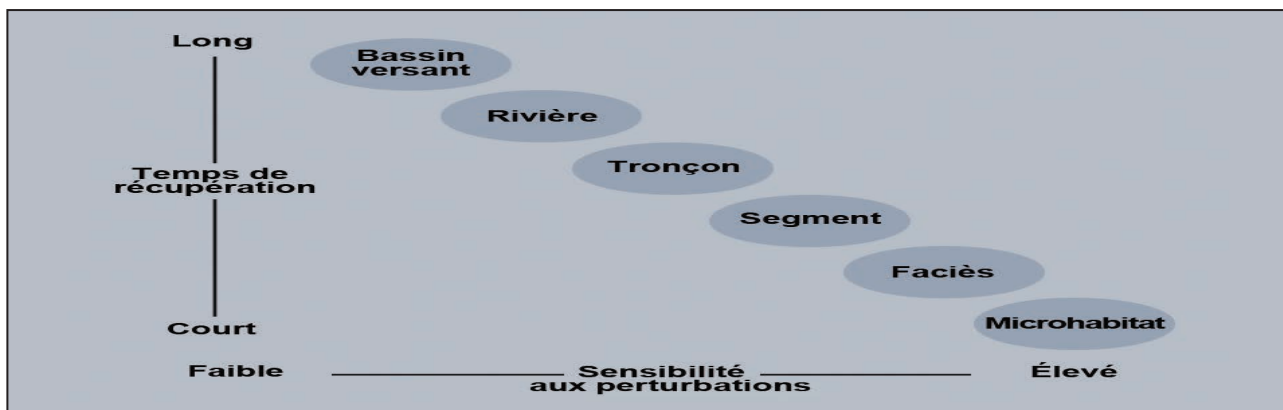
Malavoi (1989 et 1990) propose la hiérarchisation suivante pour expliquer la distribution des poissons en eaux courantes : le site d'occupation (micro-habitat), l'ambiance et le faciès d'écoulement (ou méso-habitat), le segment et la séquence (macro-habitat) et le tronçon de rivière, qui s'emboîtent les uns dans les autres du plus petit au plus grand ensemble (Figure 1.5). À quelques nuances près, Bovee *et al.* (1998) établissent une stratification semblable de l'habitat fluvial. Ils distinguent le macro-habitat (le bassin de drainage, le réseau hydrographique et les segments de rivière), le méso-habitat (fosses, radiers, rapides, etc.) et le micro-habitat qui est le site même occupé par les poissons.



**Figure 1.5** - Schéma des différentes échelles spatiales caractérisant l'habitat des saumons juvéniles. Inspiré de Malavoi (1989).

L'intérêt de la segmentation de ce qui est généralement considéré comme un continuum fluvial (Vannote *et al.*, 1980) réside dans les liens qu'elle permet d'établir entre : 1) les différents ensembles physiographiques d'une rivière observée à différents échelles de résolution; 2) les facteurs qui président à la mise en place de ces ensembles et ceux qui en affectent la stabilité; 3) et la qualité et la quantité d'habitats disponibles au poisson.

La prise en compte de ces différents niveaux de perception est une considération importante lorsqu'on étudie les effets potentiels des coupes forestières sur le milieu de vie des poissons. En effet, selon qu'une étude se situe à l'une ou l'autre de ces échelles spatiales, on peut tirer des conclusions différentes quant à l'impact des opérations forestières sur l'habitat des jeunes saumons. (Figure 1.6)



**Figure 1.6** - Relation entre le temps de récupération d'un écosystème fluvial et sa sensibilité aux perturbations selon l'échelle spatiale affectée. D'après Naiman (2001).

### a. Les tronçons de rivière : les cours supérieur, moyen et inférieur et les tributaires

Les « tronçons » de rivière correspondent, par exemple, aux parties supérieure, moyenne et inférieure d'un cours d'eau (Figure 1.7). Toutefois, selon l'allure du profil en long d'une rivière, celle-ci peut être découpée en de plus nombreux tronçons. En outre, les petits tributaires, en tant qu'unités morphologiques du réseau hydrographique, mais distinctes du cours principal de la rivière, peuvent aussi être considérés comme des « tronçons ». D'amont en aval, les différents tronçons du cours principal se caractérisent souvent par une pente décroissante, des vitesses moyennes décroissantes de leurs profils transversaux, une granulométrie décroissante du substrat et des profondeurs moyennes croissantes de la colonne d'eau. Le processus géomorphologique dominant des tronçons amont est normalement l'érosion, alors que la déposition est le phénomène principal des tronçons aval. Les tronçons moyens démontrent une situation intermédiaire de ce point de vue. Cette échelle de résolution se mesure en  $10^4$  m linéaires.

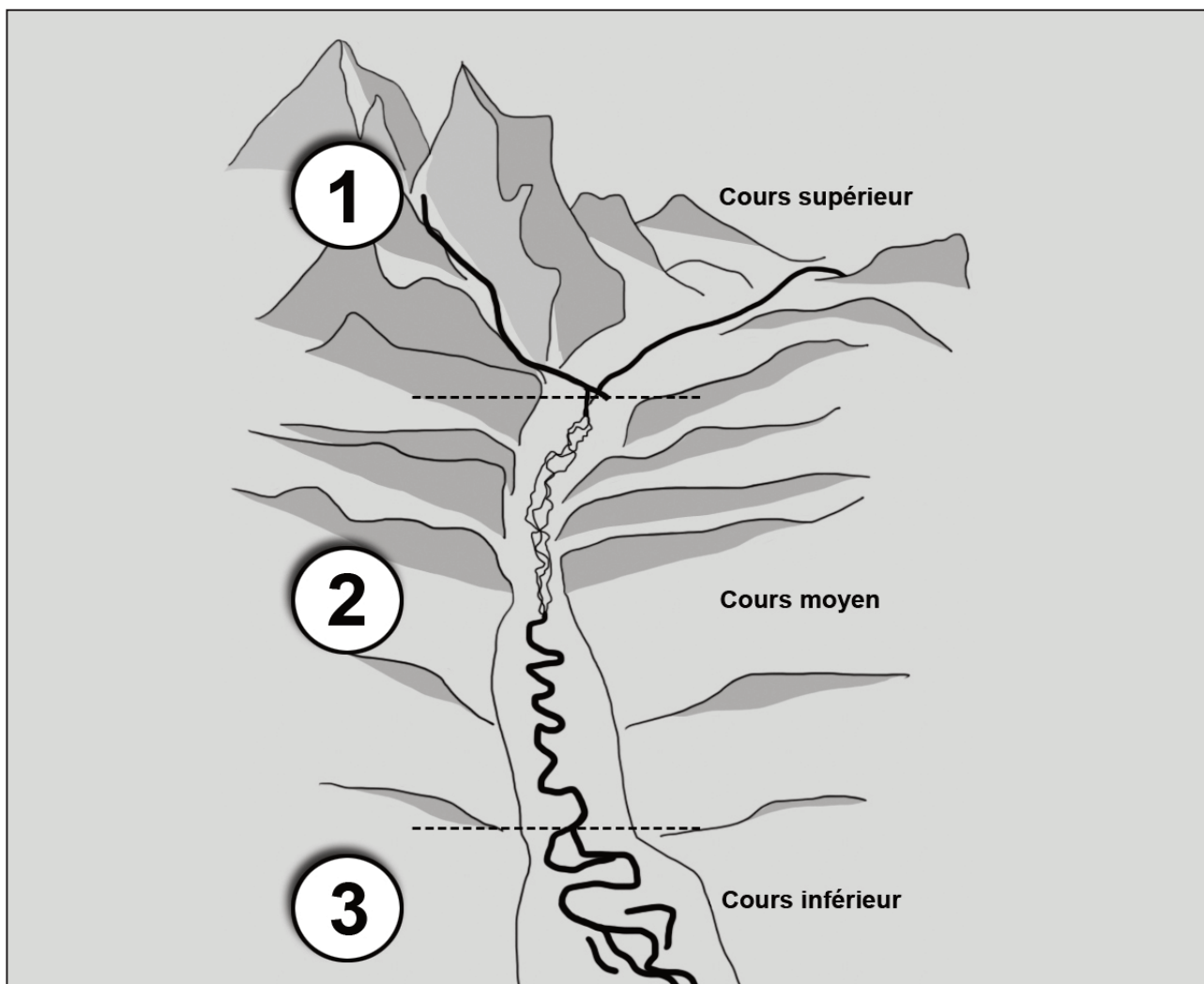


Figure 1.7 - Schéma du réseau hydrographique d'une rivière et de ses différents tronçons. D'après Wasson *et al.* (1998).

Keenleyside (1962) note que les alevins sont plus abondants dans les tronçons supérieurs des rivières que dans les tronçons inférieurs, particulièrement dans des endroits où la largeur du cours d'eau est plus faible (5-30 m) comparativement aux sections plus larges de l'aval (50-100 m).

Erkinaro *et al.* (1998), dans une étude réalisée en Finlande, démontre l'importance des tributaires comme habitats pour les juvéniles. Ils ont observé des migrations entre la branche principale de la rivière et de petits tributaires n'ayant pas servi pour la fraie. Ils ont aussi calculé la production de smolts de ces tributaires et celle-ci s'avère particulièrement importante (1,0-1,2 smolt/100 m<sup>2</sup>). Des observations semblables sont rapportées en plusieurs endroits dans l'aire de répartition du saumon dont en Russie, sur la rivière Ponoï (Crabbe, 2000) et en France sur l'Oir, rivière de Bretagne (Baglinière *et al.*, 1993).

Pomerleau *et al.* (1980) ont produit des cartes d'occupation de certains tributaires de rivières à saumon de la Gaspésie. Ils ont observé dans plusieurs cas que les tacons de saumon peuvent se déplacer de 5 à 10 km sur des tributaires non fréquentés par les saumons adultes ou au-delà des zones de reproduction les plus en amont de certaines rivières (rivière Rouge, Mitis; rivière à l'Eau-Claire, Madeleine; rivière St-Jean Nord, St-Jean; rivière Humqui-Nord, Humqui; ruisseau Mann, Nouvelle).

Des recherches effectuées au Québec, sur la rivière Sainte-Marguerite, corroborent aussi le fait que les petits tributaires possèdent, de façon globale, des habitats de haute qualité pour les tacons. Boisclair et Rodriguez (1996) ont observé que la densité des juvéniles est semblable entre la branche principale et les petits tributaires, mais que les tacons provenant des tributaires avaient une masse plus élevée à la fin de l'été que ceux de même longueur capturés dans la branche principale ou le tronçon intermédiaire de cette rivière. La qualité de l'habitat serait donc plus élevée dans les petits tributaires. Ces auteurs concluent qu'une présence plus marquée du couvert le long des petits tributaires pourrait à la fois augmenter la protection vis-à-vis des prédateurs ailés, tout en augmentant la quantité de nourriture disponible.

## **b. Description des macro-habitats : segments et séquences**

L'échelle des macro-habitats comprend des ensembles morpho-dynamiques homogènes et séquentiels dont l'étendue varie de la centaine au millier de mètres linéaires (Wasson *et al.*, 1998). Certains de ces ensembles ont une plus grande valeur salmonicole que d'autres, c'est pourquoi on parle d'habitat, même à ce niveau grossier de résolution.



Les « segments » et les « séquences » sont des unités morphologiques homogènes. Ces unités résultent de l'assemblage régulier des faciès d'écoulement décrits ci-après. Par exemple, les séquences « mouilles-seuils », « mouilles-radiers », « mouilles-rapides », « mouilles-rapides-plat », « chenaux-plats lenticques », etc.

L'organisation spatiale des éléments physiques des macro-habitats et leur stabilité dans le temps résultent de la stabilité du chenal d'écoulement, elle-même influencée par l'amplitude et la fréquence des débits de pointe (voir Chapitre 3).

### **c. Description des méso-habitats du saumon juvénile : les faciès d'écoulement**

Un faciès d'écoulement correspond à la plus petite unité géomorphologique homogène, mesurable à une échelle spatiale variant de quelques dizaines de mètres carrés à quelques centaines de mètres carrés. Les méso-habitats possèdent souvent une longueur équivalente à la largeur du chenal dans lequel ils se situent (Bovee *et al.* 1998). On reconnaît en général quatre faciès d'écoulement susceptibles d'abriter les jeunes saumons : les radiers (*riffles*, en anglais), les rapides (*rapids*), les plats (*runs*) et les mouilles (*pools*) (Gibson, 1993; Johnston, 2002).

Les caractéristiques des faciès décrits ci-après proviennent de Malavoi (1989) et Malavoi et Souchon (1992). Certains de ces faciès sont plus propices à la production de jeunes saumons que d'autres, par exemple les faciès « radier » et « rapide » supportent généralement plus de juvéniles que les séquences plat et chenal.

Les radiers sont des zones de faibles profondeurs ( $\leq 20$  cm) où la vitesse d'écoulement est modérée (environ 12-40 cm/s) et dont la granulométrie est généralement constituée de cailloux et de gravier.

Les rapides sont des zones de profondeur moyenne où la vitesse d'écoulement est élevée (environ 30-50 cm/s) et le substrat constitué de galets et de blocs. Derrière ces blocs peuvent se déposer des éléments à granulométrie plus fine dont la déposition est favorisée par les contre-courants.

Les plats sont des zones de profondeurs relativement uniformes sur toute la longueur de ce faciès. Les vitesses sont moyennes et également uniformes. Le substrat est composé de cailloux et gravier allant jusqu'à des pierres grossières (galets).

Les mouilles sont des zones caractérisées par une forte hauteur d'eau et de faibles vitesses par rapport au reste du segment. Elles résultent habituellement du surcreusement et de l'érosion active d'une berge ou du lit de la rivière. Elles sont formées à des débits relativement élevés.

Les saumons juvéniles préfèrent généralement les radiers, les plats lotiques et les rapides de moindre vitesse. Ils se rencontrent surtout dans des eaux peu profondes à intermédiaire (20-70 cm) possédant des vitesses moyennes relativement élevées (10-60 cm/s). Dans toutes les études réalisées, le substrat était composé de gravier (2-64 mm) et de cailloux (64-250 mm) (Degraaf et Bain, 1986; Morantz *et al.*, 1987).

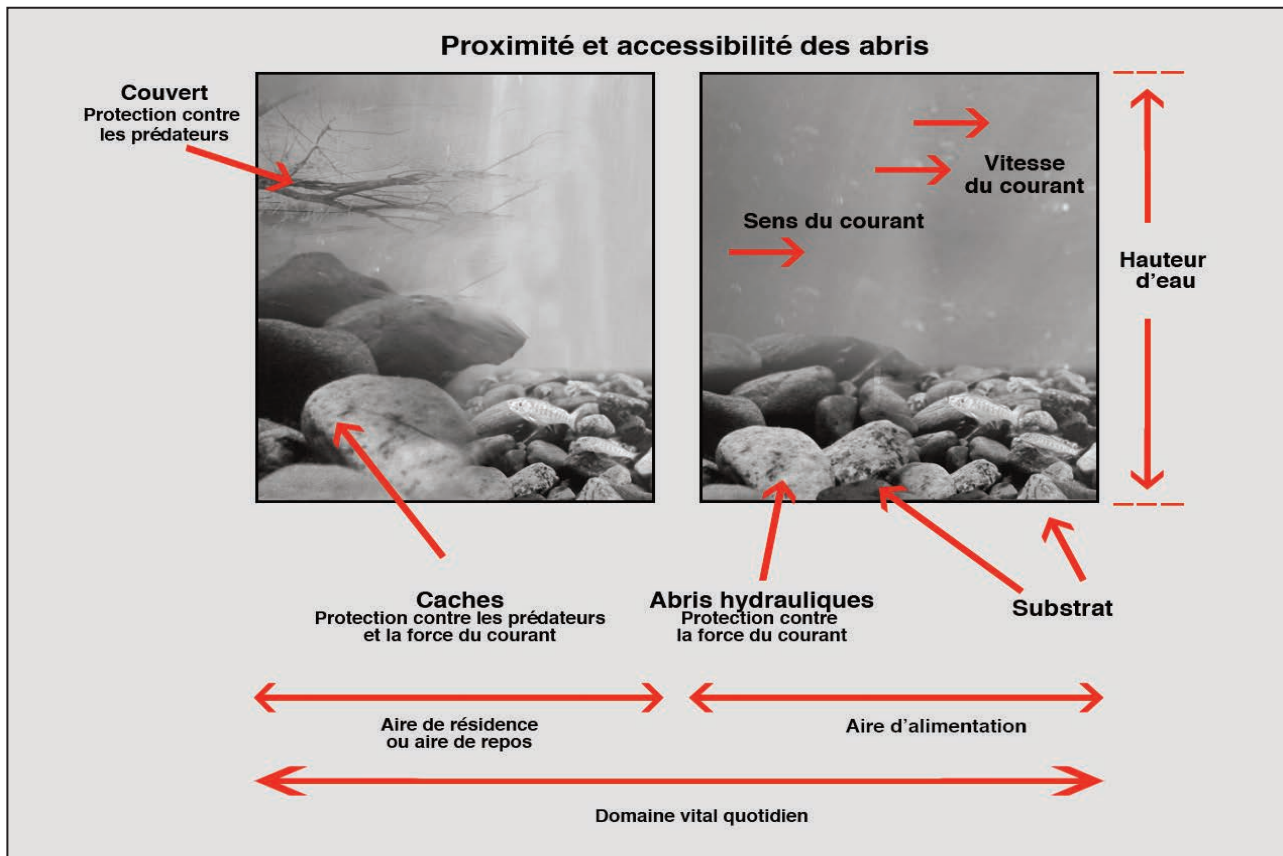
Au Québec, une étude sur la rivière Trinité établit que les alevins se retrouvent plus fréquemment sur les radiers (seuils), alors que les tacons préféraient les rapides (Tremblay *et al.*, 1993). C'est généralement la conclusion à laquelle arrivent la plupart des études, à savoir : les alevins et les tacons de l'année (0+) sont habituellement présents sur les radiers (seuils) possédant une granulométrie grossière, alors que les tacons d'un an et plus (1+) préfèrent les rapides (Bardonnnet et Baglinière, 2000).

#### **d. La description des micro-habitats du saumon : les sites d'occupation**

Les micro-habitats sont les sites précis occupés par les jeunes saumons. Les plus productifs sont ceux qui correspondent à l'optimum écologique des jeunes saumons en ce qui a trait à la vitesse du courant, la profondeur de la colonne d'eau et la granulométrie du substrat sur lesquels nous élaborerons un peu plus loin.

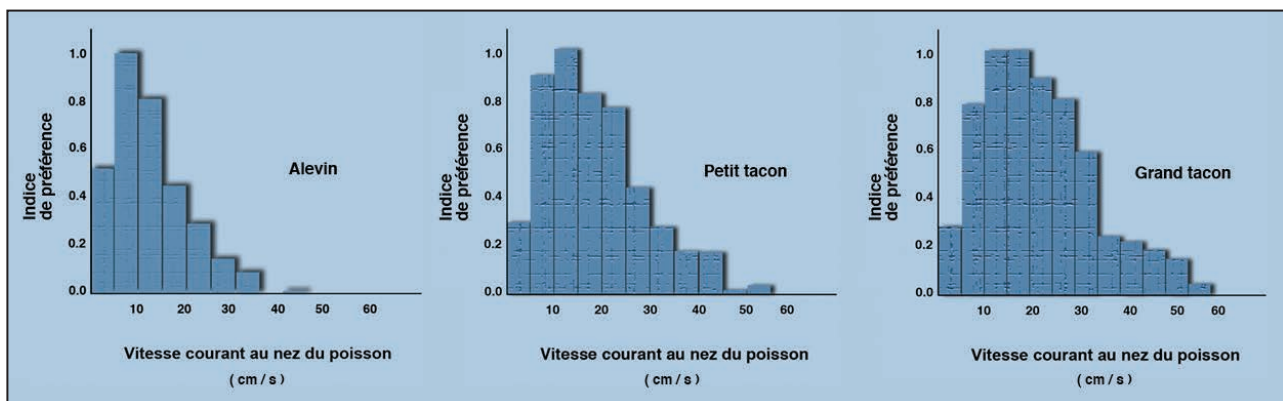
Le micro-habitat correspond à l'endroit précis où vivent les saumons juvéniles pour la totalité de leur cycle vital ou pour une partie de celui-ci (Figure 1.8). Le micro-habitat des jeunes saumons est par sa nature même restreint dans l'espace, de l'ordre du m<sup>2</sup> ou même moins. Cet habitat se prolonge toutefois dans une troisième dimension, en ce sens qu'il comprend aussi toute la hauteur de la colonne d'eau au-dessus des jeunes saumons lorsqu'ils sont en phase active d'alimentation. Le micro-habitat doit posséder tous les attributs qui permettent au poisson de s'alimenter et de se mettre à l'abri, soit pour une période de repos, soit pour se protéger des intempéries ou des prédateurs (Wasson *et al.*, 1998). La sélection du micro-habitat des jeunes saumons varie au cours de la journée en phases diurne et nocturne (Gries et Juanes, 1998; Whalen et Parrish, 1999) et elle varie au cours de la saison en phases estivale et hivernale (Enders *et al.* 2007; Heggenes, 1990). Elle varie également selon la taille des jeunes saumons.





**Figure 1.8** - Exemples de micro-habitats des saumons juvéniles. Figure inspirée de Wasson et al. (1998).

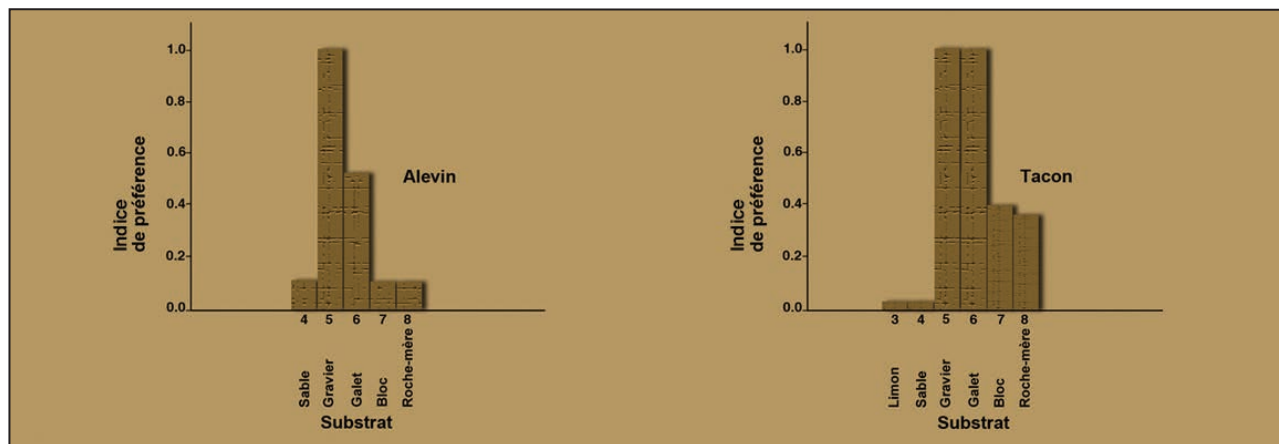
À l'échelle du micro-habitat, la vitesse d'écoulement de l'eau, mesurée au niveau du nez du poisson, est généralement déterminante dans le choix du site d'occupation (Morantz *et al.*, 1987). Au fur et à mesure de leur croissance, les juvéniles utilisent des sites où la vitesse du courant est de plus en plus élevée (Johnston, 2002). Les alevins ( $\leq 65$  mm) se retrouvent le plus souvent à des vitesses comprises entre 5 et 15 cm/s, les petits tacons (65-100 mm) entre 5 et 25 cm/s et les plus grands tacons ( $\geq 100$  mm) entre 5 et 35 cm/s (Figure 1.9). La limite supérieure où il n'y a plus aucun juvénile est 120 cm/s.



**Figure 1.9** – Distribution des vitesses d'écoulement sélectionnées par les alevins ( $\leq 65$  mm), les petits tacons (65-100 mm) et les plus grands tacons ( $\geq 100$  mm) dans six rivières de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick. D'après Morantz *et al.* (1987).

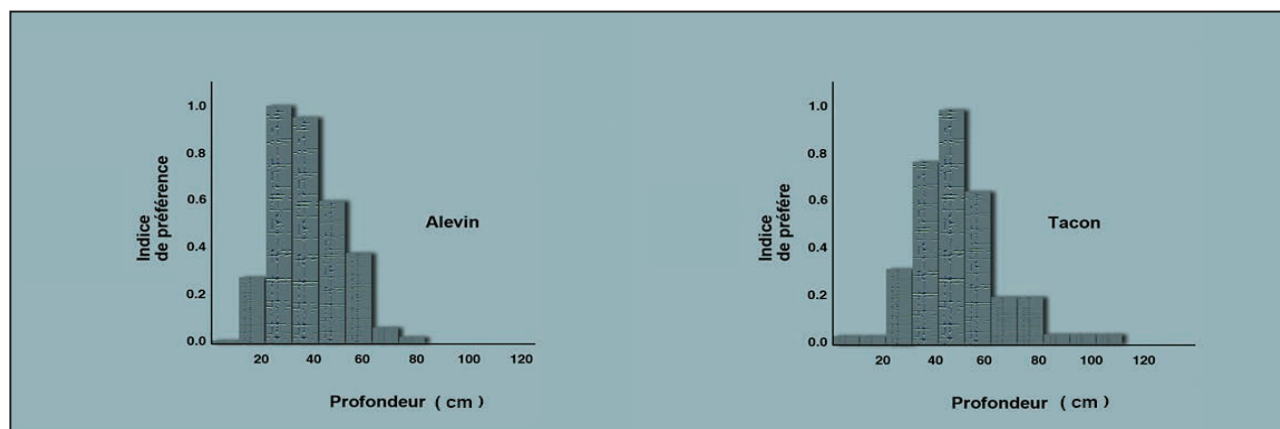
La vitesse d'écoulement est un facteur important dans la mesure où les tacons s'alimentent principalement d'invertébrés dérivant dans la colonne d'eau et à la surface. Ils recherchent un site où la vitesse d'écoulement est relativement rapide, ce qui augmente la disponibilité en nourriture (Gibson, 1993). Grâce à des micromouvements de leurs nageoires pectorales, ils se maintiennent le nez face au courant en se tenant très près du substrat, là où la vitesse est ralentie (Morantz et al., 1987; Gibson, 2002). Les bons sites l'alimentation permettent aux jeunes saumons d'obtenir un ratio positif entre l'énergie obtenue par la nourriture et l'énergie dépensée pour se maintenir dans le courant. Des juvéniles peuvent se retrouver dans des habitats aux caractéristiques sous-optimales, lorsque les habitats préférentiels ne sont pas disponibles (Bardonnnet et Baglinière, 2000; DeGraaf et Bain, 1986), mais dans ces conditions, leur bilan énergétique n'est pas aussi favorable.

Le deuxième facteur-clé à l'échelle du micro-habitat est la présence de grosses pierres (galets) et de blocs, libres de sédiments fins, qui permettent aux tacons de se positionner dans leur territoire et sous lesquelles ils peuvent s'abriter, voire s'enfouir pour se reposer ou se protéger contre les prédateurs, ou encore pour y séjourner en période hivernale quand ils ont moins d'énergie pour lutter contre le courant. Certaines études suggèrent que la granulométrie du substrat est la variable physique la plus importante affectant la productivité de l'habitat (Coulombe-Pontbriand et Lapointe, 2004). La présence d'une trop forte proportion de sable au niveau du substrat granulaire diminue grandement la qualité des habitats des tacons comme lieu de refuge et comme site de production de nourriture (Kalleberg, 1958; Héland, 1971; Power, 1973). La densité maximale de tacons serait obtenue sur les fonds de cailloux et gravier, parsemés de grosses roches (galet) et de blocs qui permettent l'établissement de repères pour les tacons dont le comportement est territorial en période d'alimentation. L'étude de Morantz *et al.* (1987) corrobore ces observations (Figure 1.10). Les alevins territoriaux et les tacons se retrouvent toujours au-dessus du même amalgame de substrats, c'est-à-dire des graviers et des cailloux (2-250 mm) et des grosses pierres.



**Figure 1.10** – Distribution des catégories granulométriques du substrat sélectionnées par les alevins et les tacons dans six rivières de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick. D'après Morantz *et al.* (1987).

Le troisième facteur-clé est la profondeur de la colonne d'eau (Figure 1.11). Ce facteur est particulièrement critique dans le choix du micro-habitat d'hiver. À défaut d'abri adéquat dans leur habitat d'été tel que la présence de gros blocs, les tacons, à l'approche de l'hiver, recherchent des sites plus profonds, par exemple au fond des mouilles (fosses) où la vitesse d'écoulement est plus lente et exige moins de dépense énergétique pour maintenir leur position (Cunjak *et al.*, 1989).



**Figure 1.11** – Distribution des profondeurs de la colonne d'eau sélectionnées par les alevins et les tacons dans six rivières de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick. D'après Morantz *et al.* (1987).

### e. Influence du régime hydraulique sur les méso et micro-habitats

Toutes les parties d'une rivière à saumon n'ont pas nécessairement une valeur égale au plan des habitats des saumons juvéniles. À l'échelle du micro-habitat, les sites recherchés par les jeunes saumons possèdent des caractéristiques hydrauliques spécifiques aux différents stades de son développement (œufs, alevins, tacons). À l'échelle du méso-habitat, la présence d'un amalgame hétérogène de faciès d'écoulement, soit des radiers (seuils), des chenaux et des fosses ainsi que la présence d'un substrat grossier (boulder) et varié, est essentielle à la productivité et la survie des jeunes (Coulombe-Pontbriand et Lapointe, 2004; Enders *et al.*, 2007).

Toutefois autant les variables hydrauliques que les caractéristiques morphométriques des faciès d'écoulement sont liées les unes aux autres et dépendantes du débit (voir Chapitre 3). De trop forts débits ont pour effet de mettre en mouvement le substrat plus grossier comme les cailloux, le gravier et les galets risquant de lessiver les œufs encore en incubation ou les alevins nouvellement éclos encore enfouis dans le gravier (Chapitre 2). De trop forts débits peuvent aussi entraîner l'érosion des rives ou du lit des cours d'eau, suivie en période de récession des débits de la déposition de particules fines dans les gravières, ce qui peut avoir pour effet de réduire l'apport en oxygène et aussi le taux d'éclosion des œufs ou de modifier la structure de l'habitat des saumons juvéniles (Chapitres 2 et 3). La stabilité des micro et méso-habitats est liée au maintien de débits dont la variabilité évolue dans

certaines limites. Le régime naturel du débit est par conséquent un facteur critique de l'habitat des saumons juvéniles (Jensen et Johnson, 1999). Or, comme le déboisement peut causer des augmentations des débits de pointe (Chapitres 2 et 3), par ricochet, il est logique de penser que l'abondance et la distribution des saumons peuvent être influencées par la récolte forestière.

## **f. La périodicité et la saisonnalité des habitats du saumon**

### **Habitat d'été**

Les préférences des saumons juvéniles à l'égard des caractéristiques physiques de l'habitat varient selon la saison. Ainsi, pendant l'été, lorsque la température augmente à plus de 24 °C, la présence de tacons sur les radiers (seuils) est moins élevée, par contre on les voit plus souvent dans les fosses (Gibson, 1993). En été, les juvéniles sont généralement actifs durant le jour, afin de maximiser la prise de nourriture et donc leur taux de croissance.

### **Habitat d'hiver**

À l'automne lorsque la température de l'eau descend sous les 9-10°C, les tacons trouvent abris entre les interstices du substrat grossier ou bien ils se réfugient au profond des fosses. Les juvéniles adoptent un comportement d'alimentation nocturne en hiver. Il semble que cette stratégie a pour but d'éviter les prédateurs diurnes alors que la basse température de l'eau diminue la capacité des poissons à réagir rapidement. Dans ce cas, toutefois, les proies sont plus difficiles à visualiser et leur taux de croissance diminue. Ceci affecte le taux de survie des juvéniles puisque les plus petits spécimens ont moins de chance de survie que les plus gros (Johnston, 2002).

Plusieurs études citées par Gibson (1993) suggèrent que la survie des alevins en hiver est fortement corrélée au maintien d'un bon débit. Une diminution trop importante du débit hivernal aurait pour conséquence de diminuer la profondeur de l'eau et la vitesse d'écoulement, ce qui engendre une diminution de l'oxygène disponible aux alevins et aux œufs enfouis dans le substrat. Une étude effectuée au Québec sur la rivière Matamec a montré une forte corrélation entre les débits minima précédant la crue printanière, ce qui correspond à la période d'éclosion des œufs, et la survie des jeunes saumons (Frenette *et al.*, 1984). Cette période est l'une des plus critiques, puisque les alevins en pré-émergence sont les moins aptes à tolérer l'exondation et la dessiccation des frayères. Le débit d'eau hivernal constitue donc un facteur limitant la productivité des rivières. Gibson et Myers (1988) arrivent à une conclusion semblable pour des rivières de Terre-Neuve.

#### 4. La complémentarité des habitats des saumons adultes et juvéniles

En s'appuyant sur les caractéristiques physiographiques des rivières de la Gaspésie, Kim et Lapointe (2011) ont élaboré un modèle bio-géomorphologique qui permet d'expliquer la variabilité de l'abondance des remontées de saumons des différentes rivières de cette région. Selon ce modèle, la production salmonicole des différentes rivières de la Gaspésie est étroitement corrélée à l'agencement séquentiel des habitats de rétention des saumons adultes (fosses de rétention), des zones de fraie et des aires de taconnage se succédant sous forme d'entités morphologiques complémentaires les unes aux autres. Ils estiment que la connectivité entre ces différents types d'habitats favorise la réalisation de chacune des phases du cycle vital du saumon et influencerait la production salmonicole des rivières de cette région. En Gaspésie, ces séquences d'habitats complémentaires se répéteraient à intervalle de  $\approx 15$  km et permettraient une utilisation optimale de l'espace géographique disponible aux saumons. Ainsi, plus une rivière comprendrait un grand nombre de ces séquences d'habitats dans l'espace accessible à la migration du saumon, plus elle produirait de saumon et *vice versa*.

## RÉSUMÉ ET CONCLUSION

Ce chapitre passe en revue les différents facteurs abiotiques qui influencent la qualité de l'habitat fluviatile du saumon. Il ressort de la documentation scientifique que plusieurs processus complexes affectent l'habitat du saumon à différentes échelles spatio-temporelles. Des variations, parfois même minimes, des conditions environnementales qui prévalent dans les rivières à saumon peuvent déclencher une cascade de réactions au sein de la mosaïque territoriale de son habitat. Il peut en résulter des conditions sous-optimales de son habitat et conséquemment une réduction partielle voire à l'extrême, totale, de la production salmonicole.

La température de l'eau et le taux d'oxygène dissous sont les facteurs hydro-climatiques les plus déterminants de la survie des juvéniles, puisque ceux-ci ont des exigences élevées à tous ces égards. Dans le contexte du réchauffement des eaux des rivières constaté dans la partie méridionale de son aire de répartition, la présence de refuges thermiques dans l'habitat pourrait s'avérer déterminante de la présence ou de l'absence du saumon dans certaines rivières ou tributaires de rivière à saumon (Breau *et al.*, 2007). Des études en cours au Centre interuniversitaire de recherche sur le saumon atlantique (CIRSA) suggèrent une utilisation importante de ces eaux plus fraîches, soit en zones plus profondes, soit aux environs des résurgences dans l'écoulement interstitiel, soit encore à l'émissaire de tributaires aux eaux froides. Ce dernier aspect confirme l'importance des petits tributaires d'eau froide pour le maintien de la qualité de l'habitat du saumon et, donc la nécessité de préserver le couvert végétal de ces tributaires afin d'éviter le réchauffement de leurs eaux.

Les conditions associées aux débits (vitesse du courant, granulométrie du substrat et profondeur de la colonne d'eau) constituent des facteurs critiques pour le choix du micro-habitat des juvéniles afin de maintenir une balance énergétique favorable à leur survie, c'est-à-dire maintenir un ratio positif entre l'énergie ingérée et l'énergie dépensée pour se maintenir dans le courant et se protéger des prédateurs. Le régime des débits exerce une double influence sur la biologie du saumon en rivière. D'une part, il détermine la structure de l'habitat des jeunes saumons et, d'autre part, il conditionne le succès de leur survie, notamment lors de la phase d'incubation dans les frayères.

La variation naturelle des débits contribue à la mise en place d'une granulométrie diversifiée et de différents faciès d'écoulement qui favorisent l'établissement des micro-habitats des saumons juvéniles. Des assemblages granulométriques tels que des galets et des blocs plus gros pouvant servir d'abris contre les prédateurs ainsi que la présence de secteurs plus profonds au courant ralenti, constituent des refuges essentiels à la fonction de repos ou d'abri lors de conditions climatiques extrêmes (crues, étiages, températures extrêmes).

Le maintien de débits dont la variabilité n'excède pas les fluctuations du régime naturel des eaux constitue aussi un facteur de stabilité de l'habitat des saumons juvéniles. De trop forts débits ont pour effet de remettre en mouvement le substrat plus grossier comme les cailloux, le gravier et les galets risquant de lessiver les œufs encore en incubation ou les alevins nouvellement éclos encore enfouis dans le gravier. De trop forts débits peuvent également entraîner l'érosion des rives ou du lit des cours d'eau, suivie en période de récession des débits de la déposition de particules fines dans les gravières, ce qui peut avoir pour effet de réduire l'apport en oxygène et aussi le taux d'éclosion des œufs.

La connectivité entre les habitats utilisés lors du cycle nyctéméral et lors de l'alternance des étés et des hivers, ne doit pas être compromise au risque d'une diminution de la productivité salmonicole.

Le spectre des conditions optimales préférées par les juvéniles, bien que variable d'une rivière à l'autre, demeure relativement restreint et illustre bien à quel point la survie et la productivité des saumons sont conditionnées par les variations, même mineures, des caractéristiques abiotiques et morpho-dynamiques du milieu. La compréhension de ces variations et leur prise en compte sont essentielles à la mise en place de saines pratiques de gestion de l'exploitation forestière. Un aménagement forestier écosystémique doit tenir compte de la complexité des processus écologiques qui président à la survie et au maintien des populations de saumons en milieu dulcicole. Il doit aussi veiller à ce que la récolte forestière induise le moins possible de variation des facteurs de l'environnement aquatique qui dépassent en amplitude et en fréquence les conditions naturelles du milieu de vie des saumons en rivière.



## BIBLIOGRAPHIE

- ANONYME. 1989. *Report of the study group on toxicological mechanisms involved in the impact of acid rain and its effects on salmon*. ICES C.M. 1989/M:4.
- AUBERT, G., A. A. BELLEMARE et G. BILODEAU. 1988. *Saumon atlantique*. Édité par le magazine Sentier, Chasse, Pêche (Groupe Polygone inc. Montréal). 206 p.
- BANKS, J. W. 1969. *A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids*. J. Fish. Biol. 1: 85-136.
- BAGLINIÈRE, J.-L., G. MAISSE et A. NIHOARN. 1993. *Comparison of two methods of estimating Atlantic salmon (Salmo Salar) wild smolt production*. In Gibson, R. J. et R. E. Cushing (éds). *The production of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar, in natural waters*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. 188 : 262 p.
- BAGLINIÈRE, J.-L. et J.P. PORCHER. 1994. *Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportements lors de la migration génésique*, p. 101-122. In «Le saumon atlantique : biologie et gestion de la ressource», Gueguen J.C. et P. Prouzet, IFREMER (éds.), Brest. 330 p.
- BARDONNET, A. et J.L. BAGLINIÈRE. 2000. *Freshwater habitat of Atlantic salmon (Salmo salar)*. Can. J. Fish. and Aquat. Sci. 57: 497-508.
- BERG, L. et T.G. NORTHCOTE. 1985. *Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile Coho salmon (Oncorhynchus kisutch) following short-term pulses of suspended sediment*. J. Fish. Res. Bd Can. 42 : 1410-1417.
- BOISCLAIR, D. et M.A. RODRIGUEZ. 1996. *Le rôle méconnu des tributaires comme habitats des juvéniles du saumon atlantique (première partie)*. Salmo salar (FQSA), 19(2) : 10-11.
- BOISCLAIR, D. et M.A. RODRIGUEZ. 1996. *Le rôle méconnu des tributaires comme habitats des juvéniles du saumon atlantique (deuxième partie)*. Salmo salar (FQSA), 19(3) : 12-13.
- BOUCHARD, J. 2006. *Modélisation de la qualité d'habitat estival des juvéniles de saumons atlantiques (Salmo salar) à l'échelle d'une rivière*. Mémoire de Maîtrise. Département des sciences biologiques, Université de Montréal, 61 p.
- BOVEE, K.D., B.L. LAMB, J.M. BARTHOLOW, C.B. STALNAKER, J. TAYLOR et J. HENRIKSEN. 1998. *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. U.S. Geological Survey Information and Technology Report 1998-0004, 130 p.
- BREAU, C., R.A. CUNJAK et G. BREMSET. 2007. *Age-specific aggregation of wild juvenile Atlantic salmon Salmo salar at cool water sources during high temperature events*. J. Fish Biol. 71:1179-1191.
- CARON, J. 2003. *Renaissance de la rivière Petit-Pabos*. Saumons Illimités, 65 : 24-26.
- COULOMBE-PONTBRIAND, M. et M. LAPOINTE. 2004. *Landscape controls on boulder-rich, winter habitat availability and their effects on Atlantic salmon (Salmo salar) parr abundance in two fifth-order mountain streams*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61: 648-658.
- CRABBE, S. J. 2000. *Use of small streams by juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) and Brown trout (Salmon trutta) in the Ponoï river, Russia*. University of Guelph, M. Sc. thesis, 111 p.



- CRISP, D. T. 1981. *A desk study of the relationship between temperature and the hatching time of five species of salmonid fishes*. Freshw. Biol. 11: 361-368.
- CROUSE, M.R., CALLAHAN, C.A., K.W. MALUEG et S.E. DOMINGUEZ. 1981. *Effects of fine sediments on growth of juvenile coho salmon in laboratory streams*. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 281-286.
- CUNJAK, R. 1992. *Comparative feeding, growth and movements of Atlantic salmon (Salmo salar) parr from riverine and estuarine environments*. Ecology Freshw. Fish, 1 (1): 26-34.
- CUNJAK, R. A., E. M. P. CHADWICK et M. SHEARS. 1989. *Downstream movements and estuarine residence by Atlantic salmon parr (Salmo salar)*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1466-1471.
- DANIE, D.S., J. G. TRIAL et J. G. STANLEY. 1984. *Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fish and invertebrates (North Atlantic) - Atlantic salmon*. U.S. Fish Wildlife Service. FWVOBS-82/11.22. U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4, 19 p.
- DECOLA, J.N. 1970. *Water quality requirements for Atlantic salmon*. US Department of the Interior. Federal Water Quality Administration, N.E., Region, Boston, Mass. 42 p.
- DEGERMAN, E., FOGELGREN, J.-E., TENGELIN, B. et E. THÖRNELÖF. 1986. *Occurrence of salmonid parr and eel in relation to water quality in small streams on the West Coast of Sweden*. Water Air Soil Pollut. 30 : 665-71.
- DEGRAAF, D.A. et L.H. BAIN. 1986. *Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers*. Trans. Am. Fish. Soc. 115 : 671-81.
- DESCHÊNES, J., M. A. RODRIGUEZ et P. BÉRUBÉ, 2007. *Context-dependent responses of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) to forestry activities at multiple spatial scales within a river basin*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64: 1069-1079.
- DUMAS, J., M. OLAÏZOLA et L. BARRIÈRE. 2007. *Survie embryonnaire du saumon atlantique (Salmo salar L.) dans un cours d'eau du sud de son aire de répartition, la Nivelle*. Bull. Fr. Pêche Piscic. 384 : 39-60.
- DWYER, W.P. et R.G. PIPER. 1987. *Atlantic salmon growth efficiency as affected by temperature*. Progr. Fish-Cult. 49: 57-59.
- EGGLISHAW, H.J. et P.E. SHAEKLEY. 1985. *Factors governing the production of juvenile Atlantic salmon in Scottish streams*. J. Fish Biol. 27 (Supp. A): 27-33.
- ELLIOTT, J.M. 1991. *Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon. Salmo salar*. Freshwater. Biol. 25: 61-70.
- ELSON, P.E. 1975. *Atlantic salmon rivers, smolt production and optimal spawning: an overview of natural production*. Int. Atl. Salmon Found. Spec. Publ. Ser. 6: 96-119.
- ELWOOD, J.W., NEWBOLD, J.D., TROMBLE, A.F. et R.W. STARK. 1981. *The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers*. Ecology, 62:146-158.
- ENDERS, E. C., M. STRICKLER, C J. PENNELL, D. COTE, K. ALFREDSSEN et D. A. SCRUTON. 2007. *Habitat use of Atlantic salmon parr (Salmo salar L.) during winter*. CGU HS Committee on River Ice Processes and the Environment. 14<sup>th</sup> workshop on Hydraulics of Ice Covered Rivers, 10 p.

- ERKINARO, J., M. JULKUNEN et E. NIEMELA. 1998. *Migration of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* in small tributaries of the subarctic River Teno, northern Finland*. *Aquaculture*, 168 : 105–120
- FINSTAD, A. G., F. OKLAND, E. G. THORSTAD et G. HEGGERGET. 2005. *Comparing upriver spawning migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmon trutta*)*. *J. Fish. Biol.* 67 : 910-930.
- FLANAGAN, J. J. 2003. *The impacts of fine sediments and variable flow regimes on the habitat and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) eggs*. Mémoire de maîtrise soumis à l'Université du Nouveau Brunswick, 122 p.
- FLEMING, I. A. et S. EINUM. 2011. *Reproductive ecology : a tale of two sexes*, pp. 33-65. In Aas, O., S. Einum, A. Klemetsen et J. Skurdal. (éds.). *Atlantic salmon ecology*. Wiley-Blackwell. 467 p.
- FRENETTE, M. et Y. OUELLET. 1974. *Étude sur modèle réduit de l'aménagement d'estuaires dégénérés de rivières à saumon de la Gaspésie*. Soumis au Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche. Univ. Laval (Dépt. Génie civil), 394 p.
- FRENETTE, M., M. CARON, P. JULIEN et R.J. GIBSON. 1984. *Interaction entre le débit et les populations de tacons (*Salmo salar*) dans la rivière Matamec, Québec*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41 : 954-963.
- FRY, F.E.J. 1971. *The effect of environmental factors on the physiology of fish*. In Hoar, W.S. and Randall, D.J., (éds) *Fish Physiology*, Vol. VI. New York: Academic Press, pp. 1-98.
- GIBSON, R.J. 1966. *Some factors influencing the distributions of brook trout and young Atlantic salmon*. *J. Fish. Res. Bd Can.* 23: 1977-80.
- GIBSON, R.J. 1993 *The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production*. *Fish Biology and Fisheries*, 3: 39-73.
- GIBSON, R. J. 2002. *The effects of fluvial processes and habitat heterogeneity on distribution, growth and densities of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), with consequences on abundance of the adult fish*, *Ecology of Freshwater Fish*, 11-4: 207–222.
- GIBSON, R. J. et R. A. MYERS. 1988. *Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar**. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 344-348.
- GRIES G. et F. JUANES. 1998. *Microhabitat use by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) sheltering during the day in summer*. *Canadian Journal of Zoology*, 76 : 1441–1449.
- GUEGUEN. J. et P. PROUZET. (1994). *Le Saumon atlantique, biologie et gestion de la ressource*. Éditions de l'IFREMER, 330 p.
- HAWKINS, A. D. 1989. *Factors affecting the timing of entry and upstream movements of Atlantic salmon in the Aberdeenshire Dee*. In *Proceedings of the Salmonid Migration and Distribution Symposium*. E. Brannon et B. Jonnson (éd.), Seattle, University of Washington, p. 101-105.
- HEGGENES J., 1990. *Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams*. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 341-354.
- HÉLAND, M. 1971. *Observations sur les premières phases du comportement agonistique et territorial de la Truite commune (*Salmo trutta* L.) en ruisseau artificiel*. *Ann. Hydrobiol.* 2: 33-46

- HEGGBERNET, T. G. 1988. *Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (Salmo salar)*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45 (5): 845-849.
- HESTHAGEN, T. et L. P. HANSEN. 1991. *Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, Salmo salar L., in Norway due to acidification*. Aquacult. Fish. Manage. 22: 85-92.
- HYNES, H.B.N. 1970. *The Ecology of running waters*. Toronto: Univ. Toronto Press. 555 pp. In Gibson, R.J. 1993. *The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production*. Fish Biology and Fisheries, 3: 39-73.
- JENSEN, A.J. et JOHNSON, B.O. 1999. *The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta)*. Funct. Ecol. 13: 778-785.
- JOHNSTON, P. 2002. *Facteur de l'habitat physique influençant le comportement et la croissance des saumons atlantiques juvéniles (Salmo salar) des rivières Petite rivière Cascédia et Bonaventure (Gaspésie, Québec)*. Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement. Mémoire de maîtrise, 101 p.
- JONES, J.W., 1959, *The Salmon*. Collins, London, 192 p.
- JONSSON, B. et N. JONSSON. 2011. *Ecology of Atlantic salmon and brown trout : habitat as a template for life histories*. Fish and Fisheries Series, Springer, 708 p.
- KALLERBERG, H. 1958. *Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (Salmo salar L. and S. Trutta L.)*. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm, 39: 55-88.
- KARPINEN, P., J. ERKINARO, E. NIEMELÄ et F. OKLAND. 2004. *Return migration of one-sea-winter Atlantic salmon in the river Tana*. J. Fish. Biol. 64: 1179-1192.
- KEENLEYSIDE, H.A. 1962. *Skin diving observations of Atlantic salmon and brook trout in the Miramichi River, New Brunswick*. J. Fish. Wes. Board Can. 89: 625-634.
- KIM, M. et M. LAPOINTE. 2011. *Regional variability in Atlantic salmon (Salmo salar) riverscapes: a simple landscape ecology model explaining the large variability in size of salmon runs across Gaspé watersheds, Canada*. Ecology Freshw. Fish, 20: 144-156.
- LAPOINTE, M., B. EATON, S. DRISCOLL et C. LATULIPPE. 1999. *Modelling the probability of salmonid egg pocket scour due to floods*. Can. J. Aquat. Sci. 57 : 1120-1130.
- LAUGHTON, R. 1989. *The movements of adult salmon within the river Spey*. Scott. Fish. Res. Rep. 41 : 1-19.
- LEFRANÇOIS, P. 1978. *Étude morpho-sédimentologique de l'estuaire de la rivière Cap-Chat*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 61 p.
- LLOYD, D.S., KOENINGS, J.P. et J.D. LAPERRIERE. 1987. *Effects of turbidity in freshwaters of Alaska*. N. Am. J. Fish. Manage. 7: 18-33.
- MALAVOI, J. R. 1989. *Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphologiques des cours d'eau à haute énergie*. Bull. Fr. Pêche et Pisc. 15 : 189-210.
- MALAVOI, J. R. 1990. *Méthodologie de sectorisation et description des cours d'eau à pente forte et moyenne : application à une gestion intégrée des écosystème d'eau courante*. Thèse de doctorat, Université Jean Moulin Lyon III, 517 p.

- MALAVOI, J. et Y. SOUCHON. 1992. *Hydrologie et dynamique hydroécologique des cours d'eau*. Revue des Sciences de l'eau, 5: 247-261.
- Mc CRIMMON, H. R. et B. L. GOTZ. 1979. *World distribution of Atlantic salmon (Salmo salar)*. Can. J. Fish. Aquat. Sc. 55: 77-92.
- McLAUGHLIN, E. et A. KNIGHT. 1987. *Habitat criteria for Atlantic salmon*. Special Report U. S. Fish and Wildlife Service, Laconia. New Hampshire, 18 p.
- MILLS, D. H. 1973. *Preliminary assessment of the characteristics of the spawning tributaries of the river Tweed with a view to management*. In International Atlantic Salmon Symposium (1972), Smith, M. W. et W. Carter (éds). Special Publ. Series, 4 (1): 145-155.
- MILLS, D., 1989. *Ecology and Management of Atlantic Salmon*. Chapman and Hall, London, 351 p.
- MOIR, H. J., C. SOULSBY et A. YOUNGSON. 1998. *Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in the Gironck Burn, Scotland*. Fisheries Management and Ecology, 5(3):241-254.
- MORANTZ, D.L., SWEENEY, R.K., SHIRVELL, C.S. et D.A. LONGARD. 1987. *Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (Salmo salar)*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 120-29.
- MOREAU, D. A. et J. R. MORING. 1993. *Refinement and testing of the habitat suitability index model of Atlantic salmon*. Rept. U.S. Fish and Wildlife Service. Silvio O. Conte Anadromous Fish Research Center, 50 p.
- NAIMAN, R. J. 2001. *Biotic stream classification*. In Naiman, R. J. et R. E. Bilby (éd.). River Ecology and Management. Springer, 705 p.
- NATURAM ENVIRONNEMENT INC. 2001. *Rivière Petit-Pabos : proposition d'aménagement de l'habitat estuarien du saumon*. Rapport 00-1590, 40 p. + Annexes.
- NEWCOMBE, C.P. et D.D. MACDONALD. 1991. *Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems*. N. Am. J. Fish. Management, 11: 72-82.
- OBEDZINSKI, M. et B. H. LETCHER. 2004. *Variation in freshwater growth and development among five New England Atlantic salmon (Salmo salar) populations reared in a common environment*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61: 2314-2328.
- OKLAND, F., J. ERKINARO, K. MOEN, E. NIEMALA, P. FISKE, R. S. MCKINLEY et E. B. THORSTAD. 2001. *Return migration of Atlantic salmon in the river Tana: phases of migratory behaviour*. J. Fish. Biol. 59: 862-874.
- PETERSON, R.H. 1978. *Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some New Brunswick streams*. Fish. Mar. Serv. tech Rep. No. 785. 28 p.
- POMERLEAU, C., Y. CÔTÉ et J.-G. MIGNEAULT. 1980. *Répertoire de données relatives aux populations de saumon atlantique (Salmo salar) des rivières du Bas-St-Laurent et de la Gaspésie*. Min. Loisir, Chasse et Pêche, 625 p.
- POWER, G. 1973. *Estimates of age, growth, standing crop and production of salmonids in some North Norwegian rivers and streams*. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm, 53: 78-111.
- POWER, G. 1981. *Stock characteristics and catches of Atlantic salmon (Salmo salar) in Quebec, and Newfoundland and Labrador in relation to environmental variables*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1601-1611.

- REDDIN, D. G. et K. D. FRIEDLAND. 1993. *Marine environmental factors influencing the movement and survival of Atlantic salmon*. In Mills, D. (éd.). *Salmon at sea and new enhancement strategies*. Fishing News Books, 424 p.
- SIGINEVICH, G.P. 1967. *Nature of the relationship between increase in size of Baltic salmon fry and the water temperature*. *Gidrob. Zhurnal* 3, 43-48. *Fish. Res. Bd. Can. Transl. Ser. No.* 952.14 p.
- SORENSEN, D.L., MCCARTHY, M.M., E. J. MIDDLEBROOKS et D.B. PORCELLA (1977) *Suspended and dissolved solids effects on freshwater biota: A review*. U.S. Envir. Prot. Agency, Rep. No. 600/3-77-042. 64 p.
- SOUCY, G. et Y. CÔTÉ. 2009. *L'histoire d'un chenal*. *Saumon Illimités*, 82: 17-20.
- SUTTEBY, R. et M. GREENHALGH. 2005. *Atlantic salmon: an illustrated natural history*. Merlin Unwin Books, 134 p.
- THORSTAD, E. B., F. OKLAND, K. AARESTRUP et T. G. HEGGBERGET. 2008. *Factors affecting the within river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts*. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*, 18 : 345-371.
- TREMBLAY, G., CARON, F., VERDON, R., et M. LESSARD. 1993. *Influence des paramètres hydromorphologiques sur l'utilisation de l'habitat par les juvéniles du Saumon atlantique (Salmo salar)*. P.127-137. In R. J. Gibson et R.E. Cutting. *Production of juveniles Atlantic salmon, Salmo salar, in natural waters*. *Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.* 118, 262 p.
- UGEDAL, O. G. FINSTAD. 2011. *Landscape and landuse effects on Atlantic salmon*. In Aas, O., S. Einum, A. Klemetsen et J. Skurdal (éd.). *Atlantic salmon ecology*. Pub. Wiley-Blackwell, 467 p.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL et C. E. CUSHING. 1980. *The river continuum concept*. *Can. J. Fish. Aquat.* 37 : 130-137.
- WASSON, J. G., MALAVOI, J. R., L. MAURIDET, Y. SOUCHON et L. PAULIN. 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Gestion des milieux aquatiques, No. 14, 158 p.
- WATT, W. D., C. D. SCOTT et W. J. WHITE. 1983. *Evidence of acidification of some Nova Scotia rivers and its impact on Atlantic salmon (Salmo salar)*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 462-473.
- WATT, W.D. 1987. *A summary of the impact of acid rain on Atlantic salmon (Salmo salar) in Canada*. *Water Air Soil Pollut.* 31: 775-89.
- WEBB, J. 1989. *The movements of adult Atlantic salmon in the River Tay*. *Scott. Fish. Res. Rep. No.* 44, 32p.
- WEBB, J. et A. D. HAWKINS. 1989. *The movements and spawning behaviour of adult salmon in the Girnock Burn, a tributary of the Aberdeenshire Dee, 1986*. *Scott. Fish. Res. Rep. No.*40, 42 p.
- WEBB, J., E. VERSPOOR, N. AUBIN-HORTH, A. ROMAKKANIEMI et P. AMIRO. 2007. *The Atlantic salmon*. In Verspoor, E., L. Stradmeyer et J. Nielsen (éd.). *The Atlantic salmon: genetics, conservation and management*. Blackwell Publishing, 500 p.
- WHALEN, K. G., et D. L. PARRISH. 1999. *Nocturnal habitat use of Atlantic salmon parr in winter*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:1543-1550.
- WULFF, L. 1983. *The Atlantic salmon*. Lyons et Burford Publ. (USA), 280 p.





**EFFETS POTENTIELS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LE MILIEU  
AQUATIQUE ET LES HABITATS DU SAUMON**

2





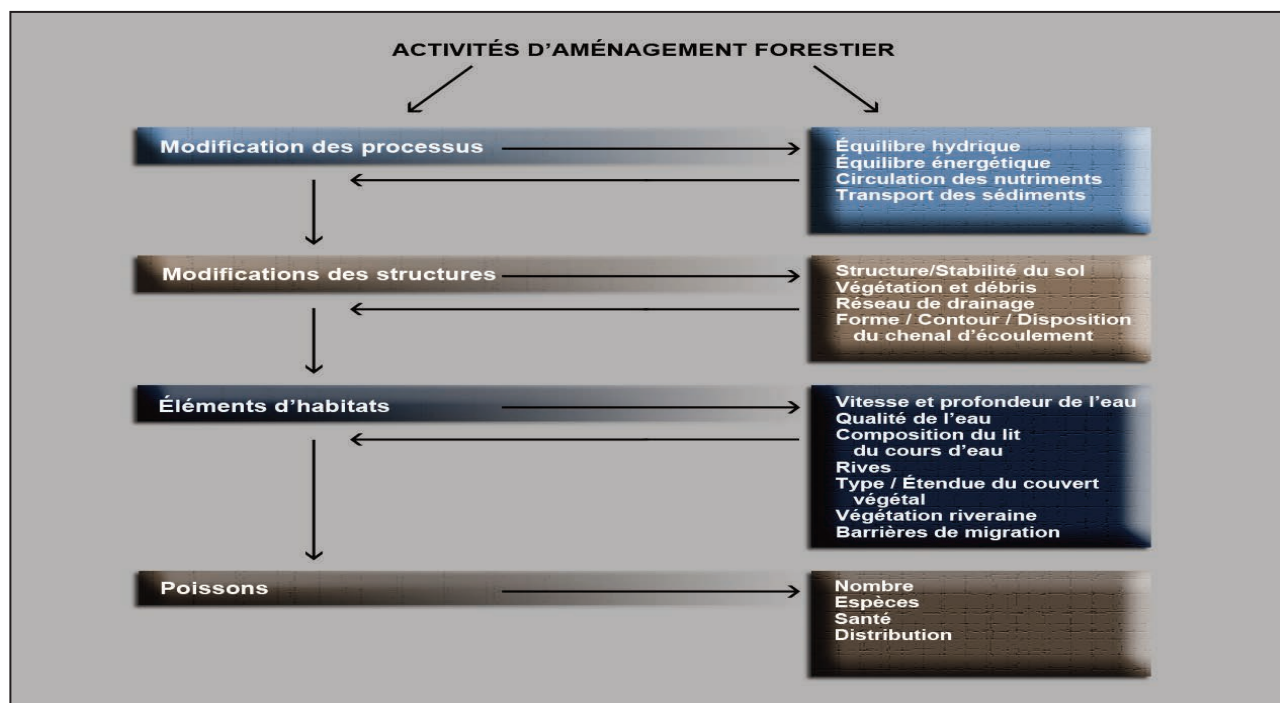


# EFFETS POTENTIELS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LE MILIEU AQUATIQUE ET LES HABITATS DU SAUMON

Yvon Côté, biologiste, M. Sc.  
 Frédérick Blanchette, ingénieur forestier  
 Gaétan Laberge, ingénieur forestier, M. Sc.

### Introduction

Les caractéristiques hydro-géomorphologiques et physico-chimiques des cours d'eau constituent les déterminants les plus importants de la qualité des habitats des salmonidés et influencent donc l'abondance de leurs populations (voir Chapitre 1). Par son effet sur le déroulement du cycle de l'eau et, subséquemment, sur le régime hydro-sédimentologique des cours d'eau, l'exploitation forestière peut toutefois affecter ces caractéristiques de l'habitat des poissons (Murphy et Meehan 1991). En effet, les opérations forestières peuvent agir, directement et indirectement, sur certains des éléments structuraux du bassin versant, sur les processus physiques se déroulant dans les cours d'eau sur les caractéristiques de l'habitat du salmonidés et sur les populations mêmes de salmonidés (Figure 2.1).



**Figure 2.1.** – Représentation graphique des liens entre les activités d'aménagement forestier et la production piscicole. D'après Chamberlin *et al.* (1991).

Ce chapitre présente tout d’abord, dans ses grandes lignes, l’influence qu’exerce le milieu forestier sur le déroulement du cycle de l’eau. Puis sont abordés les effets possibles de la récolte forestière : 1) sur le régime hydro-sédimentaire des cours et sur leurs caractéristiques morphologiques; 2) sur les caractéristiques physico-chimiques des cours d’eau; 3) et sur les communautés biologiques, notamment les salmonidés. Le chapitre se termine par une présentation à caractère prospectif sur les effets à long terme et les effets cumulatifs de la récolte forestière.

## I. LA FORÊT ET LE CYCLE DE L’EAU

L’eau des nuages tombe sur les différentes régions de la planète sous diverses formes, dont la pluie et la neige, et elle retourne éventuellement à l’atmosphère par évaporation pour reformer les nuages, réamorçant ainsi le cycle de l’eau. Les précipitations qui arrosent les régions forestières suivent différents cheminements, plus ou moins longs, comme le montre la Figure 2.2. Par exemple, une partie des précipitations est interceptée par les arbres et les feuilles et s’évapore directement à l’atmosphère. L’eau qui atteint le sol peut s’y infiltrer et une partie de cette eau peut être puisée par les racines des végétaux qui l’utilisent pour réaliser leurs fonctions vitales. Ce faisant, les végétaux perdent, par transpiration, une grande partie de l’eau qu’ils ont absorbée du sol et qui retourne alors à l’atmosphère par évaporation, un phénomène nommé l’évapotranspiration. L’eau peut aussi continuer son chemin dans le sol et alimenter la nappe phréatique pour ensuite resurgir plus loin et contribuer au débit d’eau des rivières. Enfin, l’eau qui atteint le sol peut ruisseler à la surface du sol forestier pour former des cours d’eau qui s’écoulent vers les océans et s’évaporer vers les nuages pour éventuellement retomber en pluie.

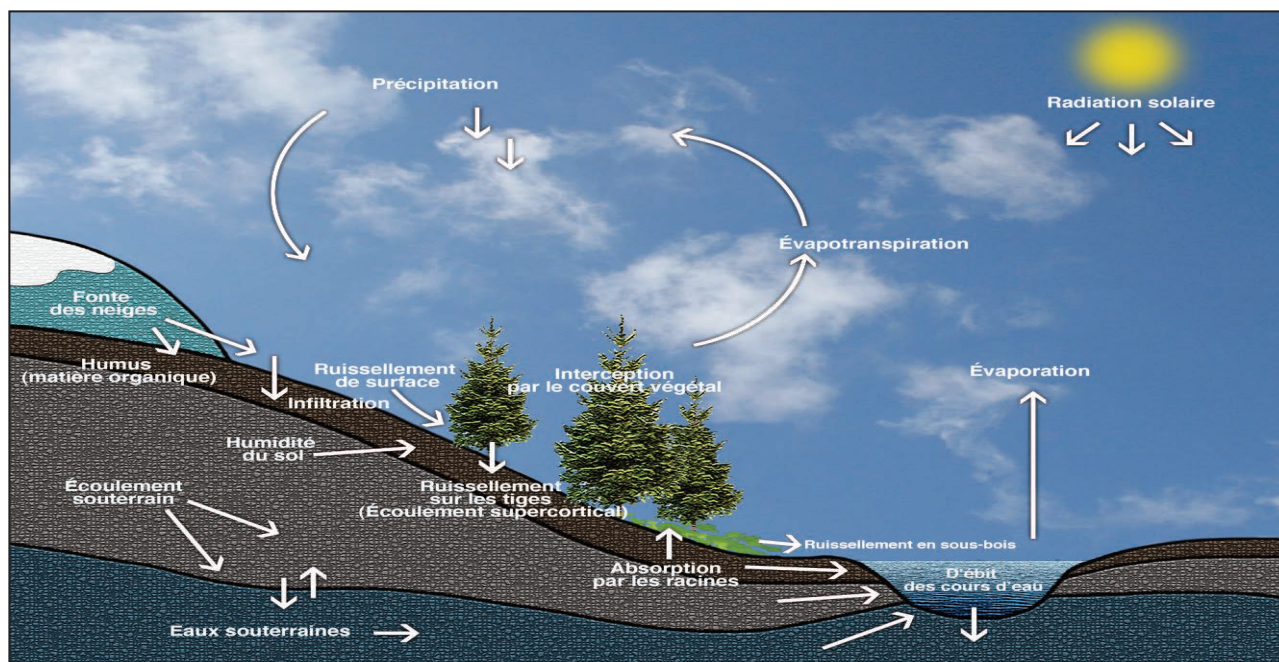


Figure 2.2 – Représentation graphique du cycle hydrologique en milieu forestier. Adapté de Pike (1998).

En milieu forestier ces différents cheminements suivis par l'eau de précipitation entraînent un décalage temporel entre le moment où l'eau de pluie tombe sur les bassins versants et celui où elle retourne à l'atmosphère par évaporation. Ce décalage, lié à la présence de la forêt, lui confère un rôle régulateur qui contribue à la protection des sols contre le lessivage et l'érosion, au maintien des régimes sédimentologique, thermique et hydrodynamique des cours d'eau et au développement des biocénoses de la litière et du sol forestier et du milieu aquatique (Sakals *et al.*, 2006).

## II. EFFETS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LE RÉGIME HYDRO-SÉDIMENTAIRE ET SUR LA MORPHOLOGIE DES COURS D'EAU

Il existe une documentation très abondante décrivant les effets de la récolte forestière sur les débits des cours d'eau. Par exemple, Scherer et Pike (2003), Plamondon (2004), Moore et Wondzell (2005) et Grant *et al.* (2008) ont publié des synthèses des connaissances scientifiques sur les effets des coupes forestières sur l'hydrologie forestière. D'une façon générale, les auteurs reconnaissent que la récolte du couvert forestier entraîne une réduction de l'interception de la pluie et de la neige par les cimes et conséquemment une augmentation des précipitations qui atteignent le sol forestier. L'élimination totale ou partielle du couvert forestier réduit aussi l'évapotranspiration, augmente la teneur en eau du sol, le ruissellement et, par le fait même, peut entraîner un accroissement des débits annuels et de pointe des cours d'eau et une augmentation des processus sédimentaires (Plamondon, 1981; Hetherington, 1987; Chamberlin *et al.*, 1991; Figure 2.3).

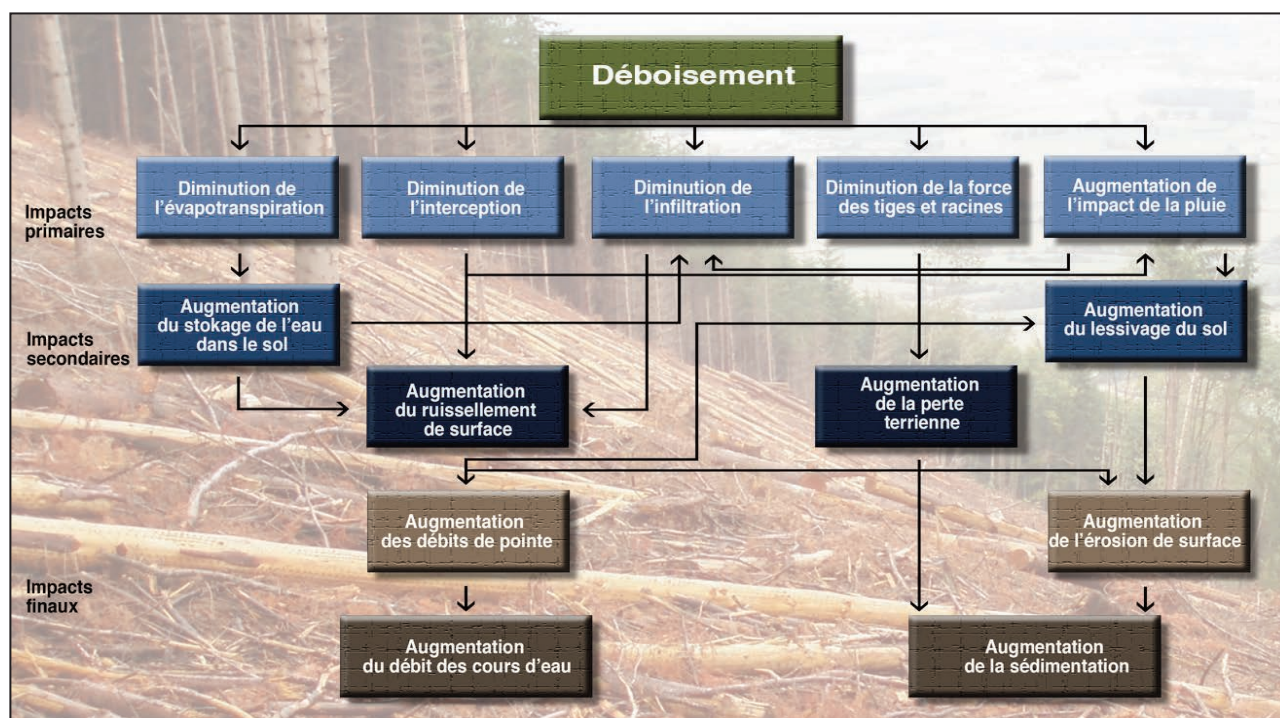
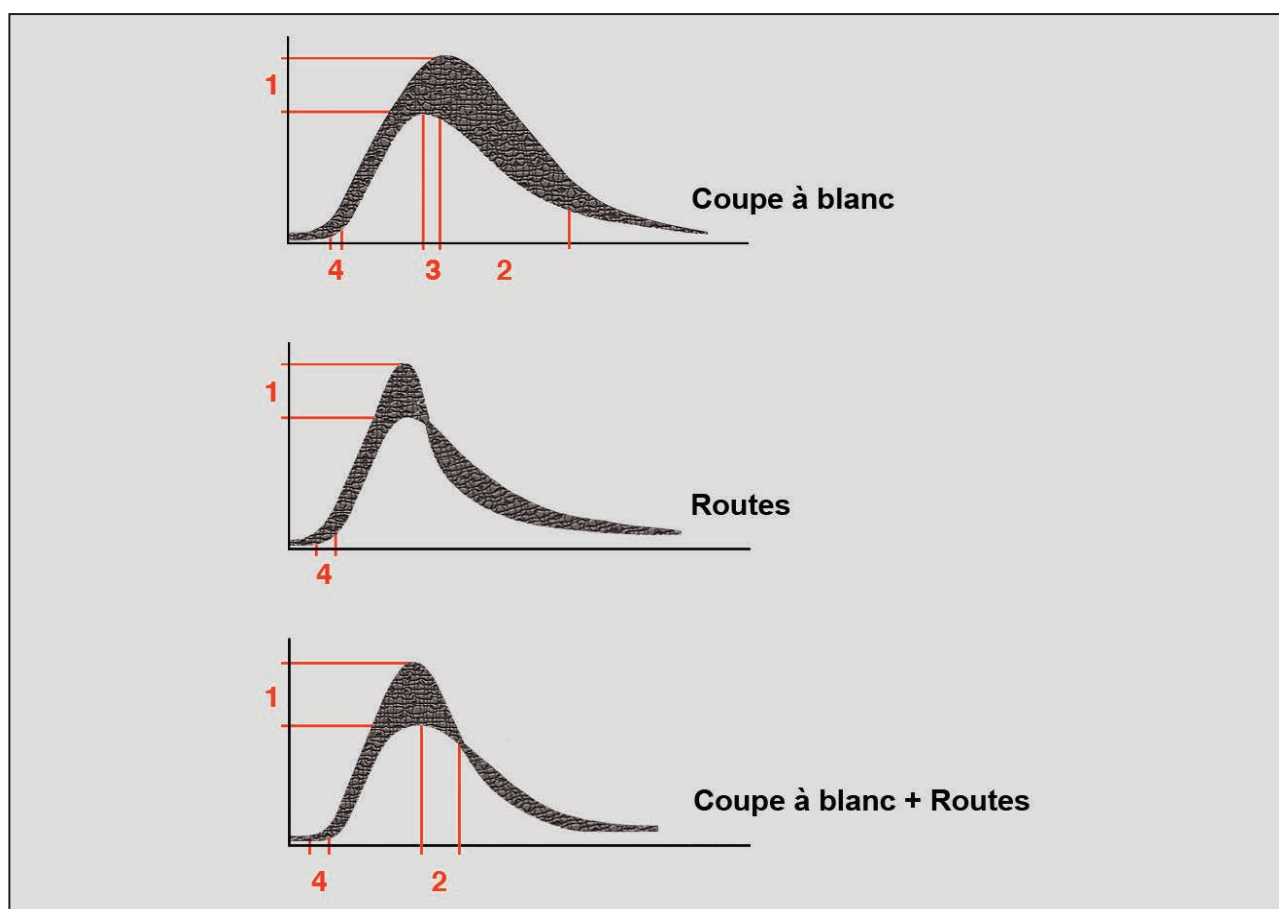


Figure 2.3 - Modèle conceptuel des effets de la déforestation sur l'hydrologie forestière. D'après King et Hamilton (1983).



Outre la récolte des arbres et les opérations forestières qui s’y rattachent, la construction de routes et de sentiers peut aussi provoquer des modifications à l’écoulement des eaux d’un bassin versant. En effet, l’implantation du réseau routier altère la trajectoire naturelle de l’écoulement de l’eau, augmente le ruissellement de surface et accélère l’apport d’eau aux cours d’eau lors des périodes de pluie plus importantes. Jones et Grant (1996), à l’occasion d’une étude d’une durée de 34 ans portant sur la comparaison de cinq petits bassins pairés en Orégon, ont pu identifier distinctement les modifications de l’hydrogramme des débits de pointe attribuables à la coupe forestière et celles attribuables aux chemins forestiers, de même que les effets induits cumulativement par la coupe et les chemins forestiers (Figure 2.4). Dans leur étude, le réseau routier s’étendait sur 6 % du territoire et occasionnait à lui seul des modifications à l’hydrogramme aussi importantes qu’une coupe forestière de 100 % de la superficie d’un bassin versant sans chemin forestier. Bien que l’influence de la voirie forestière soit un sujet de préoccupation majeure en matière de protection du milieu aquatique, cet aspect ne sera évoqué qu’occasionnellement dans ce rapport. En fait, il existe à cet égard des normes d’opération en milieu forestier qui semblent tout à fait convenables dans la mesure où elles sont appliquées et qu’elles font partie d’un protocole de suivi adéquat.



**Figure 2.4** -Effets du déboisement et de la construction de routes sur l’hydrogramme annuel. La partie ombragée illustre les modifications à l’hydrogramme. Le chiffre (1) indique une augmentation de la pointe de crue; (2) une augmentation du débit lors de la phase descendante de l’hydrogramme; (3) le décalage de la pointe de crue; (4) une augmentation du débit lors de la phase ascendante de l’hydrogramme. D’après Jones et Grant (1996).

Trois effets des coupes forestières sur le régime hydrologique sont abordés dans les paragraphes qui suivent, soit le volume des écoulements annuels parvenant aux cours d'eau, les débits de pointe et les débits d'étiage.

## **A. Écoulements annuels**

L'écoulement annuel de l'eau d'un cours d'eau varie habituellement en proportion du massif forestier récolté (St-Onge *et al.* 2001). Toutefois pour un même niveau de traitement, l'augmentation de l'écoulement annuel peut être très variable. À ce sujet, Chang (2006) rapporte, pour un ensemble de bassins versants des États-Unis, des augmentations de l'écoulement annuel des cours d'eau variant de 8 à 65 % à la suite de coupes totales. Pour leur part, Nicolson *et al.*, 1982 (*in* St-Onge, 2001) mentionnent des valeurs sensiblement plus élevées, allant de 44 à 300 %. Le type d'essence forestière, l'intensité, le type et la répartition des coupes, les caractéristiques topographiques des bassins versants, la quantité et la répartition temporelle des précipitations et la climatologie sont les principaux facteurs qui peuvent faire varier la réponse d'un bassin versant à la suite de l'élimination totale ou partielle du couvert forestier.

Toutefois, l'augmentation de l'écoulement annuel est de nature transitoire et s'atténue avec la reprise de la végétation après coupe. Plamondon (1993) estime qu'au Québec, en forêt boréale, l'augmentation de l'écoulement annuel se fait sentir de façon élevée jusqu'à 15 ans après la coupe, pour ensuite diminuer rapidement au cours des 15 années suivantes jusqu'à l'extinction totale de cet effet 60 à 80 ans après la coupe.

## **B. Débits de pointe**

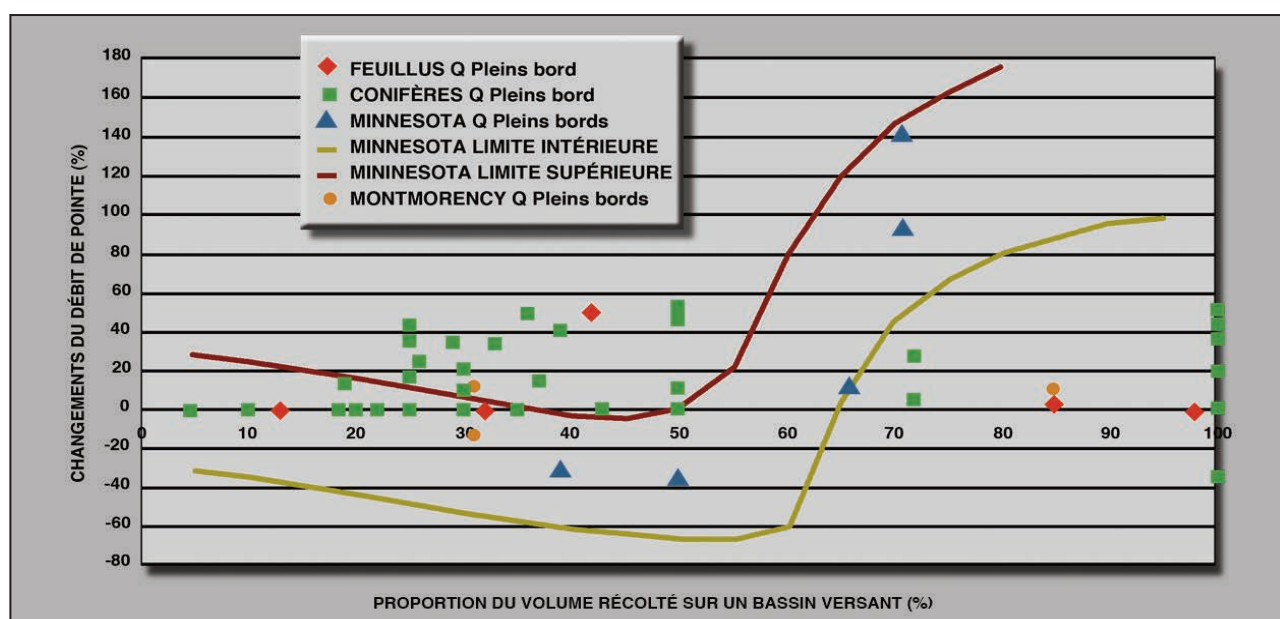
L'augmentation des écoulements induite par la récolte forestière ne présente pas une distribution annuelle uniforme au fil des saisons (Chang, 2006). En principe, une bonne partie de l'augmentation de l'écoulement annuel associé aux interventions forestières devrait se produire durant la saison de croissance sous l'effet de la réduction de l'interception et de l'évapotranspiration. Cependant, l'augmentation saisonnière des débits en réponse à la disparition du couvert forestier dépend aussi, localement, du climat et du régime annuel de précipitations. Par exemple, en forêt boréale, la réduction du couvert forestier entraîne une augmentation de l'accumulation de la neige et une accélération de la fonte de la neige au printemps. L'hydrogramme annuel des cours d'eau de la forêt boréale, influencé principalement par la crue printanière des eaux, montre normalement un devancement de sa phase ascendante et une augmentation de la pointe de crue (Buttle *et al.* 2009).

## 1. Débit de fonte de la neige

Guillemette *et al.* (2004) et Plamondon (2004) présentent une revue de littérature exhaustive sur les débits de pointe associés à la suppression du couvert végétal. L'intérêt porté à cet aspect de l'hydrologie forestière provient du fait que les différentes composantes de la morphologie des cours d'eau peuvent être affectées par les débits de pointe, particulièrement ceux qui approchent ou dépassent le débit de plein bord d'un cours d'eau donné (Faustini, 2000). Ces différentes composantes sont principalement la profondeur de la section d'écoulement, la granulométrie du substrat, la vitesse d'écoulement des eaux et le couvert végétal aux abords des cours qui constituent les caractéristiques déterminantes de l'habitat des jeunes saumons (voir Chapitre 1).

Dans les conditions québécoises, les crues les plus importantes sont normalement associées à la période de fonte de la neige, bien que ces dernières années des crues extrêmes aient eu lieu en été (1980 sur la Pointe de Gaspé et 1996 au Saguenay) ou encore à l'automne (Gaspésie, 2010 et 2011).

Plamondon (2004) présente 73 résultats d'études portant sur les modifications de débits de pointe associées à la récolte du couvert végétal (coupes forestières). Certaines de ces études portent sur la Forêt Montmorency, au Québec. La Figure 2.5, reproduite de la publication de Plamondon (2004), met en relation l'augmentation du débit de pointe des cours d'eau liée à la fonte des neiges par rapport à la superficie coupée des bassins versants. Les résultats de cette figure montrent une très grande variabilité de l'influence des superficies coupées sur le taux d'augmentation des débits de pointe, soit de -40 % à +140 %. Moore et Wondzell (2005) et Grant *et al.* (2008) font globalement les mêmes constats à la suite d'une revue de littérature réalisée indépendamment de celle de Plamondon (2004).



Figures 2.5. -Relation entre la proportion du volume de bois prélevé et le changement du débit de pointe lors de la fonte des neiges. D'après Plamondon (2004).

Certains résultats sont tout à fait surprenants puisque, contrairement à l'opinion généralement admise, la suppression d'une partie du couvert végétal a entraîné, dans certains cas, non pas une augmentation des débits de pointe, mais une diminution de ces débits. Enfin, ces résultats indiquent qu'en deçà d'un seuil d'environ 20 % de superficie coupée, il ne semble pas y avoir d'augmentation détectable du débit de pointe, une affirmation aussi corroborée par plusieurs recherches dont celle de Golding (1987). Selon les auteurs, ce seuil d'absence d'effet peut varier de 15 à 25 % de taux de déboisement (Bosh et Hewlett, 1982; Hornbeck *et al.* 1993). Cette apparente absence d'effet en deçà d'un certain seuil pourrait, en réalité, correspondre à une limite instrumentale de détection ou à une imprécision liée aux protocoles de recherche.

MacDonald et Stednick (2003) exposent les raisons pouvant expliquer des résultats apparemment aussi variables et même contradictoires à savoir : les protocoles expérimentaux, les conditions météorologiques, les types de peuplement forestier, les environnements géographiques (latitude, élévation, types de sol, etc.), les modalités de coupes et d'opérations forestières, etc. qui ne sont pas nécessairement tout à fait comparables d'une étude à l'autre (Grant *et al.* 2008). À ces facteurs d'ordre expérimental s'ajoutent les fluctuations dues au hasard d'échantillonnage, pour des études qui n'ont pas toutes la même portée dans le temps (Roberge, 1996).

## 2. Débit de pluie d'orage

Les averses importantes en saison de croissance correspondent habituellement à des orages. Plamondon (2004) présente 76 résultats d'études, incluant des données de la forêt Montmorency, qui mettent en relation les variations de débits de pointe associés à des pluies d'orages en fonction de la superficie déboisée des bassins versants. Ces résultats sont reproduits à la Figure 2.6.

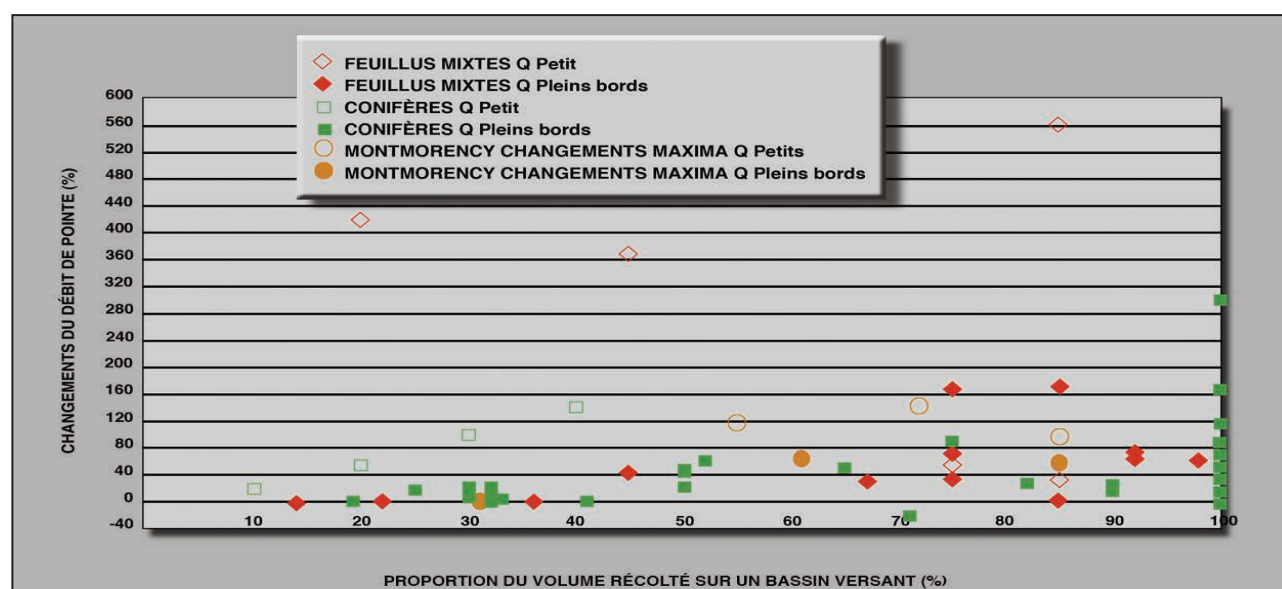


Figure 2.6. - Relation entre la proportion du volume de bois prélevé et l'augmentation du débit de pointe en périodes orageuses. D'après Plamondon (2004).

L'examen de cette figure permet de faire les mêmes constats que dans le cas des débits de fonte des neiges : une variabilité très grande des observations, parfois des résultats contradictoires. Cependant, ces résultats sont quelque peu différents de ceux de la Figure 2.5 quant à deux aspects : 1) la variation de la réponse hydrologique est de plus grande ampleur, soit de -20 % à +560 %; 2) l'effet de la suppression du couvert végétal commence à se faire sentir à partir de 10 % de la superficie d'un bassin versant soumise à la coupe forestière. La variabilité de ces résultats s'explique vraisemblablement par les mêmes raisons que dans le cas des débits de fonte de neige. Toutefois l'amplitude et la précocité de la réponse hydrologique s'expliquent probablement par le fait que les crues de pluies se produisent durant la saison de croissance.

### **C. Débits d'été**

Les débits d'été se définissent comme étant les débits minima, voire l'absence de débit pendant une saison sèche. En région boréale, comme au Québec, on distingue souvent entre la période des basses eaux d'été et celles d'hiver. Sous nos conditions, l'été d'hiver est très souvent plus prononcé que l'été d'été. Les débits d'été peuvent être un facteur limitant pour les populations de saumon (Frenette *et al.* 1984; Gibson et Myers, 1988) qui ont montré que les étés sévères en été et en hiver peuvent avoir un effet important sur l'abondance des jeunes saumons atlantiques.

En théorie, la récolte totale ou partielle du couvert végétal d'un bassin hydrographique réduit le phénomène d'évapotranspiration et conduit à des gains d'écoulement des cours d'eau notamment lors de la période d'été estival. Deux importantes revues de littérature (Pike et Scherer, 2003; Moore et Wondzell, 2005) confirment cette assertion. L'augmentation des débits d'été est généralement inférieure à 30 %, mais elle est hautement variable d'une expérimentation à l'autre (Pike et Scherer, 2003) et atteint même une valeur de 78 % dans une étude menée à Carnation Creek (Hetherington, 1982). Cette augmentation est de courte durée, en général moins de 10 ans, mais a perduré pendant 18 ans dans un autre cas (Hicks *et al.* 1991a). Le remplacement de la végétation riveraine coniférienne par la repousse en essences feuillues, a été invoqué comme cause de la récession rapide des débits d'été accrus. En somme, à la suite des coupes forestières, la réponse hydrologique, en regard des débits d'été, est d'amplitude hautement variable dans le temps et l'espace. Les causes de cette variabilité sont essentiellement les mêmes que celles invoquées pour les débits de pointe. L'ensemble de ces observations ne s'applique toutefois pas aux étés d'hiver, puisqu'il est difficile d'étudier cette question sous le couvert de glace.



## D. Effets sur la nappe phréatique et les écoulements hyporhéiques

La nappe phréatique, alimentée par l'infiltration de l'eau de surface à l'échelle des bassins versants, contribue au maintien du niveau de base de l'écoulement en surface libre des cours d'eau (Hancock, 2002). Ainsi, en période hivernale ou lors d'étiages sévères, l'écoulement des cours d'eau est assuré en bonne partie par l'apport provenant de la nappe phréatique. Il importe de noter que la partie de la nappe phréatique en contact immédiat avec le lit et les berges des cours d'eau constitue, au plan écologique, une zone de transition importante entre l'eau s'écoulant en surface libre et la masse d'eau située plus en profondeur. Cette zone de transition s'appelle la zone ou le milieu hyporhéique (Figure 2.7). Boulton *et al.* (2010) présentent une revue de littérature exhaustive portant sur le lien entre les caractéristiques de la zone hyporhéique et le maintien des fonctions écologiques des eaux courantes.

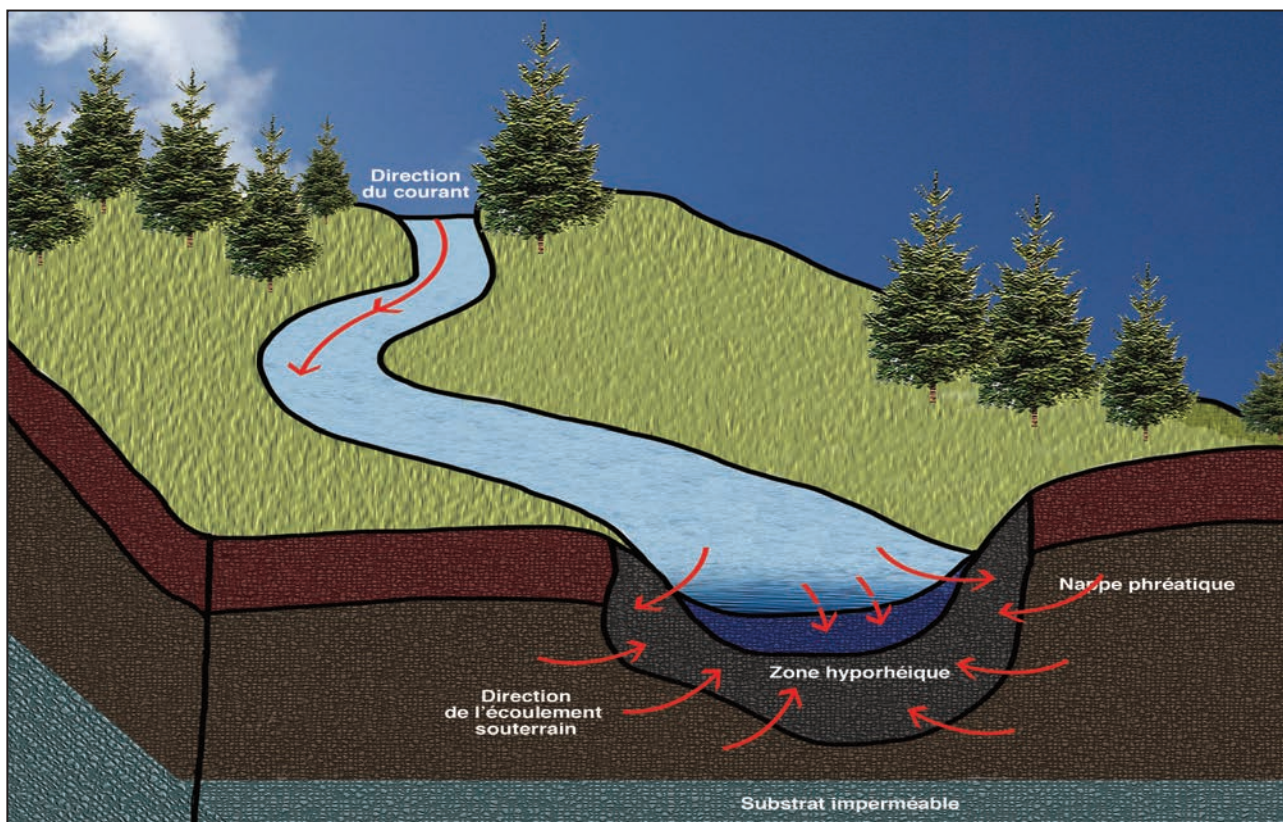


Figure 2.7 – Schéma de la circulation des eaux souterraines montrant la zone hyporhéique. D'après Alley *et al.* (2002).

La zone hyporhéique est le siège de nombreux échanges physico-chimiques entre l'eau de la nappe phréatique, l'eau libre des cours d'eau et la zone riveraine (Boulton 2000; Allan, 2006). C'est pourquoi les caractéristiques physico-chimiques et la vitesse d'écoulement de l'eau en zone hyporhéique sont intermédiaires entre celles du cours d'eau et celles de la nappe phréatique proprement dite.

Les écoulements hyporhéiques s'effectuent plus lentement qu'en surface libre (Smerdon *et al.*, 2009). De ce fait, ils contribuent à la stabilité écologique du milieu aquatique et au maintien des propriétés

bio-physico-chimiques de la zone riveraine des cours d'eau. Les écoulements hyporhéiques exercent un rôle prépondérant pour le maintien du régime thermique d'un cours d'eau (Burkholder *et al.* 2008). Les processus biochimiques de la zone hyporhéique participent à la régulation du cycle de l'azote, élément essentiel à la productivité biologique des écosystèmes aquatiques (Naiman *et al.*, 2000). Le milieu hyporhéique est aussi le lieu de résidence de nombreux insectes aquatiques (Richardson et Moore, 2010) qui participent à la dérive dont s'alimentent les poissons en rivière. Il importe, à cet égard, de noter que le milieu hyporhéique peut constituer un habitat pour les communautés aquatiques 2,5 fois plus important en volume que l'habitat disponible qu'en cours d'eau (Naiman *et al.* 2000). Il contribue à la formation de zones de résurgences (Richardson et Moore, 2010) pouvant constituer des refuges thermiques pour les salmonidés en période de canicule. Finalement, l'eau de la zone hyporhéique est normalement mieux oxygénée que l'eau de la nappe phréatique, une caractéristique importante pour la survie des œufs de salmonidés en période d'incubation d'autant plus que les écoulements hyporhéiques favorisent les zones de résurgences.

Le maintien des écoulements hyporhéiques est influencé par la recharge de la nappe phréatique, c'est-à-dire l'infiltration de l'eau à l'échelle du bassin versant et par le gradient hydraulique des cours d'eau. En outre, les écoulements hyporhéiques s'effectuent différemment dans le cas de cours d'eau situés en montagne que dans celui de cours d'eau s'écoulant en plaine alluviale (Richardson et Moore, 2010). Dans un milieu donné, la trajectoire des écoulements hyporhéiques est un phénomène très complexe : elle peut varier selon les saisons, elle peut être affectée par la présence de végétation aquatique, par la forme du chenal des cours d'eau, par les singularités physiques du milieu, par exemple la présence de roche-mère, etc. (Hancock, 2002; Jones *et al.* 2008). Quant aux caractéristiques physico-chimiques de la zone hyporhéique, elles sont grandement influencées par la composition végétale du milieu riverain. Enfin, le maintien des différents rôles écologiques joués par le milieu hyporhéique est largement influencé par la porosité de ce milieu.

Bien qu'il n'existe que peu d'études scientifiques portant sur le lien entre la récolte forestière, incluant les opérations mécaniques qui l'accompagnent, et le degré d'infiltration de l'eau dans le sous-sol, il est néanmoins possible d'établir théoriquement certains effets potentiels de la coupe. Les affirmations qui suivent proviennent en large partie de la revue bibliographique faite par Smerdon *et al.* (2009) de même que celle de Winkler *et al.* (2010). La suppression du couvert végétal peut augmenter la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol forestier et conséquemment le niveau de la nappe phréatique (Marcotte *et al.* 2008; Jutras, 2006). La construction de routes forestières et le drainage routier ont pour effet parfois de capter et d'intercepter des eaux d'écoulement souterraines, de rediriger les écoulements naturels de l'eau de surface et d'en accélérer leur arrivée aux cours d'eau. De mauvaises

pratiques forestières peuvent conduire à une augmentation des apports en sédiments qui éventuellement modifient la porosité du substrat du lit des cours d'eau et ainsi l'écoulement hyporhéique. Enfin, Henriksen et Kirkhusmo (2000) ont observé des modifications significatives de la qualité physico-chimique des eaux de la nappe phréatique à la suite de coupes à blanc. Ils rapportent notamment une diminution du pH, une augmentation de l'aluminium, de l'azote et du potassium. Ces modifications seraient causées par l'augmentation de la température de la surface du sol forestier après coupe qui accélère la décomposition organique et à l'augmentation de l'infiltration souterraine à la suite de l'augmentation du ruissellement de surface.

Il semble clair que la préservation de l'intégrité physique du milieu riverain (sol et couvert végétal) soit l'un des facteurs les plus importants pour maintenir les fonctions du milieu hyporhéique et ses capacités régulatrices à l'égard du milieu aquatique. Toutefois, l'aspect quantitatif de cette question ne semble pas avoir fait l'objet d'études scientifiques.

## **E. Effets sur les processus érosifs et le régime sédimentologique**

Érosion et sédimentation sont deux phénomènes liés l'un à l'autre. En conditions naturelles, l'apport en sédiments dans les cours d'eau peut provenir de l'érosion de surface des bassins versants, des glissements de terrain et de l'érosion des berges des cours d'eau. Chacune de ces sources amènent au cours d'eau, de façon épisodique ou continue, des sédiments de différents calibres granulométriques (Charlton, 2010). L'apport de sédiments dans les cours d'eau fait partie du processus d'évolution naturelle des cours d'eau. En effet, la recharge en sédiments grossiers est importante pour maintenir l'équilibre hydrodynamique de cours d'eau et la séquence seuils-radier-mouille, deux facteurs déterminants de l'habitat des salmonidés en cours d'eau (Chapitre1).

Deux mécanismes assurent le transport des sédiments provenant de l'érosion des berges et du lit des cours d'eau. Le transport en suspension s'adresse aux particules fines. La vitesse du courant et la turbulence permettent le transport de ces particules sur de grandes distances, elles se déposent dans des parties calmes des cours d'eau. Le transport de fond concerne les particules grossières qui se déplacent par saltation ou par roulement sur le fond des cours d'eau. Ces deux mécanismes de transport sont influencés directement par les vitesses d'écoulement de l'eau et indirectement par les débits d'eau (Thorne *et al* , 2006) lesquels peuvent être affectés par les coupes forestières.

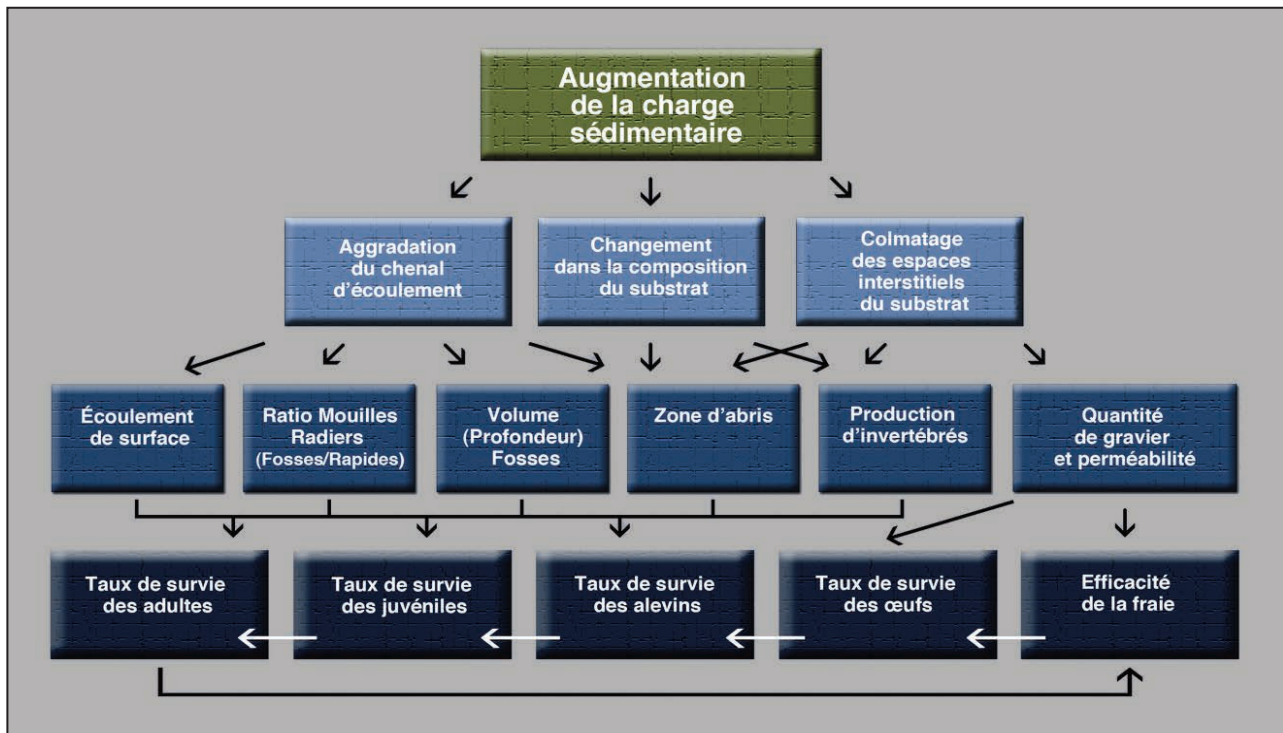
La récolte forestière et les opérations qui y sont associées peuvent entraîner une augmentation de l'érosion naturelle des berges des cours d'eau et des pentes fortes de l'ensemble du bassin hydrographique au-delà des valeurs naturelles. Par exemple, l'augmentation des débits de pointe,

au-delà du régime naturel, à la suite des coupes forestières majeures sur un bassin versant, peut intensifier l'érosion des berges et même du lit de la rivière et ultimement provoquer une augmentation de la sédimentation en aval des zones d'érosion (Reiser, 1998). Les opérations forestières lors de l'extraction et du transport du bois, de même que la préparation des sites de production forestière, peuvent contribuer à une augmentation de l'apport en sédiments dans les cours d'eau (Chang, 2006). En outre, la construction de routes ou l'exploitation sur de fortes pentes conduisent à une augmentation très significative des glissements de terrain (Swanson et Dyrness, 1975). Ces opérations peuvent exacerber l'effet des différentes sources d'érosion déjà présentes dans le bassin hydrographique.

Parmi les différentes sources d'apport sédimentaire, le réseau routier peut être considéré comme la plus importante. Swift (1984, *in* Chang, 2006) rapporte que dans certains cas, jusqu'à 90 % de la production de sédiments dans le milieu forestier peut être attribuable au réseau routier. Selon Chang (2006) les mécanismes conduisant à l'accroissement de l'érosion et de la production de sédiments en provenance des routes sont : 1) la faible perméabilité de la surface routière; 2) l'altération des surfaces naturelles pour cheminer l'eau au cours d'eau; 3) la création d'un nouveau réseau de drainage pour l'écoulement de surface; (4) la susceptibilité des zones de déblais-remblais à l'érosion; 5) et la construction et l'entretien des structures de traverses de cours d'eau. En fait, le réseau routier peut être considéré comme une extension du réseau hydrographique naturel des cours d'eau (Wemple *et al.* 1996). Il contribue à amener plus d'eau plus rapidement aux cours d'eau et augmente leur charge sédimentaire. De plus, son impact est plus durable dans le temps que celui provenant des autres sources dont l'effet s'atténue avec la reprise de la végétation.

Les sédiments en suspension, lorsque trop abondants, peuvent affecter certaines fonctions biologiques des poissons dont le comportement migratoire des salmonidés qui cessent leur déplacement en présence d'une trop forte charge sédimentaire ou diminuent leur vitesse de migration (Bjornn et Reiser, 1991). À la suite des opérations forestières, les apports sédimentaires additionnels, toutes sources confondues, peuvent atteindre des valeurs dépassant la capacité de transport du cours d'eau. Dans un tel cas, il peut en résulter un épisode de sédimentation majeure sur le lit du cours d'eau entraînant des modifications à la morphologie des cours d'eau et à l'habitat des poissons. La déposition de sédiments sur les nids de fraie peut aussi conduire à la diminution de l'écoulement interstitiel de l'eau qui alimente en oxygène les œufs enfouis dans les gravières et causer leur mortalité (Reiser, 1998). L'intensification du transport de fond en raison de l'augmentation des vitesses du courant peut conduire à l'érosion des nids de fraie provoquant la mortalité des œufs enfouis ou des alevins nouvellement éclos (Lapointe *et al.*, 1999). La Figure 2.8 présente l'effet d'une augmentation des sédiments sur les caractéristiques géomorphologiques des cours d'eau et subséquemment les effets sur les salmonidés.



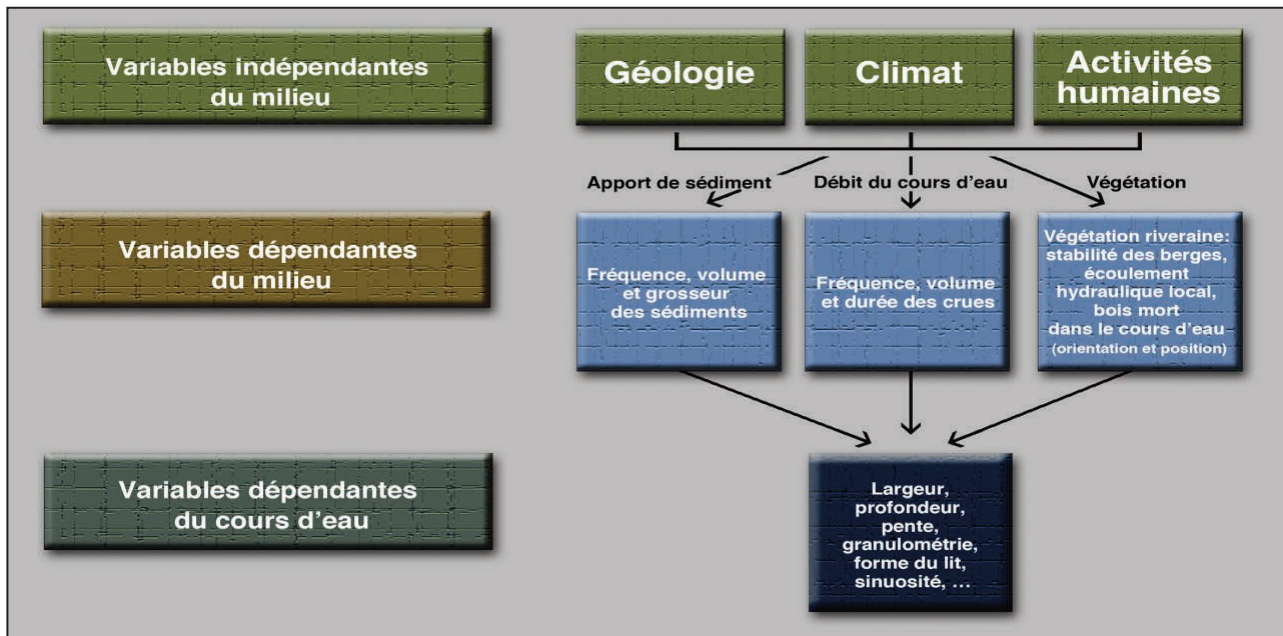


**Figure 2.8** – Modèle conceptuel des effets directs et indirects d’une augmentation de la charge sédimentaire sur certaines caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d’eau. D’après Reiser (1998).

Seto (2005) rapporte, pour des cours d’eau de la région de Charlevoix, une augmentation de la quantité de sédiments en suspension après coupe en lien avec la superficie coupée des bassins versants. Il mentionne que les cours d’eau ayant bénéficié d’une bande riveraine montraient une moins grande quantité de sédiments.

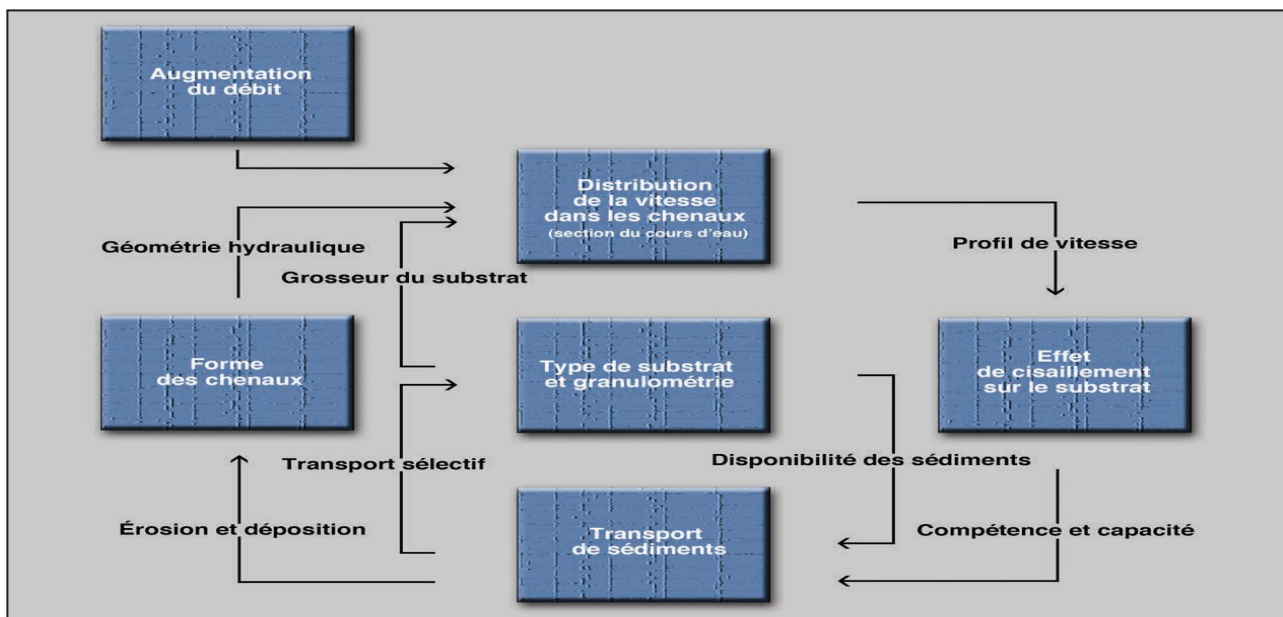
## F. Effets sur les caractéristiques hydro-morphologiques

Afin d’identifier les effets potentiels de la récolte forestière sur les caractéristiques d’un cours d’eau, il faut rappeler au préalable certains des principes du fonctionnement hydrodynamique d’un cours d’eau. Tout d’abord, on entend par caractéristiques hydro-morphologiques d’un cours d’eau, sa largeur, sa profondeur, la granulométrie de son substrat, la pente, la forme et la sinuosité de son lit et ses propriétés érosives. La Figure 2.9 montre le lien, d’une part, entre les facteurs d’ambiance naturelle que sont l’assise géologique, les dépôts de surface et le climat et les interventions d’origine anthropiques et, d’autre part, les caractéristiques hydro-morphologiques des cours d’eau. Ce lien de cause à effet s’établit par le biais du débit des cours d’eau, de la charge sédimentaire de même que par la présence de la végétation terrestre. En somme, des variations des facteurs d’ambiance peuvent entraîner des changements des variables dépendantes qui à leur tour influencent les caractéristiques hydro-morphologiques des cours d’eau.



**Figure 2.9** – Modèle conceptuel montrant les liens entre les facteurs d’ambiance agissant à l’échelle régionale, les réponses observées à l’échelle du bassin versant et les conséquences sur les caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d’eau. D’après Hogan et Luzi (2010).

La Figure 2.10 illustre de manière plus spécifique l’effet de la variation de débits sur les processus hydrauliques et sur les différentes caractéristiques hydro-morphologiques des cours d’eau. Une variation du régime des débits est donc susceptible, ultimement, d’entraîner une modification de la géométrie du chenal d’écoulement d’un cours d’eau et de la composition du substrat, deux composantes de l’habitat du saumon en cours d’eau.



**Figure 2.10** – Modèle conceptuel montrant l’effet de la variation des débits sur les caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d’eau. D’après Ashworth et Ferguson (1986) in Charlton (2010).

Le débit dans un cours d'eau varie d'une année à l'autre, d'une saison à l'autre et, même, d'une journée à l'autre. Certains débits entraînent des modifications plus significatives des caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d'eau. À cet égard, le débit de plein bord, celui qui remplit complètement le chenal d'écoulement d'un cours d'eau, confère aux cours d'eau de plaine alluviale leur géométrie moyenne. On l'appelle aussi le débit morphogène d'un cours d'eau (Wasson *et al.* 1998; Copeland *et al.*, 2000). En effet, la hauteur et la largeur atteintes par le débit de plein bord délimitent un point de rupture physique entre les débits complètement contenus à l'intérieur des berges d'un cours d'eau et ceux qui le débordent (Copeland *et al.*, 2000). Les débits qui avoisinent ou dépassent le débit de plein bord, semblent être ceux qui ont le plus d'influence sur la formation et le maintien de la morphologie d'un cours d'eau, du moins ceux de la plaine alluviale. Pour un grand nombre de rivières, le débit de plein bord possède une fréquence de 1 à 5 ans (Williams, 1978; Petit et Daxhelet, 1989; Pizzuto, 2000). Toutefois, il existe de nombreuses exceptions à cette généralisation, d'une région à l'autre, et parfois à l'intérieur d'une même rivière (Pickup et Warner, 1976).

Tous les cours d'eau ne réagissent cependant pas de la même façon aux variations de débit. À cet égard, les hydrauliciens distinguent entre deux types de cours d'eau : les cours d'eau confinés s'écoulant sur un substrat rocheux, contrôlés par une vallée étroite et les cours d'eau s'écoulant en milieu alluvial, comportant une large plaine de débordement (Charlton, 2010; Chamberlin *et al.*, 1991). Alors que le chenal d'écoulement du premier type de cours d'eau n'est influencé que par les très grandes crues (> 20 ans), les cours d'eau du second type réagissent à des débits de pointe beaucoup plus faibles et plus fréquents ( $\approx$  1 à 5 ans). En effet, contrairement aux cours d'eau contrôlés par la roche en place ou par l'étroitesse (confinement) de leur vallée, les cours d'eau s'écoulant en milieu alluvial doivent réajuster les caractéristiques de leur chenal d'écoulement à la suite de variations beaucoup plus fréquentes et plus modestes de leur débit jusqu'à ce qu'un nouvel équilibre de leurs caractéristiques hydro-morphologiques soit atteint (Leopold *et al.* 1964).

Une section précédente de ce chapitre relate les observations de plusieurs travaux de recherche qui démontrent que les coupes forestières peuvent d'augmenter les débits de pointe de façon significative. Or, ces débits de pointe sont ceux qui sont les plus susceptibles d'altérer les caractéristiques hydro-morphologiques d'un cours d'eau. Plusieurs auteurs ont pu vérifier sur le terrain les prédictions faites par la théorie, notamment Mallik *et al.* (2011) qui ont effectué une étude comprenant 30 cours d'eau de tête de bassin en milieu boréal ontarien (Canada). Vingt-quatre de ces cours d'eau étaient touchés par les coupes forestières et six étaient préservés à l'état naturel. Ils ont identifié les modifications suivantes après les coupes forestières : 1) la largeur des cours d'eau et le nombre de chenaux étaient significativement plus élevés qu'en conditions naturelles, une situation qui a perduré trois ans après

coupe, puis les différences se sont amenuisées sur une période de dix ans; 2) la profondeur des cours d'eau était moins grande au voisinage des sites récemment coupés, une différence encore notable 23 ans après les coupes.

Rousseau (2004) et Lapointe (2006) ont étudié plusieurs sites localisés dans de petits bassins hydrographiques du bassin versant de la rivière Cascapédia en Gaspésie (Québec). Ces petits bassins hydrographiques, d'ordre 1 et 2 (Strahler, 1952), se situaient dans une zone qui avait été soumise à une exploitation forestière intensive au cours des quelques décennies précédant leurs études. Les taux de récolte au cours des cinq années avant leurs études se situaient entre 25 % et plus de 50 % de la superficie de ces bassins. Dans le cas des bassins d'ordre 2 (superficie de 1,75 à 25 km<sup>2</sup>), ils ont identifié des anomalies de largeur de cours d'eau, c'est-à-dire une largeur 25 % plus grande que prévue selon les caractéristiques des bassins versants. Ces anomalies de largeur montraient une relation statistiquement plus forte avec le taux de déboisement calculé par rapport à la superficie comprise entre 0 à 60 m de part et d'autre des cours d'eau que lorsque calculée par rapport à la superficie totale des bassins versants, démontrant ainsi le rôle de mitigation joué par la présence de la bande riveraine. De telles anomalies n'ont pas été identifiées pour les cours d'eau d'ordre 1 soumis aux mêmes conditions d'exploitation forestière.

La largeur et la profondeur de la section d'écoulement des eaux, la vitesse d'écoulement d'un cours d'eau ainsi que la granulométrie de son substrat constituent, comme il a été noté au Chapitre 1, les éléments de base de l'habitat des poissons en rivière (Wasson *et al.*, 1998). Ainsi des modifications à ces caractéristiques peuvent entraîner une diminution de la productivité salmonicole, soit en provoquant des conditions totalement défavorables à la survie des salmonidés, soit en causant des écarts notables de ces caractéristiques par rapport au préférendum écologique des saumons à ces égards (Loi de tolérance de Shelford, 1931; voir Chapitre 1 les courbes de préférence des saumons à l'égard de la vitesse, de la profondeur d'eau, de la granulométrie au niveau des microhabitats).

### **III. EFFETS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU**

---

À l'état naturel, les caractéristiques physico-chimiques des eaux d'un cours d'eau dépendent, pour une part, de la nature du substratum géologique du bassin versant et de la composition minérale du substrat du cours d'eau et, pour une autre part, des caractéristiques des précipitations et du régime climatologique local. La présence de la forêt modifie les propriétés physico-chimiques des eaux de précipitations notamment à cause des interactions avec les végétaux et le sol forestier (Pike *et al.*, 2010).



Des événements naturels comme les feux de forêt, des glissements de terrain, l'érosion des rives ou des chablis peuvent aussi affecter temporairement les propriétés physico-chimiques des cours d'eau (Harr et Fredriksen, 1988).

Par les changements qu'elles imposent à la structure du milieu forestier, les opérations forestières, comprenant la récolte et le transport du bois de même que les autres opérations d'aménagement forestier, peuvent modifier les valeurs naturelles des caractéristiques physico-chimiques de l'eau (Tableau 2.1).

Tableau 2.1. Synthèse des principaux effets des différentes activités d'aménagement forestier en regard de la qualité des eaux des cours d'eau. Adapté de Pike *et al.* (2010).

Activités	Caractéristiques physico-chimiques influencées
Récolte forestière	Température, sédiments, solides dissous, oxygène dissous, nutriments
Extraction du bois	Sédiments, solides dissous
Voirie forestière	Température, sédiments, toxines, solides dissous, oxygène dissous
Préparation des sites	Sédiments, nutriments, solides dissous, oxygène dissous

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, considérées dans ce rapport, sont la température, les sédiments, l'oxygène dissous et les sels dissous, aussi appelés nutriments étant donné leur importance pour la vie aquatique.

## A. Effets sur le régime thermique

L'insolation directe de l'eau en écoulement libre est le principal facteur de réchauffement des cours d'eau (Beschta et Taylor, 1988; Brown, 1969, 1983; Sinokrot et Stefan, 1993). Il est très largement admis que la récolte forestière totale, sans protection de la bande riveraine, réduit l'ombrage au cours d'eau et engendre conséquemment une augmentation de la température de l'eau (Belt *et al.*, 1992; Beschta et Taylor, 1988; Brown et Krygier, 1970; Plamondon, 2001; Plamondon *et al.*, 1982; Seto, 2005; St-Onge *et al.*, 2001; Swift et Messer, 1971).

Par ailleurs le régime thermique d'un cours d'eau subit aussi l'influence d'autres mécanismes (Johnson et Jones, 2000). Il s'agit des échanges thermiques : 1) par conduction à l'interface eau-substrat du cours d'eau et eau-sol en bordure des cours d'eau (Hondzo et Stefan, 1994; Evans *et al.* 1995); 2) par advection provenant des apports de la nappe phréatique ou des eaux de l'amont; 3) par évaporation et convection à l'interface air-eau. La suppression du couvert végétal est susceptible d'amplifier l'action de ces mécanismes sur le réchauffement de l'eau. Par exemple, une augmentation de la quantité

d'énergie solaire parvenant au sol, à la suite des coupes forestières, contribue à réchauffer l'eau contenue dans le sol qui s'écoule vers les cours d'eau (Hartman et Scrivener, 1990; Ice, 1999; St-Hilaire *et al.*, 2000).

En régions tempérées, le régime thermique des cours d'eau varie annuellement en fonction des saisons : les températures maximales sont atteintes en été, alors que les températures minimales se produisent en hiver, sous le couvert de glace. L'exploitation forestière peut modifier le régime thermique saisonnier. En effet, Johnson et Jones (2000) ont noté qu'après la coupe forestière, la température des cours d'eau s'élève plus hâtivement en début d'été par rapport à des secteurs non affectés par les coupes. Hetherington (1987) rapporte pour sa part, que durant l'hiver, les cours d'eau affectés par les coupes forestières peuvent geler en des endroits où ils ne le sont pas normalement. Toutefois Feller (1981) décrit une situation contraire observée dans des cours d'eau du sud de la Colombie-Britannique, c'est-à-dire un réchauffement de la température en période hivernale. Ces deux situations présentent cependant des situations climatologiques hivernales fort différentes l'une de l'autre. Dans le premier cas, les cours d'eau sont situés dans la « zone dominée par la neige », tandis que le second cas se situe dans la « zone dominée par les pluies ».

Le régime thermique d'un cours d'eau suit aussi une périodicité circadienne. En forêt boréale, les températures maximales sont atteintes en fin d'après-midi/début de soirée et les températures minimales à l'aurore. A ce sujet Johnson et Jones (2000) rapportent, dans les secteurs affectés par la coupe forestière, une augmentation du maximum quotidien en période estivale et un changement de la périodicité des maximum et minimum quotidien. Dans leur étude, la température maximale quotidienne s'est accrue de 4 à 6°C. En outre, le moment de la journée où la température atteignait sa valeur maximale a été devancé de 6 heures alors que celui de l'atteinte de la température minimale a été devancé de 3,5 heures. Il en est résulté une augmentation du nombre de degrés-jours, paramètre important en regard de plusieurs phénomènes biologiques liés à la croissance et à la productivité des écosystèmes aquatiques.

La sensibilité d'un cours d'eau à l'insolation est influencée par sa localisation dans le bassin versant, sa taille, sa profondeur, son débit, son orientation, sa superficie exposée aux radiations solaires et la répartition des coupes forestières (Bourque et Pomeroy, 2001; Brown, 1983; Holtby, 1988; Murphy et Milner, 1997). Par exemple, à débit comparable, une rivière large et peu profonde se réchauffe plus vite qu'une rivière étroite et profonde (Brown, 1983; Chamberlin *et al.*, 1991). Autre exemple, en montagne la température des cours d'eau situés en tête de bassin hydrographique est moins affectée par les coupes forestières que ceux de la partie aval.

Enfin, il convient de noter que les perturbations du régime thermique sont de nature temporaire. À cet égard, Hetherington (1987) rapporte un cas de retour à une situation pré-coupe après 7 ans, alors que Johnson et Jones (2000) et Beschta et Taylor (1998) ont observé un tel retour après 15 ans. La rapidité de la reprise de la végétation riveraine semble le facteur explicatif de ces différences.

Seto (2005), lors de son étude portant des cours d'eau de la région de Charlevoix (Québec), a détecté des augmentations statistiquement significatives de la température des cours d'eau après les coupes forestières. Cependant 18 à 20 ans après les coupes, il a noté un retour au régime thermique pré-coupe. Bien qu'il existe énormément de variabilité dans la réponse des différents cours d'eau étudiés, il constate que les augmentations du régime thermique sont directement liées à la largeur des bandes riveraines laissées en place et à la superficie coupée des bassins versants.

## **B. Effets sur l'oxygène dissous**

Les rivières à saumon doivent contenir un haut taux d'oxygène dissous (voir Chapitre 1) pour répondre aux besoins physiologiques de cette espèce, tout comme pour la faune benthique de ces cours d'eau. En outre, l'oxygène dissous dans l'eau est nécessaire aux processus d'oxydation biologique et chimique des matières organiques contenues dans l'eau. L'oxygène contenu dans les eaux courantes provient en large partie du contact de l'eau avec l'air ambiant, particulièrement lors du brassage des masses d'eau dans les rapides et les zones de forte turbulence. De plus, la concentration atteinte dans l'eau est conditionnée par l'altitude (pression atmosphérique) et elle est inversement proportionnelle à la température (Brown, 1983).

L'exploitation forestière peut affecter le taux d'oxygène dissous de deux façons, soit par l'augmentation de la température des cours d'eau qui diminue la capacité de saturation de l'eau en oxygène, soit par l'apport de matières organiques provenant des débris ligneux qui imposent une charge en DBO [demande biologique d'oxygène] (Brown, 1983). Par ailleurs, les opérations forestières peuvent entraîner l'accumulation de sédiments et de particules ligneuses fines dans les gravières qui servent de site de fraye au saumon, diminuer les écoulements interstitiels et ainsi réduire la quantité d'oxygène disponible pour l'incubation des œufs de saumon (Scrivener et Brownlee, 1989; Ringler et Hall, 1975).

Seto (2005) rapporte, pour des cours d'eau de la région de Charlevoix, des diminutions statistiquement significatives de la concentration d'oxygène dissous après coupe. Toutefois ces diminutions étaient minimales et vraisemblablement non significatives biologiquement parlant, les valeurs

minimales obtenues étant toujours à l'intérieur des limites de tolérance des salmonidés. Il a attribué ces diminutions à l'augmentation des températures qui a pour effet de diminuer la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Il affirme en outre que l'apport en débris ligneux provenant des coupes forestières n'était pas suffisant pour affecter la concentration d'oxygène dissous dans les cas étudiés.

### **C. Effets sur les substances inorganiques dissous ou nutriments**

Les substances inorganiques sous forme de composés azotés et phosphorés, aussi appelés nutriments, sont essentielles à la productivité des cours d'eau (Allan, 2006). Leur concentration à l'état naturel dans les cours d'eau est fort variable et dépendante, localement, de la nature de l'assise géologique et des dépôts de surface. Un déficit de nutriments engendre une faible productivité des cours d'eau, tandis qu'un excès conduit à leur eutrophisation.

La coupe forestière peut augmenter la quantité de nutriments dans les cours d'eau de deux manières différentes, par infiltration dans la nappe phréatique et par un apport direct aux cours d'eau. La coupe forestière augmente la température du sol, ce qui tend à accélérer l'activité microbienne de décomposition de la matière végétale au sol. L'infiltration de l'eau dans le sous-sol est non seulement augmentée à la suite de la suppression de l'évapotranspiration, mais aussi enrichie de nutriments. Ceux-ci n'étant plus pris en charge par le réseau racinaire devenu biologiquement inactif, il en résulte un enrichissement de l'eau de la nappe phréatique. Deuxièmement, l'apport de débris ligneux directement dans les cours d'eau et le réchauffement de l'eau courante conduisent à une accélération de la décomposition organique et à la production de nutriments dissous dans l'eau.

L'effet d'une augmentation d'apport de nutriments sur la productivité biologique peut varier selon les caractéristiques physico-chimiques naturelles d'un cours et sous l'effet de la lumière. Hicks *et al.* (1991b) rapportent que l'augmentation de nutriments est transitoire, c'est-à-dire la durée d'une décennie après la coupe, période pendant laquelle la production primaire est stimulée par l'augmentation de nutriments et de lumière. Ils mentionnent également que les cours d'eau s'écoulant sur un substrat d'origine ignée sont plus susceptibles de profiter de cette augmentation de la productivité primaire. Enfin, l'effet sur les salmonidés est variable selon les exigences écologiques spécifiques à chaque espèce de cette famille de poissons.

Certaines caractéristiques physico-chimiques de l'eau peuvent donc être modifiées par la coupe forestière. Ainsi, une récolte de 50 % de l'aire de petits bassins à la forêt Montmorency, malgré le maintien d'une bande riveraine de 20 m, a permis d'observer une forte augmentation des concentrations

en  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{K}^+$ , mais de faibles augmentations en  $\text{SO}_4^{--}$ ,  $\text{Mg}^{++}$  et Fe (Tremblay *et al.*, 2009). Toutefois, les augmentations de composés inorganiques peuvent être décalées d'un an ou deux après la coupe, leur durée dans le temps peut être éphémère ou persister pendant plusieurs années (Roberge, 1996). La reprise de la végétation ramène habituellement la concentration de ces éléments à des valeurs naturelles sur des périodes s'étalant d'un an à neuf ans (Plamondon, 1993).

Le lien entre la superficie coupée d'un bassin versant et l'apport en nutriments n'est pas clair. Winkler *et al.* (2004) ont observé de faibles augmentations d'azote-nitrate dans le cas d'un bassin versant coupé à 53 % alors qu'aucune augmentation n'a été détectée pour un bassin versant coupé à 20 %, indiquant dans ce cas un lien entre les superficies de bois récoltés et l'augmentation des composés inorganiques dissous dans l'eau. Par contre un tel lien n'a pu être établi dans les travaux de Martin *et al.* (1981 *in* Seto, 2005) et Degenhardt et Ice (1996 *in* Seto, 2005).

#### **IV. EFFETS DE LA RÉCOLTE FORESTIÈRE SUR LES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES ET LA PRODUCTIVITÉ AQUATIQUE**

---

L'écosystème aquatique comprend quatre composantes : 1) la structure physique du cours d'eau; 2) l'ambiance physico-chimique de l'eau; 3) les sources énergétiques (ensoleillement) et nutritives (les nutriments); 4) et la communauté biologique (Wasson *et al.*, 1998). Les sections précédentes de ce chapitre traitent des aspects relatifs aux milieux physique et chimique ainsi qu'aux nutriments. La présente section porte sur la communauté des êtres vivants qui peuplent les cours d'eau. En écologie aquatique, il est fréquent de subdiviser la communauté des êtres vivants en deux niveaux, soit les organismes autotrophes liés à la production primaire et ceux responsables de la secondaire, les hétérotrophes (Allan, 2006). Les organismes liés à la production primaire sont constitués d'algues, de phytoplancton, de périphyton (ex. les diatomées) et de macrophytes. À l'aide de la lumière et des nutriments inorganiques, ils élaborent de la matière vivante. Les organismes liés à la production secondaire sont les bactéries, les champignons, les insectes qui forment la communauté benthique et les poissons. Ces organismes sont aussi appelés hétérotrophes parce que leur métabolisme fonctionne par assimilation de matière organique ou d'organismes vivants du niveau primaire (autotrophes). Parmi les organismes hétérotrophes, on distingue entre décomposeurs, détritivores, herbivores et carnivores. La Figure 2.11 présente les interrelations qui existent entre les différentes catégories d'organismes qui font partie du réseau trophique des cours d'eau (Murphy et Meehan, 1991).



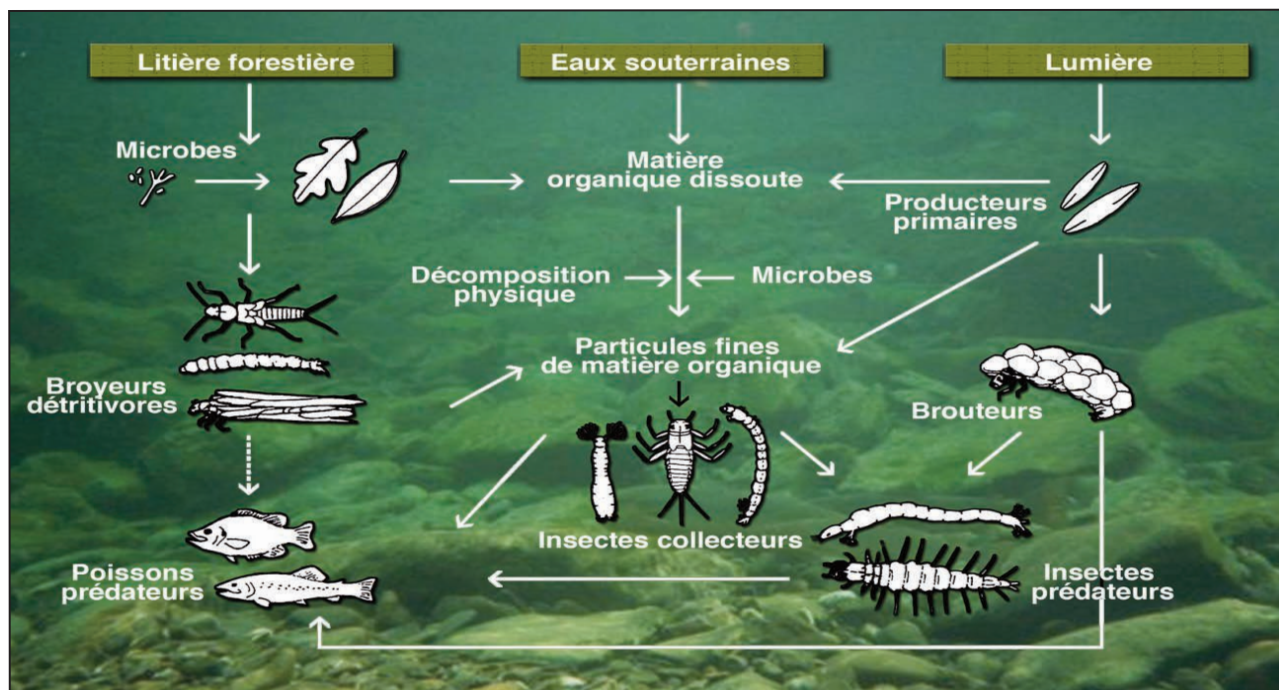


Figure 2.11 – Modèle conceptuel du réseau trophique d'un cours d'eau forestier. D'après Murphy et Meehan (1991).

### A. Production primaire : les communautés d'algues et le périphyton

La production primaire constitue la base de la chaîne alimentaire des cours d'eau. Elle dépend directement de facteurs énergétiques comme la lumière, la température et les nutriments (St-Onge, 2001). La suppression du couvert végétal par les coupes forestières, parce qu'elle augmente le degré d'ensoleillement pénétrant les cours d'eau, peut ainsi stimuler la production primaire si celle-ci est limitée par la lumière (Noël *et al.*, 1986). Par contre, des réponses de faible amplitude peuvent être constatées dans certains cours d'eau, notamment ceux reposant sur un substrat d'origine ignée, si la croissance des algues y est limitée par les substances nutritives (Murphy *et al.*, 1981b; Bilby et Bisson, 1992). L'augmentation de la température de l'eau consécutive aux coupes forestières peut aussi augmenter la productivité de l'écosystème en stimulant la production primaire (algues, phytoplancton, etc.) (Dallaire, 2006; Martin *et al.*, 2000).

Naymik *et al.* (2005) ont utilisé les diatomées benthiques comme indicateurs de modification de la production primaire à la suite de coupes forestières dans des cours d'eau côtiers d'Orégon. Ils ont pu suivre l'évolution temporelle des communautés de diatomées dans des cours d'eau dont 1 à 30 % de la superficie de leurs bassins versants a été coupée sur une période de 26 ans par rapport à celle de cours d'eau dont les bassins n'ont pas été affectés par les coupes forestières.

Les principaux constats de l'étude de Naymik *et al.* (2005) sont les suivants : 1) l'abondance et la diversité des espèces de diatomées augmentent avec l'accroissement des superficies déboisées, par

contre les espèces en cause étaient considérées, soit comme des espèces pionnières répondant mieux à un stress environnemental, soit comme des espèces répondant mieux à des augmentations de nutriments; 2) l'augmentation de ces espèces était aussi corrélée à des accroissements d'azote, de phosphore, de turbidité, de conductivité, de sédiments fins et de réduction de la zone riveraine, elles-mêmes reliées au taux de déboisement. Ces deux observations sont des résultats attendus dans un contexte d'exploitation forestière.

Les auteurs de l'étude soulignent que les changements qu'ils ont observés sont de faible amplitude et n'ont pas entraîné le remplacement total de certaines espèces par d'autres comme cela s'est produit dans d'autres études. Ils expliquent ce constat par le fait que les coupes ont été faites de façon limitée et progressivement dans le temps et l'espace. À ce sujet, il convient de noter, bien que les auteurs ne l'aient pas mentionné, que les coefficients de corrélation entre les variables mesurées dans cette étude et le taux de déboisement n'étaient plus statistiquement significatifs après la 14<sup>e</sup> année d'expérimentation. Cette observation s'explique probablement par la reprise de la végétation des aires coupées antérieurement.

## **B. Production secondaire : le benthos**

La production secondaire des insectes benthiques contribue au transfert de l'énergie et de la biomasse vers les organismes situés plus hauts dans la pyramide alimentaire comme les saumons juvéniles (Stemberger et Lazochak, 1994). Une variation de la composition spécifique ou de l'abondance de ces organismes à la suite de perturbations du milieu aquatique peut avoir des impacts sur l'alimentation des salmonidés dont la nourriture en rivière repose en large part sur la dérive d'organismes benthiques.

La sensibilité des invertébrés benthiques aux changements occasionnés par les coupes forestières ou par les feux de forêts, a fait l'objet de plusieurs travaux de recherche. Ces perturbations (augmentation de la lumière, de la température, des sédiments, de la production primaire) peuvent avoir un impact, soit sur l'abondance et la composition des communautés benthiques, soit sur la qualité de leur habitat, dans le cas de l'apport en sédiments (Lenat *et al.*, 1981; Murphy *et al.*, 1981b; Hartman et Scrivener, 1990; Waters 1995; Vuori *et al.*, 1998).

Des études récentes menées au Québec ont mesuré l'impact des interventions forestières sur la faune benthique de plusieurs tributaires de la rivière Cascapédia, une rivière à saumon (Martel *et al.* 2007). Les principales conclusions de ce travail indiquent une diminution de la diversité taxonomique des espèces constituant le benthos et une augmentation en nombre et en biomasse de la densité de

certaines autres espèces présentes. Les espèces plus spécialisées (trichoptères) ont été remplacées par des espèces plus tolérantes (chironomidés) aux nouvelles conditions d'ambiance. Des conclusions semblables sont aussi observées dans plusieurs autres études (Graynoth, 1979; Noël *et al.*, 1986; Garman et Moring, 1983). Il convient de noter, dans l'étude de Martel (2006) et Martel *et al.* (2007), que les espèces benthiques de remplacement ont une moins grande valeur énergétique pour les tacons de saumons (Poff and Huryn, 1998) et sont davantage prisées par certaines espèces compagnes que l'on retrouve dans les rivières à saumon, tels les cyprinidés et les cottidés.

Les observations faites sur la Cascapédia indiquent trois autres faits. Premièrement la réponse de la communauté benthique aux modifications apportées par les activités forestières (coupe et réseau routier) est perceptible de 1 à 4 ans après les coupes jusqu'à 15 à 19 ans plus tard. Toutefois après la dixième année, une certaine récupération était évidente en ce qui concerne l'indice de diversité des espèces benthiques. Deuxièmement, la présence d'une bande riveraine ne semblait pas suffisante pour dissiper complètement tous les impacts provenant des coupes forestières. Troisièmement, l'intensité de la réponse des insectes benthiques était contextuelle, c'est-à-dire qu'elle variait de place en place en fonction des composantes biotiques et abiotiques de l'écosystème aquatique, ce qui peut rendre plus complexe l'interprétation des données sur l'effet des coupes forestières.

Une étude de Reid *et al.* (2010) arrive à des conclusions assez semblables à celles de Martel *et al.* (2007) quant à l'effet des coupes forestières sur la diminution de la diversité de la communauté benthique après les coupes forestières et sur la persistance de cet effet dans le temps. Toutefois, au cours de la durée de leur étude, soit une période de 17 ans, ils ont observé une récupération des effets dans les petits cours d'eau, mais ce phénomène de reprise était moins évident dans les cours d'eau plus grands. Leur étude démontre également que les changements dans la communauté benthique étaient d'autant plus marqués que la proportion des bassins versants affectés par les coupes était élevée. Les principaux changements ont été observés lorsque le taux de déboisement était supérieur à 40 %.

Enfin Newbold *et al.* (1980), à l'occasion d'une expérience pour valider l'importance des bandes riveraines, ont trouvé que des bandes de 30 m semblaient suffisantes pour protéger les communautés benthiques contre les effets de la coupe forestière. Ce résultat est contraire à ceux observés par Martel *et al.* (2007) et partiellement contraire à ceux rapportés par Reid *et al.* (2010). L'explication est probablement liée à la plus petite taille des cours d'eau étudiées par Newbold *et al.* (1980) par rapport à ceux compris dans l'expérience de Martel *et al.* (2007).



## C. Production secondaire : les poissons

Les poissons, par leur position au sommet de la pyramide alimentaire du milieu aquatique, constituent, en principe, les indicateurs ultimes de l'état de santé et de la stabilité de l'écosystème aquatique (Roberge, 1996; St-Onge *et al.*, 2001). Toutefois, les interactions « forêt-poissons » et les impacts de la récolte forestière sur les populations ichthyennes, particulièrement sur les salmonidés anadromes, sont de nature complexe et difficiles à étudier (Hartman, 2004). Comme le soulignent que Hicks *et al.* (1991b) la compréhension scientifique de la chaîne des réactions de cause à effet, depuis l'impact immédiat de la récolte forestière sur une composante donnée de l'écosystème jusqu'à l'effet possible sur la production salmonicole, demeure incomplète.

Les études sont souvent réalisées à court terme alors que certains phénomènes hydro-morphologiques ou biologiques peuvent se manifester à moyen et long terme ou de manière cumulative dans le temps. La portée des études est généralement limitée dans l'espace, souvent elles se limitent à de petits bassins hydrographiques ce qui ne leur permet pas de détecter certains effets se répercutant vers l'aval des sites d'exploitation forestière. Dans certains cas les études ne sont pas effectuées à l'échelle où se manifestent les effets. Enfin, l'action de facteurs confondants, comme les variations climatiques ou la mortalité attribuable à d'autres facteurs, peuvent masquer ou atténuer l'effet de certains impacts négatifs des coupes forestières qui requièrent la mise en place de protocoles expérimentaux élaborés ou l'utilisation des méthodes d'analyse sophistiquées.

La réponse d'une population ichthyenne aux modifications induites par les coupes forestières peut être liée à des effets directs de la coupe forestière sur une caractéristique essentielle de l'habitat des poissons ou sur une période critique de leur cycle vital, par exemple l'impact de la sédimentation d'une frayère sur le taux de survie des oeufs. Cependant, elle peut aussi résulter d'un ensemble d'effets sur les différentes composantes de l'écosystème aquatique qui se répercutent ultimement sur les populations de poissons (Tableau 2.2). Ces impacts peuvent être de courte durée, comme ils peuvent perdurer dans le temps.

**Tableau 2.2.** Synthèse des effets de la récolte forestière sur les caractéristiques physiques des cours d'eau, sur la qualité des habitats, sur la croissance et la survie des salmonidés. D'après Hicks *et al.* (1991 b).

Pratiques forestières	Changement physique potentiels de l'environnement du cours d'eau	Changements potentiels de la qualité de l'habitat des salmonidés	Conséquences potentiels sur la croissance et la survie des salmonidés
Coupes de bois en bordure des cours d'eau	<p>Augmentation de la radiation solaire</p> <p>Diminution de la charge de débris ligneux</p> <p>Augmentation des débris ligneux (aiguilles, écorces, branches)</p> <p>Érosion des berges</p>	<p>Augmentation de la température de l'eau Augmentation du niveau l'ensoleillement Augmentation de la production primaire</p> <p>Diminution des abris Perte d'habitat de type fosse Diminution de la protection contre les débits de pointe Perte de substrat granuleux et de matière organique Perte de complexité hydraulique</p> <p>Augmentation à court-terme de la demande en oxygène dissous Augmentation des particules fines et de la matière organique Augmentation des abris</p> <p>Perte de couvert végétal en bordure des chenaux Augmentation de la largeur des chenaux Diminution de la profondeur de l'eau</p> <p>Augmentation des sédiments fins dans les frayères et les zones de production primaire</p>	<p>Diminution de la croissance efficace Augmentation de la production de nourriture Changements des taux de croissance et de l'âge de smoltification</p> <p>Augmentation de la vulnérabilité à la prédation Diminution du taux de survie hivernal Réduction de la capacité de transport Perte de substrat propice à la fraie Diminution de la production de nourriture Perte de biodiversité</p> <p>Réduction du succès de fraie Augmentation à court-terme de la production de nourriture Augmentation de la survie des juvéniles</p> <p>Augmentation de la vulnérabilité à la prédation Augmentation de la capacité de transport des alevins et diminution de la capacité de transport des tacons et stades subséquents</p> <p>Diminution du succès de la fraie; Diminution de l'apport de nourriture</p>
Coupe de bois dans les pentes Ouverture de routes	<p>Modification du régime d'écoulement</p> <p>Accélération de l'érosion de surface et des mouvements de terrains</p> <p>Augmentation du lessivage des nutriments du sol</p> <p>Augmentation du nombre de traverses de cours d'eau</p>	<p>Augmentation à court-terme des débits en été</p> <p>Augmentation de la sévérité des épisodes de débits de pointe</p> <p>Augmentation de la quantité de sédiments fins dans les lits de graviers</p> <p>Augmentation de l'apport de sédiments grossiers</p> <p>Augmentation de la fréquence des torrents de débris; perte d'abris dans la voie du torrent Augmentation des abris dans les zones d'embâcles</p> <p>Augmentation des niveaux de nutriments dans le cours d'Eau</p> <p>Obstructions physique de chenal d'écoulement; apport de sédiments fins</p>	<p>Augmentation à court-terme de la survie</p> <p>Mortalité des embryons causés par la mise en mouvement du matériel granulaire du lit</p> <p>Réduction du succès de la fraie Réduction de l'abondance de nourriture Perte d'abris d'hivernaux Augmentation ou diminution de la capacité d'élevage des juvéniles</p> <p>Obstacle à la migration Diminution de la survie dans la voie du torrent Amélioration de l'habitat d'hiver sous certains embâcles</p> <p>Augmentation de la production de nourriture</p> <p>Restriction des déplacements vers l'amont Réduction de l'efficacité de l'alimentation</p>
Scarification et brûlis (préparation du sol au reboisement)	<p>Augmentation du lessivage des nutriments du sol</p> <p>Apport de particules fines inorganiques et de la matière organique</p>	<p>Augmentation à court-terme des niveaux de nutriments dans le cours d'eau</p> <p>Augmentation de la présence de particules fines dans le substrat des frayères et des zones de production de nourriture Augmentation à court-terme de la demande en oxygène dissout</p>	<p>Augmentation temporaire de la production de nourriture</p> <p>Diminution du succès de la fraie</p>

Les impacts de la récolte forestière sur les poissons peuvent être positifs, par exemple une augmentation de la nourriture disponible (Hawkins *et al.*, 1983; Murphy *et al.*, 1986; Thedinga *et al.*, 1989). Ils peuvent être négatifs, par exemple un accroissement de la sédimentation peut causer un impact négatif sur l'habitat de reproduction par la diminution des échanges d'eau oxygénée dans les gravières (Moring, 1982; Everest *et al.*, 1987; Murphy et Milner, 1997). Ainsi, Murphy et Hall (1981a) affirment que la réponse finale d'une population ichthyenne dépend du bilan entre les effets négatifs de la récolte forestière (ex. : la sédimentation accrue entraîne une diminution de la circulation pour ce qui est des nids de fraye, cause un retard d'éclosion, voire une mortalité accrue des salmonidés) et les effets positifs (ex. : une augmentation de la luminosité parvenant au cours d'eau entraîne une augmentation de la productivité primaire et secondaire, ce qui améliore la croissance et la survie des poissons).

Les effets des coupes ne sont pas les mêmes selon les différentes espèces de poissons (Roberge, 1996; Gunn et Sein, 2000; Garman et Moring, 1993). Par exemple, certaines espèces sont plus tolérantes aux variations de température et moins exigeantes à l'égard de la concentration d'oxygène dissous, deux facteurs très importants pour les organismes aquatiques. C'est le cas de plusieurs espèces de cyprinidés et de percidés. Par contre, les salmonidés ont des exigences élevées à l'égard de la température et de l'oxygène.

À l'intérieur d'une même famille de poissons, par exemple les salmonidés, toutes les espèces ne réagissent pas de la même façon aux modifications de l'habitat induites par les coupes forestières. Le projet de Carnation creek est très éclairant à cet égard. Le ruisseau Carnation, en Colombie-Britannique, abrite des populations de saumon coho et chum, de même que des truites arc-en-ciel migratrices et des truites à gorge coupée. Le bassin versant du ruisseau Carnation occupe 11 km<sup>2</sup> et il a fait l'objet de coupes forestières et de suivi scientifique sur une période de plus de 35 ans. L'ampleur des impacts sur l'abondance des salmonidés n'était pas la même d'une espèce à l'autre, le saumon coho ayant été moins affecté que le saumon chum et que la truite arc-en-ciel. En effet, ces espèces n'ont pas toutes les mêmes exigences écologiques et sont donc affectées différemment et à des degrés divers par les modifications de l'habitat à la suite de coupes forestières (Scrivener et Brownlee, 1989; Scrivener et Andersen, 1984; Tschaplinski *et al.* 2004).

Enfin, la réponse d'une même espèce de salmonidé peut être variable selon les conditions environnementales de son milieu de vie (réponse contextuelle). À ce sujet, Deschênes *et al.* (2007) ont effectué une étude sur les populations de jeunes saumons atlantiques de la rivière Cascapédia en Gaspésie. Leur protocole expérimental et leur méthode analytique présentent une grande analogie

avec l'étude Naymik *et al.* (2005) sur les diatomées. Cette approche est particulièrement pertinente pour l'étude des populations de jeunes saumons.

L'étude de Deschênes *et al.* (2007) montre des effets fortement négatifs des coupes forestières sur la présence de jeunes saumons et la densité de leurs populations, mais cette réponse négative était plus ou moins importante selon le contexte du milieu local et l'échelle spatiale considérée. Ils identifient deux facteurs contextuels qui, outre la coupe forestières, affectent la présence ou l'absence des jeunes saumons soit la largeur des cours d'eau et la distance d'un cours d'eau par rapport au cours principal de la rivière. De même pour l'effet des coupes sur la densité des populations de saumons, il était influencé de manière contextuelle par la facilité d'accès aux cours d'eau par les saumons juvéniles, par la largeur des cours d'eau et par l'incidence passée d'une épidémie de la tordeuse des bourgeons d'épinette.

Lapointe *et al.* (2004) ajoutent aux résultats de Deschênes *et al.* (2007) l'importance des routes secondaires comme facteur pouvant influencer la densité de population de jeunes saumons. Les densités les plus faibles ont été observées à proximité de sites où la densité routière s'élevait à plus de 2,4 km/km<sup>2</sup>. En résumé, ces études ont également permis d'établir que les sites dont le bassin versant avait été coupé à plus de 29 % au cours des 19 années précédant leurs observations montraient une densité de saumons juvéniles largement inférieure à ceux dont le taux de coupe était moindre que ce seuil critique.

## **V. EFFETS À LONG TERME ET EFFETS CUMULATIFS DES OPÉRATIONS FORESTIÈRES À L'ÉCHELLE DES BASSINS HYDROGRAPHIQUES**

---

### **A. Effets à long terme**

Les sections précédentes de ce chapitre visent à identifier les effets potentiels des coupes forestières sur différentes caractéristiques bio-physico-chimiques des cours d'eau et, par voie de conséquence, sur l'habitat et le milieu de vie des saumons. Il a été signalé à quelques reprises que les études scientifiques faites à ce sujet sont habituellement localisées sur des petits bassins hydrographiques, rarement sur des bassins de moyenne superficie et encore plus rarement sur des grands bassins versants. En outre, les études sont souvent réalisées sur le court terme (un à cinq ans). Il est rare que les suivis scientifiques après coupe atteignent ou dépassent la dizaine d'années. Les quelques études faites à long terme indiquent qu'il arrive que certains des impacts de la coupe sur les caractéristiques des cours d'eau et le milieu aquatique perdurent au-delà de dix ans et parfois même s'échelonnent sur quelques décennies.

Lyons et Beschta (1983) présentent les résultats d'une étude portant sur les années 1936 à 1980, sur la rivière Upper Middle Fork Willamette, en Orégon. Le bassin hydrographique de cette rivière couvre une superficie de 668 km<sup>2</sup>. Cette étude commence au tout début des coupes forestières et de la construction de routes dans les limites du bassin versant en 1936. En 1975, les coupes forestières avaient couvert une superficie cumulative d'environ 15 % du bassin alors que le réseau routier couvrait environ 7 % de la surface du bassin. Leurs observations indiquent que parallèlement à l'exploitation forestière et au développement du réseau routier, le nombre de glissement de terrain, les débits de pointe et le chenal d'écoulement ont augmenté significativement. Ils notent également que les premiers signes d'élargissement du chenal d'écoulement sont apparus entre 1936 et 1959, sur plusieurs tronçons de la rivière. Puis de 1959 à 1967, une période d'élargissements majeurs s'est produite en conjonction avec une crue majeure en 1964. De 1967 à 1972, aucun changement n'a été noté. Finalement de 1972 à 1980, le chenal d'écoulement a commencé à diminuer sur 4 des 25 tronçons étudiés. Les auteurs estiment que la reprise de la végétation riveraine pourrait expliquer cette dernière observation. Ils concluent que l'augmentation de la charge sédimentaire consécutive aux opérations forestières (récolte et construction de chemin), beaucoup plus que l'augmentation des débits en soi, serait responsable des observations qu'ils ont faites sur la section d'écoulement de la rivière.

Dose et Roper (1994) ont étudié 21 cours d'eau du bassin hydrographique de la rivière South Umpqua, en Orégon, qui couvre une superficie de 1 400 km<sup>2</sup>. Ils ont pu comparer certaines des caractéristiques des cours d'eau avant coupe (1937) et après coupe (1989-1993). Il leur a aussi été possible de comparer certains cours d'eau touchés par les coupes forestières à des cours d'eau laissés dans un état naturel. Les taux de coupe par rapport à la superficie des bassins versants variaient de 3 à 60 % dont une majorité de cas se situant dans l'intervalle 15 à 30 %. Dans la plupart des cas, les cours d'eau affectés par les coupes forestières avaient une largeur significativement plus grande qu'avant la coupe forestière ou qu'en milieu naturel. En fait, il y avait une corrélation positive significative entre l'élargissement des cours d'eau et les taux de coupe ainsi que la densité de routes forestières, chacune de ces deux variables contribuant à peu près également à la variation de la largeur des cours d'eau. Ce type de réaction des cours d'eau est caractéristique de la réponse des cours d'eau coulant en milieu alluvial. Les auteurs concluent que la coupe forestière, la voirie forestière et la quantité de gros débris ligneux laissés dans les cours d'eau sont les principaux facteurs responsables des observations qu'ils ont faites.

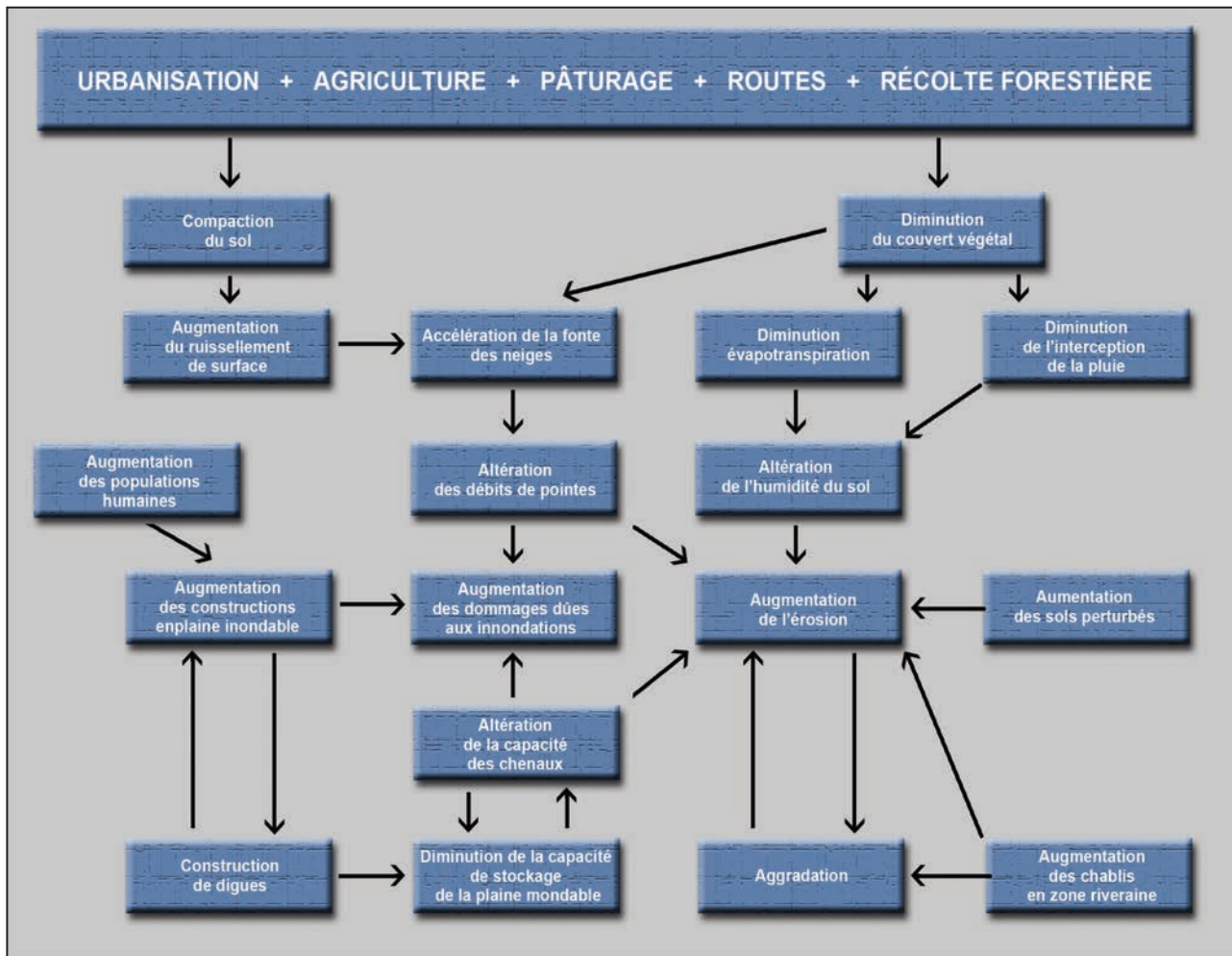


Davies *et al.* (2005) présentent les effets, 15 ans après coupe, de la récolte forestière sur 50 à 90 % des bassins versants de cinq petits bassins hydrographiques (8 à 40 ha.) qu'ils ont comparés à cinq petits bassins (8 à 23 ha.) demeurés à l'état naturel en Tasmanie (Australie). Ils ont trouvé que les cours d'eau touchés par la coupe comprenaient plus de débris ligneux, qu'ils étaient plus profonds, de morphologie moins complexe et qu'ils comportaient moins de fosses et radiers que les cours d'eau laissés à l'état naturel. Ce type de réaction des cours d'eau a aussi été noté en Amérique du Nord, sur des petits cours d'eau de tête de bassin coulant en forêt boréale (Mallik *et al.* 2011). Enfin sur la Cascapédia, Deschênes *et al.* (2007) ont noté des effets négatifs sur la population de jeunes saumons jusqu'à 19 ans après les coupes forestières.

## **B. Effets cumulatifs**

Les coupes forestières progressent habituellement de manière à récolter, sur un horizon temporel plus ou moins long, la totalité de la possibilité forestière d'un bassin versant. Les différents impacts mesurés localement sur un cours d'eau peuvent se répercuter vers l'aval et s'additionner à ceux provenant d'autres cours d'eau pour ainsi s'étendre encore plus en aval à d'autres parties d'un cours d'eau non touchées par des coupes forestières. Ce type d'effet est généralement appelé « effet cumulatif » (FEMAT, 1993). Martel *et al.* (2007) expliquent les résultats qu'ils ont observés sur la faune benthique de tributaires de la rivière Cascapédia par la présence d'un effet cumulatif. En effet, ils ont pu mettre en évidence des modifications de la faune benthique en des endroits situés à des distances appréciables en aval des coupes forestières.

Les impacts des coupes forestières faites dans la partie amont des bassins versants peuvent aussi s'additionner aux autres impacts causés au milieu aquatique par l'agriculture et l'urbanisation des territoires (Figure 2.12). En effet, ces types d'activités, tout comme les activités forestières, sont susceptibles d'entraîner l'augmentation de l'écoulement annuel et des débits de pointe, l'élargissement de la section d'écoulement des cours d'eau et l'accroissement de l'érosion et de la déposition de sédiments. Cet autre type d'impact, qui résulte de l'ensemble des agressions au milieu aquatique, est aussi dénommé « effet cumulatif » (Anonyme, 2008; Scherer, 2011).



**Figure 2.12.** Modèle conceptuel montrant les effets cumulatifs possibles des diverses modifications des bassins versants sur les débits de pointe et l'érosion des cours d'eau. D'après Ziemer (1998).

Les effets cumulatifs peuvent résulter en un impact final potentialisé conduisant à un déséquilibre à long terme des cours d'eau. Chamberlin *et al.* (1991) rapportent quatre histoires de cas qu'ils classifient en deux types d'effets cumulatifs. Les effets cumulatifs dits « réversibles », par exemple sur la South Fork River en Idaho et le Carnation Creek en Colombie-Britannique. Les effets cumulatifs peuvent aussi être « irréversibles ». Ils en donnent comme exemple la rivière Willamette en Orégon et la rivière Yahoun en Colombie-Britannique. Dans les deux situations, les réponses hydrodynamiques des cours d'eau sont de même nature. Par contre, ce qui fait qu'un cas peut être réversible ou non c'est d'abord le degré de détérioration des caractéristiques d'un cours d'eau au moment où une décision d'intervention est prise ainsi que la durée dans le temps et la portée dans l'espace des actions correctives posées.

Anderson *et al.* (2006) présentent une étude sur l'effet historique des coupes forestières intensives associées à des opérations de flottage de bois, réalisées de 1890 à 1937, dans le bassin de drainage

(4 773 km<sup>2</sup>) de la rivière Little South Fork (Minnesota). Depuis cette époque, l'ère des coupes forestières intensives sur le bassin de la rivière Little Fork a pris fin. Ils ont pu comparer les caractéristiques actuelles de cette rivière à celle de la rivière Big Fork, dont le bassin de drainage (5 372 km<sup>2</sup>) est comparable, sauf que l'exploitation forestière n'y a pas été aussi intensive. L'urbanisation et le développement agricole des deux bassins hydrographiques sont très similaires (4 %). L'importance de la forêt est plus grande sur la rivière Little Fork (51 %) que dans la Big Fork (39 %). Par contre, l'inverse est vrai pour l'importance des milieux humides (39 % vs 51 %). Ces deux dernières caractéristiques peuvent être importantes dans la réponse hydrologique des deux cours d'eau et sont tenues en compte par les auteurs. Même si le flottage du bois a pu rendre plus confuse la relation entre les changements des caractéristiques hydro-morphologiques et les variations de débits à la suite des opérations forestières de la rivière Little Fork, les auteurs concluent que le débit de plein bord et la section d'écoulement correspondante de la rivière Little Fork sont nettement supérieurs à ceux de rivière Big Fork, à cause de l'effet de la coupe forestière. Ils ont pu, en outre, suivre l'évolution du débit de plein bord des deux cours d'eau de 1930 à 2003. Le débit de plein bord a été en régression constante dans la rivière Big Fork, de 1945 à 2003, alors que sur la rivière South Fork, la diminution du débit de plein bord n'a commencé qu'à la fin des années 1970. Depuis 1980, les débits de plein bord sont stables dans les deux rivières, tout en étant plus élevés dans la rivière South Fork. Il est à noter que l'exploitation forestière se poursuit encore sur les bassins hydrographiques de ces deux rivières. L'hypothèse finale des auteurs est que les deux rivières étudiées ont vu leur débit de plein bord augmenter à la suite de l'exploitation forestière. En 2004, la rivière Little Fork était encore déstabilisée et en processus d'ajustement du fait de l'ensemble des opérations forestières (récolte et flottage du bois). La réponse hydrodynamique plus grande de cette rivière par rapport à la Big Fork est attribuable, selon ces auteurs, à l'augmentation initiale des débits à la suite de la récolte forestière, réponse accentuée par les opérations de flottage de bois.

En conclusion, la démonstration scientifique d'effets cumulatifs se propageant à l'ensemble d'une grande rivière n'est pas une mince tâche, compte tenu de la complexité de travailler à cette échelle spatiale et aussi de l'échelle de temps requise pour accumuler des données probantes à long terme. La chaîne des réactions « cause-effet » n'est pas toujours facilement identifiable de sorte que la présence d'effets cumulatifs n'est pas toujours très évidente, ce qui ne veut pas dire que de tels effets n'existent pas. Toutefois, au cours des dix dernières années, de plus en plus de publications scientifiques proposent des méthodologies nouvelles et des protocoles expérimentaux plus sophistiqués, notamment la modélisation assistée par ordinateur, pour identifier les effets cumulatifs liés à l'exploitation forestière à l'échelle de moyens et grands bassins versants (Bartholow, 2000; Nordin *et al.* 2009; Reid, 2010; Scherer, 2011; Zégre *et al.*, 2010; Ziemer *et al.*, 1991).



## RÉSUMÉ ET CONCLUSION

La forêt joue un rôle régulateur important à l'égard du déroulement du cycle de l'eau. Elle influence le ruissellement de surface, le régime hydrologique des cours d'eau et la recharge de la nappe phréatique. Elle conditionne également les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau et celles de l'eau sous-terrain. Plus particulièrement, la végétation riveraine constitue un facteur déterminant de la température de l'eau et, de ce fait, elle exerce une influence indirecte sur le contenu en oxygène dissous des cours d'eau. En outre, elle assure aux cours d'eau un apport en matières organique et inorganique, deux facteurs conditionnant la productivité biologique des cours d'eau. Enfin, elle contribue à l'apport de gros débris ligneux qui sont éventuellement incorporés à la structure du lit des petits cours d'eau de montagne, créant ainsi des habitats favorables aux salmonidés.

En somme, par son influence sur la qualité des eaux et sur les caractéristiques hydrauliques des cours d'eau, la forêt constitue un facteur important du maintien des habitats du saumon atlantique en milieu fluviatile. La présence de la forêt influence également la faune benthique des cours d'eau, ressource alimentaire indispensable à la croissance et à la survie des jeunes saumons.

La suppression totale ou partielle du couvert végétal des bassins versants peut donc occasionner des modifications de l'ensemble des facteurs de l'habitat du saumon qui sont influencés ou régulés par sa présence. Les effets de la suppression totale ou partielle de la végétation forestière peuvent se répercuter directement ou indirectement sur le saumon et son habitat, à court terme ou à long terme et de façon cumulative ou non avec d'autres modifications de l'environnement. La mise en évidence de ces effets n'est pas toujours chose facile à réaliser, parce que la réponse des cours d'eau ou des communautés de vivants aux coupes forestières est souvent contextuelle ou même masquée par l'effet d'autres sources de variation du milieu naturel. Toutefois, il y a suffisamment d'études scientifiques menées, tant à l'échelle mondiale qu'au Québec, pour affirmer que les opérations forestières peuvent entraîner des impacts négatifs sur les cours d'eau et les salmonidés.

## BIBLIOGRAPHIE

- ALLAN, J. D. 2006. *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Springer, 388 p.
- ALLEY, W. M., R. W. HEALY, J. W. LaBAUGH et T. E. REILLY. 2002. *Flow and storage in ground-water*. Science, 296: 1985-1990
- ANDERSON, J., N. BARATONO, A. STREITZ, J. MAGNER et E. S. VERRY. 2006. *Effect of historical logging on geomorphology, hydrology, and water quality in the Little Fork River watershed*. Report by Environmental Outcomes and Regional Divisions, Minnesota Pollution Control Agency, 73 p.
- ANONYME. 2008. *Hydrologic effects of a changing forest landscape*. National Academy of Sciences, Washington, DC, USA, 4 p.
- BARTHOLOW, J. M. 2000. *Estimating cumulative effects of clearcutting on stream temperature*. Rivers, 7: 284-297.
- BELT, G.H., J. O'LAUGHLIN et T. MERRIL. 1992. *Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality: analysis of scientific literature*. University of Idaho, Idaho Forest Wildlife and Range Experiment Station, 32 p.
- BESCHTA, R.L. et R.L. TAYLOR. 1988. *Stream temperature increases and land use in a forested Oregon watershed*. Water Resources Bulletin, 24: 19-25.
- BILBY, R.E. et P.A. BISSON. 1992. *Relative contribution of allochthonous and autochthonous organic matter to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested headwater streams*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49:540-551.
- BJORNN, T. C. et D. W. RIESER. 1991. *Habitat requirements of salmonids in streams, pp. 83-138*. In Meehan, W. R. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. No. 19, 751p.
- BOSCH, J. M. et J. D. HEWLETT. 1982. *A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evaporation*. J. Hydrol. 55: 3-23
- BOULTON, A. J. 2000. *River ecosystem health down under: assessing ecological condition in riverine groundwater zones in Australia*. Ecosystem Health, 6: 108-118.
- BOULTON, A. J., T. DATRY, T. KASAHARA, M. MUTZ et J. A. STANFORD. 2010. *Ecology and management of the hyporheic zone: stream groundwater interaction of running waters and their floodplains*. J. N. Am. Benthol. Soc. 29(1): 26-40.
- BOURQUE, C. P. A. et J. H. POMEROY. 2001. *Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: An inter-catchment, multiple-year comparison*. Hydrology and Earth System Sciences, 5(4): 599-613.
- BROWN, G. W. 1969. *Predicting temperatures of small streams*. Water Resources Research, 5: 68-75.
- BROWN, G. W. 1983. *Forestry and water quality*, O.S.U. Book Store Inc., Corvallis, Oregon, 142 p.
- BROWN, G. W. et J. T. KRYGIER. 1970. *Effects of clear-cutting on stream temperature*, Water Resources Research, 6: 1133-1139.

- BURKHOLDER, B. K., G. E. GRANT, R. HAGGERTY, T. , P. J. KHANGAONKAR, et P. J. WAMPLER. 2008. *Influence of hyporheic flow and geomorphology on temperature of a large, gravel-bed river, Clackamas River, Oregon, USA*. Hydrological Processes, 22: 941-953.
- BUTTLE, J.M., I. F. CREED et R. D. MOORE. 2009. *Advances in Canadian forest hydrology, 2003-2007*. Can. Water Res. J. 34(2): 113-126.
- CHAMBERLIN, T.W., R. D. HARR et F. H. EVEREST. 1991. *Timber harvesting, silviculture, and watershed processes, In W.R.Meehan (ed)Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats*. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 19: 181-205.
- CHANG, M. 2006. *Forest hydrology : an introduction to water and forests*. CRC Press Publishers, 488 p.
- CHARLTON, R. 2010. *Fundamentals of fluvial geomorphology*. Roulledge Publ. 234 p.
- COPELAND, R. R., D. S. BIEDENHARN et J. C. FISCHENICH. 2000. *Channel-forming discharge*. U. S. Corps of Eng. ERDC/SHL CHETN-VIII-5, 9 p.
- DALLAIRE, S. 2006. *Effet des pratiques forestières sur l'habitat du poisson*, Centre technologique des résidus industriels, Amos, Québec, 33 p.
- DAVIES, P. E., L. S. J. COOK, P. D. MCINTOSH et S. A. MUNKS. 2005. *Changes in stream biota along a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Ben Nevis, Tasmania*. Forest Ecology and Management, 219:132–148.
- DESCHÊNES, J., M. A. RODRIGUEZ et P. BÉRUBÉ, 2007. *Context-dependent responses of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) to forestry activities at multiple spatial scales within a river basin*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64: 1069-1079.
- DOSE, J. J. et B. B. ROPER. 1994. *Long term changes in low flow channel widths within the south Umpqua watershed, Oregon*. J. Amer. Water Resources Association, 30: 993-1000.
- EVANS, E. C., M. T. GREENWOOD et G. E. PETTS. 1995. *Thermal profiles within river beds*. Hydrol. Process, 9:19-25.
- EVEREST, F.L., R.L.BESCHTA, J.C. SCRIVENER, K.V. KOSKI, J.R. SEDELL et C.J. Cederholm. 1987. *Fine sediment and salmonids production – a paradox*. Pages 98-142 In E.O. Salo and T.W. Cundy, editors. Streamside management: forestry and fishery interactions. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Washington.
- FAUSTINI, J.M. 2000. *Stream channel response to peak flows in a fifth-order mountain watershed*. Thèse de doctorat, Oregon State University, 339 p.
- FELLER, M.C. 1981. *Effects of clearcutting and slash burning on stream temperature in Southwestern British Columbia*. Water Resources Bulletin, 17(5): 863-867.
- FEMAT. 1993. *Forest Ecosystem Management : an ecological, economic, and social assessment*. Report of the Forest Ecosystem Management Assessment Team. USDA Forest Service. U.S. Government Printing Office, 1993-793-071.
- FRENETTE, M., M. CARON, P. JULIEN et R.J. GIBSON. 1984. *Interaction entre le débit et les populations de tacons (Salmo salar) dans la rivière Matamec, Québec*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41 : 954-963.

- GARMAN, G. C. et J. R. MORING. 1993. *Diet and annual production of two boreal rivers fishes following clear-cut logging*. Environmental Biology of Fishes, 36: 301-311.
- GIBSON, R. J. et R. A. MYERS. 1988. *Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar**. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 344-348.
- GOLDING, D. L. 1987. *Changes in streamflow peaks following timber harvest of a coastal British Columbia watershed*. Proc. Symposium on forest hydrology and watershed management. Publ. No. 167: 509-517.
- GRANT, G. E., S. L. LEWIS, F. J. SWANSON, J. H. CISSEL et J. J. MCDONNELL. 2008. *Effects of Froest practices on peak flows and consequent channel response : a state-of-science report for Western Oregon and Washington*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-760. Portland, OR, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Reasearch Station, 76 p.
- GRAYNOTH, E. 1979. *Effects of logging on stream environments and faunas in Nelson*. New Zealand J. Mar. Freshwat. Res. 13: 79-109.
- GUILLEMETTE, F., A. P. PLAMONDON, M. PRÉVOST et D. LÉVESQUE. 2004. *Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest : comparison with 50 world-wide basin studies*. J. Hydrology, 302: 137-153.
- GUNN, J. M. et R. SEIN, 2000. *Effect of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57 (Suppl. 2): 97-104.
- HAMILTON, L. S. et P. N. KING. 1983. *Tropical forested watersheds. Hydrologic and soils responses to major uses or conversions*. Westview Press, Boulder, CO. 168 p.
- HANCOCK, P. J. 2002. *Human impacts on the stream-groundwater exchange zone*. Environmental Management, 29(6): 763-781.
- HARR, R.D. et R.L. FREDRIKSEN. 1988. *Water quality after logging small watersheds within the Bull Run watershed, Oregon*. Water Resources Bulletin, 24(5): 1103-1111.
- HARTMAN, G.F. et J.C. SCRIVENER, 1990. *Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci., 223: 148p.
- HARTMAN, G. F. 2004. *Effects of forest management activities on watershed processes*, p. 271-302. In Northcote, T.G. et G. F. Hartman (ed). *Fishes and Forestry: Worlwide watershed interactions and management*, Blackwell Science, 789 p.
- HAWKINS, A. D., M. L. MURPHY, N. H. ANDERSON et M. A. WILZBACH. 1983. *Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in stream of Northwestern United States*. Can. J. Fish Aquat. Sci. 40: 1173-1185.
- HENRIKSEN A. et L. A. KIRKHUSMO. 2000. *Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aquifer in southern Norway*. Hydrology and Earth System Sciences, 4:323-331.
- HETHERINGTON, E.D. 1982. *Effects of forest harvesting on the hydrologic regime of Carnation Creek Experimental Watershed: a preliminary assessment*. In Canadian Hydrology Symposium: 82, 247- 267. National Research Council of Canada, Ottawa.
- HETHERINGTON, E.D. 1987. *The importance of forests in the hydrological regime*. In *Canadian Aquatic Resources*. In C. Healy and R.R. Wallace (eds.) Canadian Aquatic Resources. Tech. Bull. Fish. Aquat. Sci. 214: 179-211.
- HICKS, J. B., R. L. BESCHTE et R. D. HARR. 1991a. *Long term changes in streamflow following logging in Western Oregon and associated fisheries implications*. J. Am. Water Res. Association, 27 (2): 217-226.

- HICKS, B. J., J. D. HALL, P. A. BISSON et J.R. SEDELL. 1991b. *Responses of salmonids to habitat changes. In Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats*, Edited by W.R.Meehan. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 19: 483-518.
- HOGAN, D. L. et D.S. LUZI. 2010. *Channel geomorphology : fluvial forms, and forest management effects. In Pike, R.G., T.E. Redding, R.D. Moore, R.D. Winker et K.D. Bladon (editors). Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Manag. Handb. 66*
- HOLTBY, L.B. 1988. *Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the coho salmon (Oncorhynchus kisutch)*. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 45: 502-515.
- HONDZO, M. et H. G. STEFAN. 1994. *Riverbed heat conduction prediction*. Water Resources Res. 30(5): 1503-1513.
- HORNBECK, J. W., M. B. ADAMS, E.S. CORBETT, E. S. VERRY et J. A. LYNCH. 1993. *Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for Northeastern U.S.A.* J. Hydrol. 150: 323-340.
- ICE, G. 1999. *Streamflow and water quality: what does the science show about clearcutting in Western Oregon*. National Council for Air and Stream Improvement, Oregon State University, Corvallis, Oregon, 20.p.
- JOHNSON, S. L. et J. A. JONES. 2000. *Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 30-39.
- JONES, J.A. et G. E. GRANT. 1996. *Long-term stormflow responses to clearcutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon*. Water Resources Research. 32: 959-974.
- JONES, K.L., G. C. POOLE, W. W. WOESSNER, M. V. VITALE, B. R. BOER, S. J. O'DANIEL, S. A. THOMAS et B.A. GEFFEN. 2008. *Geomorphology, hydrology, and aquatic vegetation drive seasonal hyporheic flow patterns across a gravel-dominated floodplain*. Hydrological Processes, 22: 2105-2113
- JUTRAS, S., A. P. PLAMONDON, H., HOKKA, et J. BEGIN. 2006. *Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands*. Forest Ecology and Management, 235(1-3):252-259.
- LAPOINTE, M. 2006. *Les effets des coupes forestières intensives sur le transport sédimentaire en milieu fluvial, bassin de la rivière Cascapédia, Gaspésie*. ACFAS (2006), Colloque No. 680 : Des saumons et des hommes : pressions anthropiques et gestion des écosystèmes de salmonidés en rivière.
- LAPOINTE, M., P. BÉRUBÉ et M. RODRIGUEZ, 2004. *Impacts des pratiques forestières sur la ressource salmonicole dans le bassin de la rivière Cascapédia, Gaspésie*. Pages 59 à 66 dans Forum de transfert sur la recherche en aménagement et en environnement forestiers, Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies et Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, 202 p.
- LAPOINTE, M., B. EATON, S. DRISCOLL et C. LATULIPPE. 1999. *Modelling the probability of salmonid egg pocket scour due to floods*. Can. J. Aquat. Sci. 57: 1120-1130.
- LENAT, D. R., D. L. PENROSE et K. W. EAGLESON. 1981. *Variable effects of sediment addition on stream benthos*. Hydrobiologia, 79: 187-194.
- LEOPOLD, L. B., M. G. WOLMAN et J. P. MILLER. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. Freeman Publ. 522 p.
- LYONS, J. K. et R. L. BESCHTA. 1983. *Land use, floods, and channel changes : Upper Middle Fork Willamette river, Oregon (1936-1980)*. Water Resources Research, 19: 463-471.



- MALLIK, A. U., S. NEWAZ, R. W. MACKERETH et S. SHAHI. 2011. *Geomorphic changes of headwater systems 3-23 years after forest harvesting by clearcutting*. *Ecosphere*, 2(4); 1-14.
- MACDONALD, L. H. et J. D. STEDNICK. 2003. *Forests and water: A state-of-the-art review for Colorado*. Colorado Water Resources Research Institute, Completion Report no. 196, 65 p.
- MARCOTTE, P., V. ROY, A.P. PLAMONDON et I. AUGER. 2008. *Ten-year water table recovery after clearcutting and draining boreal forested wetlands of eastern anada*. *Hydrol. Process.* 22 : 4163-4172.
- MARTEL, N. 2006. *Réponses des communautés des macroinvertébrés des ruisseaux aux activités forestières et au contexte environnemental à différentes échelles spatiales*. Mémoire de maîtrise, UQTR, Département de chimie-biologie, Université du Québec à Trois-Rivières, 57 p.
- MARTEL, N., M. A. RODRIGUEZ et P. BÉRUBÉ, 2007. *Multi-scale analysis of responses of stream macrobenthos for forestry activities and environmental context*. *Freshwater Biology* 52, 85-97.
- MARTIN, C.W. J.W. HORNBECK, G.E. LIKENS et D.C. BUSO. 2000. *Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2):19-29.
- MOORE, R. D. et S. M. WONDZELL. 2005. *Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review*. *J. Amer. Water Res. Ass.* 41(4): 763-784.
- MORING, J. R. 1982. *Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging: an indication of intergravel conditions for developing salmonid eggs and alevin*. *Hydrobiologia*, 88: 295–298.
- MURPHY, M. L. et J. D. HALL. 1981a. *Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 137-145.
- MURPHY, M.L., C. P. HAWKINS et N. H. ANDERSON. 1981b. *Effects of canopy modification and accumulated sediments on stream communities*. *Trans. Amer. Fish Soc.* 110: 469-478.
- MURPHY, M. L., J. HEIFETZ, S. W. JOHNSON, K. V. KOSKI et J. F. THEDINGA. 1986. *Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 996-1011.
- MURPHY, M. L. et W. R. MEEHAN. 1991. *Stream ecosystem*. In (W.R.Meehan, ed.) *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats*, Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 19: 17-46.
- MURPHY, M.L. et A.M. MILNER, 1997. *Alaska timber harvest and fish habitat*, In A.M. Miller, M.W. Oswood (éditeurs), *Freshwater of Alaska*, Ecological Studies, 119: 229-263.
- NAIMAN, R. J., R. E. BILBY et P.A. BISSON. 2000. *Riparian ecology and management in the Pacific rain forest*. *Bio Science*, 5(11): 996-1011.
- NAYMIK, J., P.YANGDONG et J. FORD. 2005. *Diatom assemblages as indicators of timber harvest effects in coastal Oregon streams*. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2005, 24(3):569–584.
- NEWBOLD, J. D., D. C. EMAN, et K. B. ROBY. 1980. *Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips*. *Can. J. Fish. and Aquatic Sci.* 37:1076–1085.
- NOEL, D. S., C. W. MARTIN et C. A. FEDERER. 1986. *Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton*. *Environmental Management*, 10:661-670.
- NORDIN, L.J., D.A. MALONEY et J.F. REX. 2009. *Detecting effects of upper basin riparian harvesting at downstream reaches using stream indicators*. *B. C. Journal of Ecosystems Management*, 10(2):123–139.

- PETIT, F. et C. DAXELET. 1989. *Détermination du débit à plein bord et de sa récurrence dans différentes rivières de moyenne et haute Belgique*. Bull. Soc. Géogr. (Liège), 25: 69-84.
- PICKUP, G. et R. F. WARNER. 1976. *Effects of hydrologic regime on magnitude and frequency of dominant discharge*. J. Hydrology, 29: 51-75.
- PIKE, R. 2003. *Forest hydrologic cycle basics*. Streamline: Watershed Management Bulletin, 7(1): 5 p.
- PIKE, R. G. et R. SCHERER. 2003. *Overview of the potential effects of forest management on low flows in snowmelt-dominated hydrologic regimes*. B. C. Journal of Ecosystems Management, 3(1): 44-66.
- PIKE, R. G., M. C. FELLER, J. D. STEDNICK, K. J. RIEBERGER et M. CARVER. 2010. *Water Quality and Forest Management*. In Pike, R.G., T.E. Redding, R.D. Moore, R.D. Winker et K.D. Bladon (eds). Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Manag. Handb. 66
- PIZZUTO, J. E. 2000. *Channel adjustments to changing discharges, Powder river, Montana*. GSA Bulletin, 106(11): 1491-1501.
- PLAMONDON, A.P. 1981. *Écoulement modification du couvert forestier*. Le Naturaliste canadien, 108: 289-298.
- PLAMONDON, A. P. 1993. *Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité : revue de littérature*. Univ. Laval, Faculté de foresterie et de géomatique. Min. des Forêts du Québec Publ. C-47, 179 p.
- PLAMONDON, A.P. 2001. *Influence des opérations forestières sur le sol, le régime d'écoulement, la qualité de l'eau et l'habitat aquatique : rapport d'expertise*, 215 p.
- PLAMONDON, A. P. 2004. *La récolte forestière et les débits de pointe : État des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalent de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe*. Min. des Ressources naturelles (Québec), Dir. Environnement forestier, 236 p.
- PLAMONDON, A.P., A. GONZALEZ et Y. THOMASSIN. 1982. *Effects of logging quality: comparison between two Quebec sites*. Proceedings of the Canadian Hydrologic Symposium, Fredericton, New Brunswick, p.47-70.
- POFF, N. L. et A. D. HURYN. 1998. *Multi-scale determinants of secondary production in Atlantic salmon (Salmo salar) streams*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 201-217.
- REID, D. 2010. *Understanding and evaluating cumulative watershed impacts. In: Cumulative watershed effects of fuel management in the western United States*. W.J. Elliot, I.S. Miller, et L. Audin (eds.). U.S. Department of Agriculture Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colo. General Technical Report RMRS-GTR-231, pp. 277-298.
- REID, D.J., QUINN, J.M. et A. E. WRIGHT-STOW. 2010. *Responses of stream macroinvertebrate communities to progressive forest harvesting: influences of harvest intensity, stream size and riparian buffers*. Forest Ecology and Management, 260: 1804-1815.
- REISER, D. W. 1998. *Sediments in gravel bed rivers: ecological and biological considerations*. In Klingeman, P. C., R. L. Beschta, P. D. Komar et J. B. Bradley (eds). Gravel-bed rivers in the environment. Water Resources Publications, LLC, 832 p.



- RICHARDSON, J. S. et MOORE, R.D. 2010. *Stream and riparian ecology*. In Pike, R.G., T.E. Redding, R.D. Moore, R.D. Winker and K.D. Bladon (eds). Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Research and extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Management.
- RINGLER, N.H. et J.D. HALL, 1975. *Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds*. Trans. Am. Fish. Soc. 104: 111-121.
- ROBERGE, J. 1996. *Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique : revue et analyse de documentation*. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 68 p.
- ROUSSEAU, M. 2004. *Multi-scale analysis of the effects of forestry operations on the stream morphology and sedimentology of the Cascapedia river, eastern Québec*. Mémoire de maîtrise, Univ. McGill, 137 p.
- SAKALS, M. E., J. L. INNES, D. J. WILFORD, R. C. SIDLE et G. E. GRANT. 2006. The role of forests in reducing hydrogeomorphic hazards. *Forest Snow Landscape Research*, 80 (1): 11-22.
- SCHERER, R. 2011. *Cumulative Effects: A Primer for Watershed Managers*. Streamline Watershed Management Bulletin, 14: 14-20.
- SCHERER, R. et R.G. PIKE. 2003. *Review of the Potential Effects of Forest Management on stream flow in the Okanagan Basin with an emphasis on low flows - A Literature Synthesis*. FORREX–Forest Research Extension Partnership, Kamloops, B-C., 45p.
- SCRIVENER, J.C. et B.C. ANDERSEN. 1984. *Logging impacts and some mechanisms that determine the size of spring and summer populations of coho Salmon ury (Oncorhynchus kisutch) in Carnation Creek, British Columbia*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1097-1105.
- SCRIVENER, J. C. et M. J. BROWNLEE. 1989. *Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (Oncorhynchus keta) and coho salmon (O. Kisutch) in Carnation Creek, B. C.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46 :681-696
- SETO, M. 2005. *Effets de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie, géomatique et géographie, Université Laval, Québec, 74 p.
- SHELFORD, V. E. 1931. *Some concepts of bioecology*. Ecology, 12 (3): 455–467.
- SINOKROT, B. A., et H. G. STEFAN. 1993. *Stream temperature dynamics: Measurements and modeling*. Water Resour. Res. 29(7): 2299–2312.
- SMERDON, B.D., T.E. REDDING et J. BECKERS. 2009. *An overview of the effects of forest management on groundwater hydrology*. B.C Journal of Ecosystems and Management, 10(1):22–44.
- STEMBERGER, R. et J. M. LAZORCHAK. 1994. *Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2435-2447.
- ST-HILAIRE, A., G. MORIN, N. ELJABI et D. CAISSIE. 2000. *Water temperature modelling in a small forested stream: implication of forest canopy and soil temperature*. Canadian Journal of Civil Engineering, 27: 1095-1108.
- ST-ONGE, I., P. BÉRUBÉ et P. MAGNAN. 2001. *Effet des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale: rétrospective et analyse critique de la littérature*, Le naturaliste canadien, 125 (3): 81-95.

- STRAHLER, A. N. 1952. *Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topology*. Geological Society of America Bulletin 63 (11): 1117–1142.
- SWANSON, F. J. et C. T. DYRNESS. 1975. *Impact of clear-cutting and road construction on soil erosion by landslides in the western Cascade Range, Oregon*. Geology, 3(7): 339-396.
- SWIFT, L.W. et J.B. MESSER. 1971. *Forest cuttings raise temperatures of small streams in the southern Appalachians*. J. Soil and Water Conservation, 26: 111-116.
- THEDINGA, J. F., M. L. MURPHY, J. HEIFETZ, K. V. KOSKI et S. W. JOHNSON. 1989. *Effects of logging on size and age composition of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and density of presmolts in southeast Alaska streams*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1383-1391.
- THORNE, C. R., R. D. HEY et M.D. NEWSON. 2006. *Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management*. John Wiley & Sons Canada, Ltd. 384 p.
- TSCHAPLINSKI, P. J., D. I. HOGAN et G. F. HARTMAN. 2004. *Fish-forestry interactions research in coastal British Columbia- the Carnation Creek and Queen Charlotte Islands studies*, p. 389-412. In Northcote, T.G. et G. F. Hartman (ed). *Fishes and Forestry: Worldwide watershed interactions and management*, Blackwell Science, 789 p.
- TREMBLAY, Y. A. N. ROUSSEAU, A. P. PLAMONDON, D. LÉVESQUE, et M. PRÉVOST. 2009. *Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in Montmorency Forest, Québec*, Hydrol. Process, 23: 764-776.
- VUORI, K.-M., I. JOENSUU, J. LATVALA, E. JUTILA et A. AHVONEN. 1998. *Forest drainage : a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams?* Aquatic Conserv Mar. Freshw. Ecosyst. 8: 745-759.
- WASSON, J. G., MALAVOI, J. R., L. MAURIDET, Y. SOUCHON et L. PAULIN. 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Gestion des milieux aquatiques, No. 14, 158 p.
- WATERS, T. F. 1995. *Sediment in streams : Sources, Biological Effects, and Control*. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society Monograph 7, 251 p.
- WEMPLE, B.C., JONES, J.A., et G. E. GRANT. 1996. *Channel network extension by logging roads in two basins, western Cascades, Oregon*. Water Resources Bulletin, 32: 1195-1207.
- WILLIAMS, G. P. 1978. *Bank-full discharge of rivers*. Water Resour. Res. 14(6), 1141–1154.
- WINKLER, R., D. SPITTLEHOUSE, T. GILES, B. HEISE, G. HOPE, et M. SCHNORBUS. 2004. *Upper Penticton Creek: How forest harvesting affects water quantity and quality*. Streamline, 8(1):18–20.
- WINKLER, R.D., R. D. MOORE, T. E. REDDING, D. L. SPITTLEHOUSE, B. D. SMERDON et D. E. CARLYLE-MOSES. 2010. *The Effects of Forest Disturbance on Hydrologic Processes and Watershed Response*. In Pike, R.G., T.E. Redding, R.D. Moore, R.D. Winker and K.D. Bladon (eds). *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C.
- ZÉGRE, N., A. E. SKAUGSET, N. A. SOM, J. J. MCDONNELL et L. M. GANIO. 2010. *In lieu of the paired catchment approach : Hydrologic model change detection at the catchment scale*. Water Resources Research, 46(11): 1-20.
- ZIEMER, R. R., J. LEWIS, M. RICE et T. E. LISLE. 1991. *Modeling the cumulative watershed effects of forest management strategies*. J. Envir. Qual. 20 : 36-42
- ZIEMER, R. R. 1998. *Flooding and stormflows*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-168-Web : 15-24.



**MODALITÉS PROPOSÉES POUR LA PROTECTION DES RIVIÈRES  
À SAUMON DANS LE CADRE DU NOUVEAU RÉGIME FORESTIER**

3





### **MODALITÉS PROPOSÉES POUR LA PROTECTION DES RIVIÈRES À SAUMON DANS LE CADRE DU NOUVEAU RÉGIME FORESTIER**

Yvon Côté, biologiste, M. Sc.

Frédéric Blanchette, ingénieur forestier

Gaétan Laberge, ingénieur forestier, M. Sc.

#### **INTRODUCTION**

Chamberlin *et al.* (1991) retracent brièvement l'évolution des normes et directives d'exploitation forestière qui, au fil des ans, ont été mises en application pour atténuer les effets négatifs de la récolte de la matière ligneuse sur les autres ressources du milieu forestier. La limitation des superficies de coupe et la préservation de bandes riveraines se sont imposées depuis longtemps comme des mesures de mitigation de premier plan. En outre, il est clair que le contrôle des opérations forestières en elles-mêmes, soit la récolte mécanisée et l'implantation du réseau routier, s'avère aussi une nécessité compte tenu des impacts négatifs possibles de ces activités sur les cours d'eau. La question du contrôle des opérations forestières et celle de la voirie forestière ne sont pas abordées dans ce rapport, puisqu'il existe déjà de très bons « guides de saines pratiques » portant sur ces sujets. Ces guides sont applicables, en conditions québécoises, à la protection de tous les milieux aquatiques, indistinctement du fait qu'ils soient colonisés ou non par le saumon atlantique (par exemple le guide du Ministère des Ressources naturelles, 1998 et Dubé *et al.* 2006).

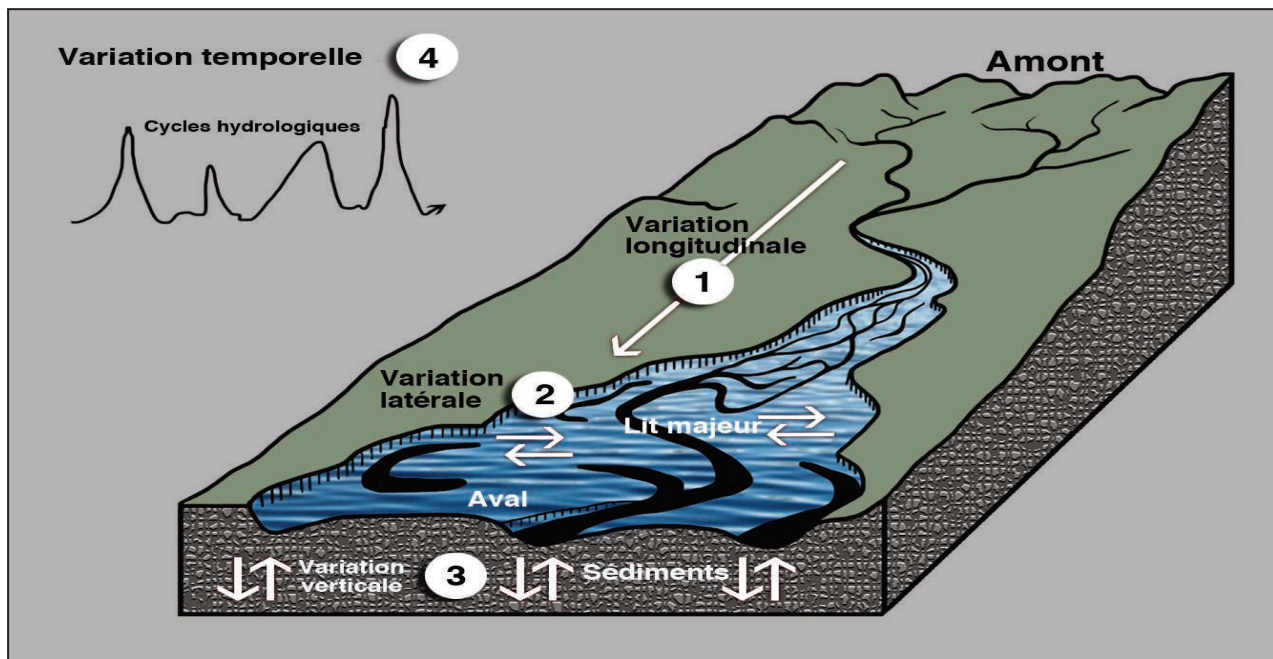
Ce chapitre traite donc exclusivement des aspects relatifs au taux de déboisement des bassins versants et aux bandes riveraines, en regard de la protection des habitats colonisés par les salmonidés, notamment le saumon atlantique.

## I. RAPPEL SUR LES CONCEPTS D'ÉCOSYSTÈME FLUVIAL : LES ZONES FLUVIALE, HYPORHÉIQUE ET RIVERAINE

Le Chapitre 2 de ce rapport porte sur l'impact potentiel des coupes forestières sur certains des éléments bio-physico-chimiques des écosystèmes aquatiques. Il s'adresse directement à certaines des interactions « forêt→cours d'eau→salmonidés » ou à des problématiques particulières occasionnées par les coupes forestières. Bien que cette approche ait produit des résultats intéressants et, en général, mesurables à l'égard de certains facteurs-clés des écosystèmes aquatiques du milieu forestier, elle présente l'inconvénient de perdre de vue la notion de l'écosystème fluvial pris dans son ensemble, c'est-à-dire la prise en compte des phénomènes se produisant à l'échelle des bassins versants.

L'approche écosystémique préconisée par la Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF) oblige à aborder les impacts potentiels des coupes forestières, non seulement quant à certains aspects problématiques immédiatement détectables dans les cours d'eau, mais aussi à considérer l'ensemble de l'écosystème aquatique et du milieu environnant.

D'amont en aval, les cours d'eau de tête de bassin additionnent leurs débits les uns aux autres et leurs caractéristiques physico-chimiques pour former un continuum ou corridor fluvial (Vannote *et al.* 1980) à l'intérieur duquel évoluent différentes espèces végétales et animales, selon une périodicité quotidienne et saisonnière et également selon des fluctuations aléatoires, annuelles, décennales, centenaires ou encore de plus grande ampleur (Figure 3.1).



**Figure 3.1** - Schéma de l'évolution d'un écosystème fluvial en quatre dimensions. Les caractéristiques du cours d'eau se modifient d'amont en aval (dimension longitudinale). Les eaux de surface et les eaux souterraines s'influencent les unes les autres (dimension verticale). Le lit du cours d'eau migre à l'intérieur des limites de sa vallée (dimension transversale). Les cours d'eau subissent l'influence de modifications plus ou moins régulières à l'échelle siècles, des millénaires et des temps géologiques (dimension temporelle). D'après Amoro et Petts (1993).



Le corridor fluvial lui-même n'est que la partie apparente d'un cours d'eau. En sous-étage, se trouve un autre compartiment de l'écosystème aquatique, le corridor sous-fluvial ou milieu hyporhéique qui est constitué du substrat sous-jacent et adjacent au cours d'eau (Boulton *et al.* 1998). La perméabilité du milieu hyporhéique lui permet de contenir de grands volumes d'eau qui s'écoulent très lentement. La zone hyporhéique d'un cours d'eau, siège de nombreuses réactions physico-chimiques, influence directement la qualité et même la quantité d'eau en écoulement libre dans le chenal des cours d'eau. Ce milieu constitue également l'habitat d'une communauté d'êtres vivants qui contribuent à la productivité biologique des cours d'eau. Le maintien de la perméabilité de ce milieu est la condition-clé de la santé biologique de la zone hyporhéique. Par exemple, le saumon adulte creuse son nid dans le substrat des cours d'eau et y dépose ses œufs qui sont alimentés en oxygène grâce à l'apport d'eau provenant du milieu hyporhéique.

Enfin, l'état de santé de l'écosystème fluvial est en large partie influencé par la qualité du milieu riverain qui borde les cours d'eau. Certains auteurs, dont Naiman *et al.* (1993), parlent de corridor riverain et même d'écosystème riverain (Naiman *et al.*, 2002). La zone riveraine constitue un milieu écologique bien distinct de la pleine forêt, tout en lui étant apparentée. À ce titre, elle joue le rôle d'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. En outre, le milieu riverain contribue à l'équilibre hydrodynamique et bio-physico-chimique des cours d'eau (McEachern, 2003) et il accomplit un grand nombre de fonctions nécessaires à l'intégrité écologique des cours d'eau.

Cette brève description illustre la complexité de l'écosystème aquatique et laisse entrevoir le grand nombre d'interactions possibles au sein même des éléments constitutifs de ce milieu et entre les milieux riverain et aquatique (Figure 3.2). Il peut donc être difficile de démontrer l'effet des coupes forestières sur l'une ou l'autre des composantes de l'écosystème aquatique. Lors de l'étude des effets des coupes forestières sur l'une ou l'autre des composantes du milieu aquatique, plus on s'éloigne de l'impact de premier niveau, que ce soit dans le temps, dans l'espace, ou au sein de la pyramide trophique de la communauté aquatique, plus les impacts deviennent difficiles à discerner. Les impacts qui se transmettent par répercussion jusqu'en bout de chaîne sont, en effet, conditionnés par des interrelations avec d'autres éléments et processus de niveau intermédiaire qui peuvent annihiler ou potentialiser l'impact premier de l'activité forestière. C'est pourquoi, de plus en plus, les études en hydrologie et en écologie forestières font appel à des méthodes complexes d'analyse statistique, à la modélisation informatique et à la contribution d'équipes multidisciplinaires pour prendre en compte, de façon contextuelle, plusieurs facteurs à la fois en interrelation entre eux et variables dans le temps et l'espace (Zègre, 2008, Zègre *et al.* 2010; Rousseau, 2004; Martel, 2006).

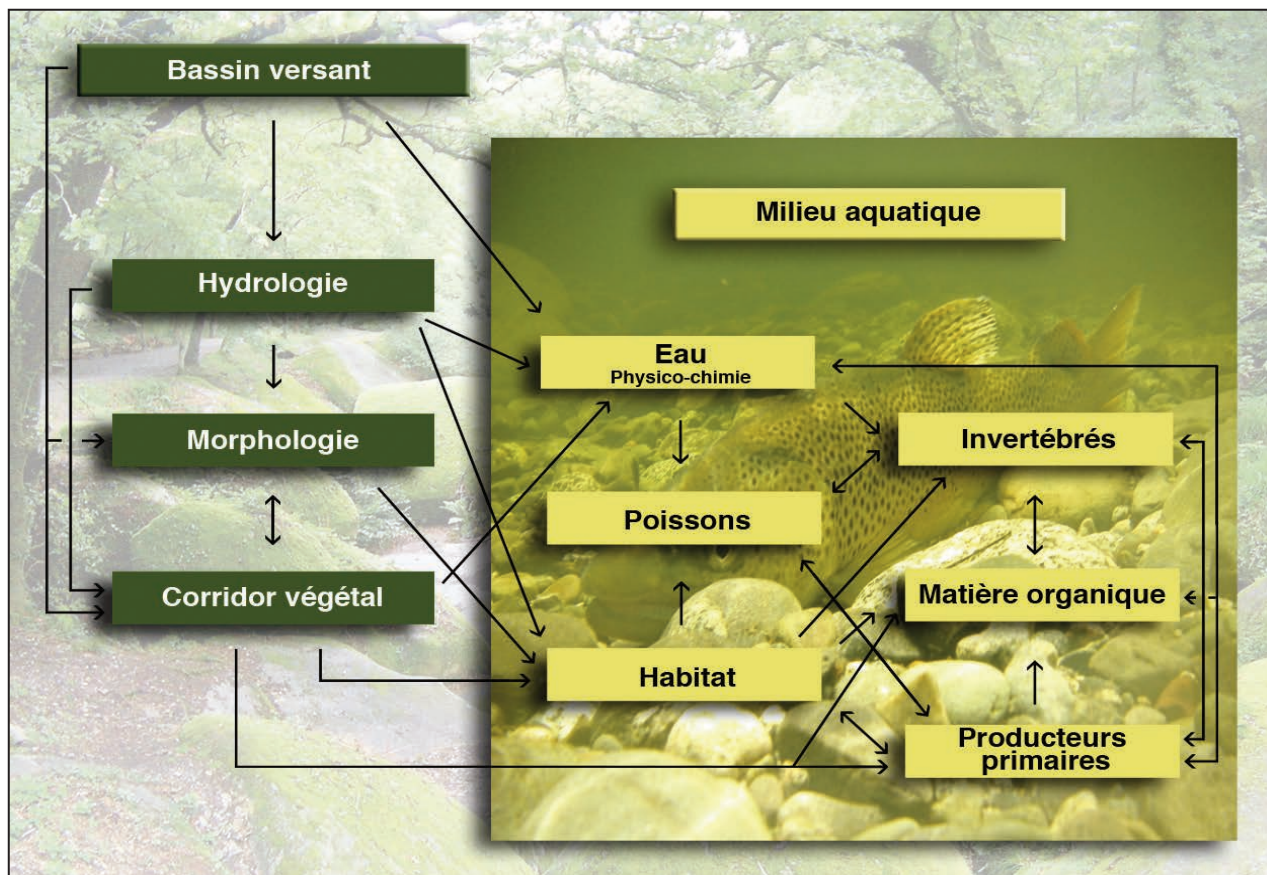


Figure 3.2 - Modèle conceptuel de l'écosystème d'eau courante d'après Wasson *et al.* (1998).

## II. NOTION DE RIVIÈRE À SAUMON ET DE BASSIN VERSANT CRITIQUE POUR LE SAUMON

### A. La connectivité entre les différents habitats du saumon

Le saumon atlantique adulte, lors de sa migration en rivière, utilise une très large partie du réseau hydrographique qui lui est physiquement accessible (voir Chapitre 1). Il passe progressivement de l'estuaire, où il s'acclimata à son nouvel environnement dulcicole, au tronçon aval d'une rivière, puis aux zones de reproduction souvent situées sur le cours moyen et sur une partie du cours supérieur d'une rivière. Les jeunes saumons se répartissent éventuellement sur l'ensemble du réseau hydrographique d'une rivière, incluant une partie des tributaires majeurs et de leurs affluents. En outre, le cycle vital du saumon en rivière s'étale sur plusieurs années au cours desquelles son abondance et sa répartition sont déterminées en partie par les caractéristiques bio-physicochimiques du milieu aquatique et de leur évolution dans le temps. Enfin la continuité ou la connectivité entre les différents habitats qu'ils occupent au cours de sa vie en rivière est essentielle à sa survie et à sa croissance (Sear, 2010)

La superficie productive d'une rivière à saumon peut être évaluée par la distribution des jeunes saumons dans le réseau hydrographique d'une rivière fréquentée par cette espèce. Puisque les inventaires *in situ* pour connaître cette distribution ne sont pas toujours disponibles, on doit souvent s'en remettre à la littérature scientifique pour établir l'utilisation potentielle d'un réseau hydrographique par les jeunes saumons. À cet égard, la limite de distribution des saumons (adultes ou juvéniles selon le cas) dans une rivière peut être corrélée à la pente des cours d'eau ou encore à l'ordre hydrographique des cours d'eau ou enfin à la superficie d'un sous-bassin versant.

## **B. La pente, l'ordre hydrographique et le bassin versant d'un cours d'eau**

Mills (1973 et 1989) et Moir *et al.* (2002) affirment que l'habitat de reproduction du saumon adulte est limité à des sections d'écoulement, dont les pentes maximales se situent à  $\leq 3\%$ . Par contre, la pente qui favorise une production maximale de jeunes saumons serait de beaucoup inférieure à cette valeur. En effet, Gibson (1993) estime que la pente optimale d'une rivière à saumon se situe entre 1,2 et 1,4 %. Kim et Lapointe (2011) soutiennent qu'en Gaspésie, cette pente optimale se situerait davantage autour de 1 %. Bien entendu, une chute infranchissable par le saumon marquera la limite de distribution de cette espèce dans un cours d'eau donné.

Une autre façon d'évaluer la limite de migration des jeunes saumons dans le réseau hydrographique d'une rivière est de s'en reporter à la superficie des bassins versants des plus petits tributaires normalement utilisés par les jeunes saumons. À ce sujet, la littérature donne des résultats qui se situent dans l'ordre du 20 à 40 km<sup>2</sup>, bien que des valeurs plus faibles aient aussi été observées (Erkinaro *et al.*, 1995; Blanc, 2004; Sweeka et Mackey, 2010). Ces valeurs correspondent assez bien à la distribution des jeunes saumons dans les rivières de la Gaspésie (Tableau 3.1); elles sont probablement représentatives de la biologie du saumon dans le Québec méridional. Les cours d'eau qui affichent de telles superficies de bassins versants sont des cours d'eau parfois de deuxième ordre, mais le plus souvent de troisième ordre (Strahler, 1952), ce qui est aussi une autre façon de caractériser l'habitat théorique des jeunes saumons en cours d'eau.

Incidentement, Wilson (2003) mentionne que, dans le bassin hydrographique de la rivière Cascapédia, les sous-bassins versants d'ordre 1 et 2 sont normalement de superficie inférieure à 20 km<sup>2</sup>, alors que les bassins versants d'ordre  $\geq 3$  contiennent davantage de zones de fraye et présentent des séquences fosses-radier davantage propices aux jeunes saumons.

Tableau 3.1. Quelques exemples de superficie de bassins versants de petits bassins versants fréquentés par le saumon atlantique.

Cours d'eau	Rivière principale	Pays	Superficie (km <sup>2</sup> )	Référence
Megget	Tweed	Écosse	5	Mills, 1989
Ettrick	Tweed	Écosse	38	Id.
Tima	Tweed	Écosse	31	Id.
Girnock Burn	Dee	Écosse	31	Moir <i>et al.</i> 1995
La Roche	Sélune	France	9	Blanc, 2004
V. Jaegelveaijaoikka	Teno	Finlande	31	Erkinaro <i>et al.</i> , 1995
Vidgaveäddji	Teno	Finlande	15	Id.
Vuolit Vidis	Teno	Finlande	30	Id.
Padda	Teno	Finlande	34	Id.
Peäsneära	Teno	Finlande	10	Id.
Catamaran	Miramichi	NB, Can.	52	Cunjack <i>et al.</i> 2004
Keg	Restigouche	QC, Can.	23	Gestion Faune, 1997
Murry	Restigouche	QC, Can.	46	Id.
Louison	Dartmouth	QC, Can.	45	Pomerleau <i>et al.</i> 1980.
Galt	York	QC, Can.	43	Id.

### C. Recommandation de la FQSA

La directive intitulée « Objectif de protection et de mise en valeur (OPMV) des milieux aquatiques » accorde un statut particulier aux rivières à saumon : des bandes riveraines de 60 m doivent y être maintenues et la proportion autorisée de déboisement instantané (AEC) doit être limitée à 50 % sur des bassins versants de  $\geq 100 \text{ km}^2$  (Langevin, 2004). Deux remarques s'imposent. Premièrement, la liste des rivières et tributaires de rivières à saumon reconnue par l'OPMV des milieux aquatiques est incomplète, parce qu'elle ne comprend pas l'ensemble des tributaires qui peuvent être occupés par le saumon atlantique. Deuxièmement, la limitation du taux de coupe à un maximum de 50 % pour tout bassin versant ou sous-bassin versant de  $\geq 100 \text{ km}^2$  d'une rivière à saumon semble insuffisante. Cet aspect est traité dans une section ultérieure de ce chapitre. Puisque le saumon atlantique peut coloniser des sous-bassins versants aussi petits que 20 à 40  $\text{km}^2$ , la norme de l'OPMV des milieux aquatiques de 100  $\text{km}^2$  ne correspond donc pas à la réalité biologique de cette espèce.

#### Recommandation n° 1 :

Pour les fins du cadre normatif applicable aux rivières à saumon en regard de l'exploitation forestière, il est recommandé de :

1. Reconnaître au titre de « rivière à saumon », tout cours d'eau colonisé ou potentiellement colonisé par le saumon atlantique, à quelque stade de son cycle vital que ce soit.
2. D'établir que tout cours d'eau drainant un sous-bassin versant dont la superficie est comprise entre 20 et 40 km<sup>2</sup>, constitue une « zone salmonicole potentiellement productive », sauf s'il s'interpose sur son parcours un obstacle infranchissable au saumon (adulte ou juvénile selon le cas).

### **III. TAUX MAXIMAL DE DÉBOISEMENT ACCEPTABLE**

---

Cette section du rapport a pour but d'établir le niveau acceptable de déboisement à l'échelle des bassins ou des sous-bassins versants de façon à : 1) altérer le moins possible le régime hydrologique naturel d'un cours; 2) limiter le plus possible l'augmentation des débits de pointe; 3) et maintenir les caractéristiques hydro-morphologiques et biologiques naturelles des cours d'eau.

#### **A. Constats émanant des chapitres précédents de ce rapport**

Il ressort de la revue de littérature rapportée au Chapitre 2 que, dans l'aire de répartition du saumon au Québec, les débits de pointe liés à la fonte des neiges ou aux pluies d'orage sont, parmi les événements hydrologiques affectés par les coupes forestières, ceux qui risquent davantage de modifier les caractéristiques morphométriques d'un cours d'eau. À ce sujet, il a été mentionné au Chapitre 2 qu'en deçà de 20 - 25 % de taux de déboisement de la superficie d'un bassin versant, aucune augmentation de l'écoulement annuel ou des débits de pointe n'est détectée (voir aussi Buttle et Metcalfe, 2000). Au-delà de ce taux de déboisement, les modifications des débits de pointe observées dans les différentes études sont fort variables. En fait, comme le mentionnent Thomas et Megahan (1998), la littérature envoie des « signaux confus » lorsqu'il est question de débits de pointe en lien avec la coupe forestière. Dans un grand nombre de cas, des augmentations des débits de pointe ont été observées à la fois lors de la fonte des neiges et à l'occasion de pluies d'orage. Toutefois dans d'autres cas, il n'y a eu aucune augmentation des débits de pointe à la suite des coupes forestières et même parfois une diminution de ceux-ci.

Le déboisement intensif des bassins versants peut se traduire ultimement par une modification des caractéristiques morphométriques des cours d'eau. Par exemple, des sous-bassins de la rivière Cascapédia ayant subi des taux de coupe de  $\geq 30\%$  présentaient des anomalies (augmentations) de la largeur de leur section d'écoulement par rapport à une situation naturelle (Rousseau, 2004; Lapointe, 2006). Le Chapitre 2 de ce rapport fait aussi référence à des cas où des taux de coupe de l'ordre de 10 à 30 % de la superficie d'un bassin versant ont occasionné des modifications à certaines des caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau (température, sédiments en suspension).



Les différentes composantes biotiques du milieu aquatique réagissent différemment à la coupe forestière et les réponses sont variables selon l'indicateur choisi et selon les circonstances particulières du milieu où les coupes forestières se déroulent. Par exemple, les organismes du niveau de production primaire (algues, phytoplancton) et les organismes benthiques semblent très sensibles à des modifications de leur environnement, surtout lorsque les coupes conduisent à une augmentation de la luminosité pénétrant les cours d'eau, dans le cas des diatomées, ou à une augmentation de la charge sédimentaire, dans le cas des insectes benthiques (voir Chapitre 2). Des taux de déboisement de l'ordre de 10 à 30 % de la superficie des bassins versants ont causé des modifications aux communautés de ces organismes (Naymik *et al.*, 2005; Martel *et al.*, 2007). Ces modifications de la diversité des différentes espèces aquatiques peuvent persister pendant plus d'une dizaine d'année à la suite des opérations forestières. Les auteurs de ces travaux émettent l'hypothèse d'un effet à long terme de l'augmentation des sédiments dans les interstices de la couche granulaire du substrat des cours d'eau (Martel *et al.*, 2007; Reid *et al.*, 2010).

Compte tenu de leur position dans la chaîne trophique des cours d'eau, la réponse des populations de poissons aux modifications de leur milieu induites par les coupes forestières est variable et contextuelle, comme le montrent les études sur la rivière Cascapédia. Dans les sous-bassins de cette rivière, les cours d'eau touchés par des taux de coupe  $\geq 30$  % hébergeaient moins de jeunes saumons que les sous-bassins dont le taux de déboisement était inférieur à ce seuil (Deschênes *et al.*, 2007).

En somme, on peut penser que le seuil déclencheur de perturbations notables de l'une ou l'autre des composantes physiques ou biologiques de l'écosystème aquatique se situe à quelque part entre 10 et 30 % de taux de déboisement. Cette conclusion ne concorde pas avec le taux acceptable de 50 % énoncé dans l'OPMV des milieux aquatiques. Face à cette situation apparemment discordante, il convient d'examiner d'un peu plus en détail toute cette question du taux de déboisement, de son effet sur les débits de pointe, sur les caractéristiques de l'habitat des salmonidés et, ultimement, sur les populations de salmonidés.

## **B. Propositions pionnières sur les taux acceptables de déboisement**

En se basant sur une revue de littérature, Plamondon (1993) affirme qu'un taux de coupe de moins de 33 % de la superficie d'un bassin versant perturbe rarement le régime d'écoulement d'un cours d'eau, alors qu'un taux de coupe supérieur à 50 % présente un risque élevé d'accroissement du débit de pointe. Bérubé et Cabana (1997) mentionnent pour leur part que les taux de déboisement acceptables (AEC) pour protéger l'habitat du poisson peuvent être de 55 %, 45 % ou 35 % des bassins versants selon que leur superficie est comprise, entre 0 et 5 km<sup>2</sup>, 5,1 et 15 km<sup>2</sup> et pour ceux supérieurs à 15 km<sup>2</sup>.

Ces deux propositions ont comme dénominateur commun qu'elles concernent essentiellement l'impact des coupes forestières sur les débits de pointe et sur les caractéristiques morphologiques des cours d'eau. Elles n'établissent pas de relation cause à effet entre l'intensité de la récolte forestière et la stabilité des communautés d'êtres vivants du milieu aquatique.

### **C. Proposition récente émanant de la revue de littérature de Plamondon (2004)**

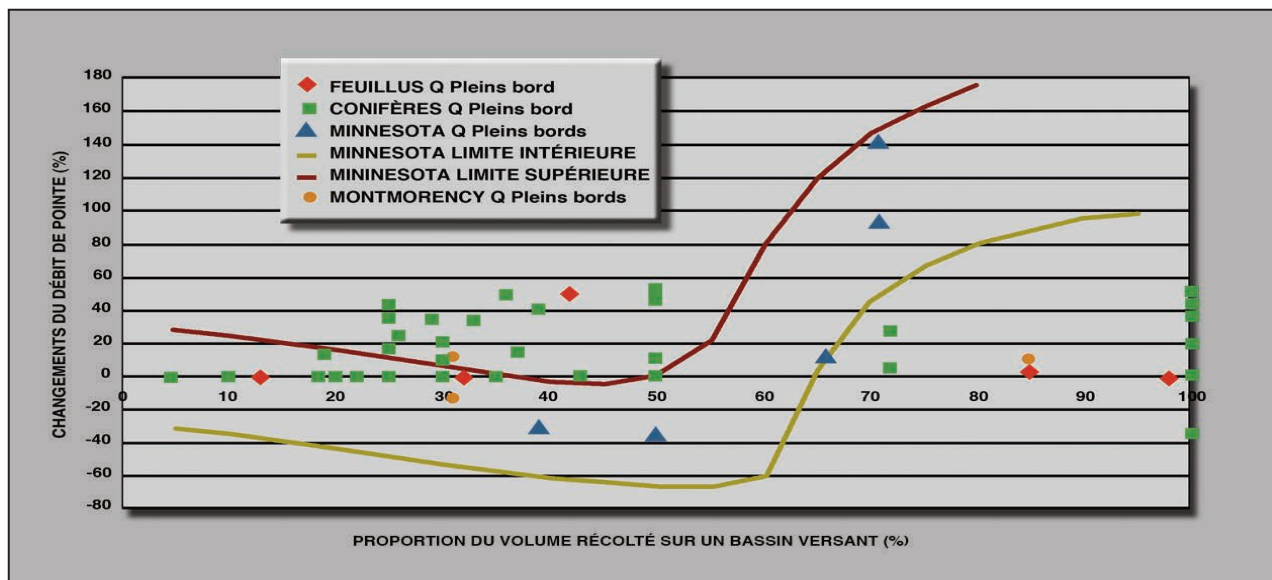
Plamondon (2004) présente une mise à jour de la revue de littérature qu'il a publiée en 1993. Cette nouvelle revue bibliographique tient compte des résultats de recherches menées au Québec, notamment à la forêt Montmorency. Les conclusions qu'il tire de cette nouvelle revue de littérature divergent sensiblement de sa publication de 1993.

L'approche méthodologique retenue par Plamondon (2004) appartient à la catégorie des méta-analyses, c'est-à-dire une approche statistique de nature extensive qui combine les résultats d'une série d'études de diverses origines portant sur un même sujet. Cette méthode impose des conditions rigoureuses quant au choix des études retenues en vue d'en généraliser les conclusions, dans ce cas-ci au Québec. Plamondon (2004) énonce l'ensemble des conditions qui lui ont permis de filtrer les études susceptibles d'être applicables aux conditions québécoises et qui, en outre, comportent une fiabilité statistique. L'avantage des méta-analyses est de regrouper des études portant sur des cas dont certaines caractéristiques peuvent différer dans certaines limites afin de dégager un portrait d'ensemble ou une tendance à l'égard d'une question donnée (Nony *et al.* 1995).

La Figure 3.3 met en relation le taux de déboisement (variable indépendante ou de contrôle) et l'augmentation des débits de pointe (variable dépendante ou de réponse). Plamondon (2004) fait les constats suivants à l'examen de cette figure :

- a. « Les débits de plein bord ont dépassé 50 % dans 24 % des bassins où plus de 60 % du volume ou de la superficie ont été récoltés.
- b. Cette valeur de 24 % provient des augmentations observées dans 12 % des cas pour les pointes de fonte et 33 % des cas pour les pointes de pluie en ne comptabilisant pas deux fois (fonte et pluie) le même bassin.
- c. Les changements mesurés des débits de pointe de plein bord à la suite de la récolte forestière à la forêt Mont-morency concordent avec les résultats de la littérature, en ce qui a trait à l'AEC, assurant une augmentation de moins de 50 % des débits de pointe ».





**Figure 3.3** - Relation entre la proportion du volume de bois enlevé d'un bassin versant et le changement du débit de pointe en période de fonte des neiges. D'après Plamondon (2004).

Les pourcentages maximum de coupe par bassin recommandés par Plamondon (2004) sont :

- « 50 % de la superficie du bassin lorsque les trois conditions suivantes sont respectées : 1) la récolte s'étend sur plus d'une exposition; 2) la récolte est distribuée à différentes distances du réseau hydrographique; 3) la proportion de la superficie en sol perturbé (excluant l'espace entre les roues) se situe entre 2 et 7 %;
- 60 % lorsque les conditions 1 et 2 précédentes sont respectés et que la proportion de la superficie en sol perturbé sur le bassin est réduite sous 2% de l'aire du bassin;
- 50 % de la superficie du bassin lorsqu'on s'éloigne des conditions énumérées au point a. Une diminution de l'AEC de 6 % de la superficie du bassin serait attribuée au non-respect de chacune des trois conditions énumérées au point a. Ainsi l'AEC serait de 32 % lorsque les trois conditions ne sont pas respectées ».

Toutefois, Plamondon (2004) mentionne qu'en certaines circonstances, par exemple dans le cas de sites forestiers sensibles ou en présence d'espèces vulnérables ou menacées, la norme générale proposée ci-haut pourrait être plus sévère.

La recommandation suggérée par Plamondon (2004) est de retenir, sous certaines conditions, un taux de coupe de 50 % de la superficie d'un bassin puisqu'à son avis, un tel taux de coupe ne devrait entraîner que peu fréquemment une augmentation de 50 % des débits de plein bord. Ce taux

d'augmentation des débits de plein bord serait un « maximum acceptable » pour ne pas « rompre l'équilibre dynamique des caractéristiques du lit des cours d'eau » et est basé sur « la présomption d'une réduction temporaire de la qualité de l'habitat aquatique [qui] n'est pas supportée par des faits précis, mais par des observations de différents spécialistes, notamment de la Côte Ouest ». Il convient de noter que les observations faites sur la rivière Cascapédia (voir Chapitre 2), semblent plutôt contredire cette dernière affirmation. Toutefois, la publication des résultats obtenus sur la Cascapédia est postérieure à la revue de littérature faite par Plamondon (2004).

## **D. Commentaires sur les propositions de taux de déboisement acceptable**

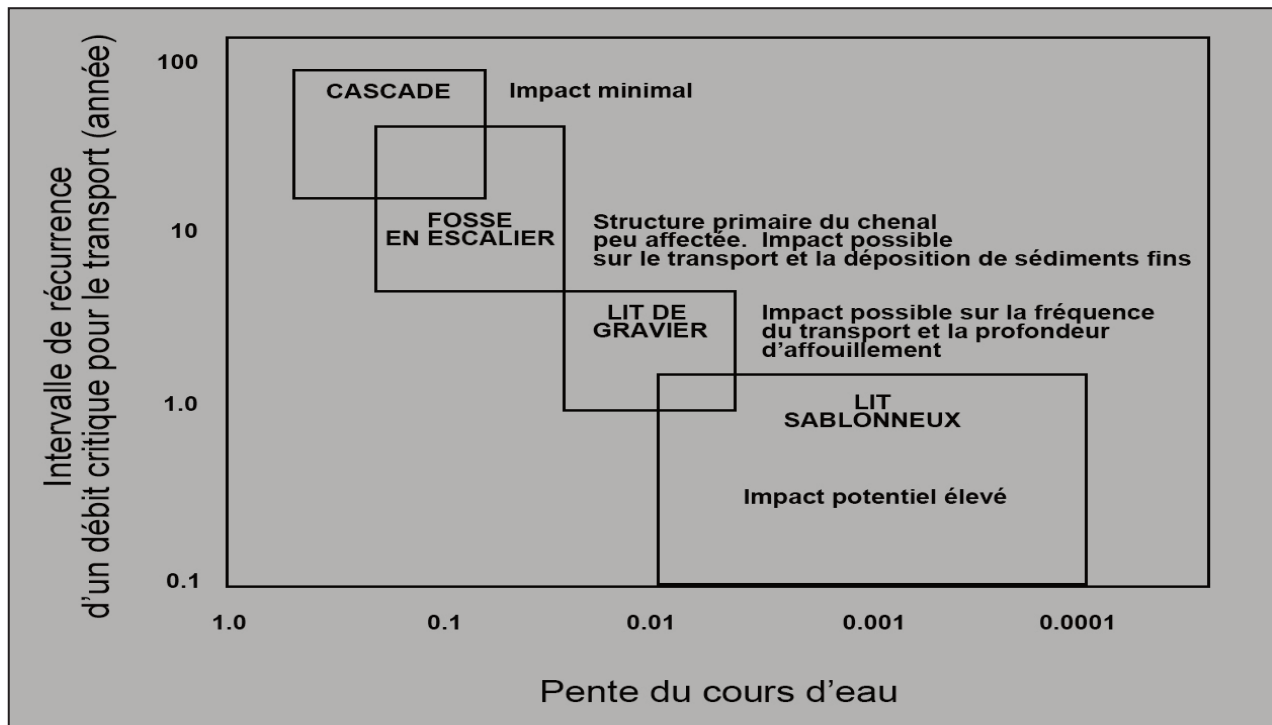
Les propositions de Bérubé et Cabana (1997) et de Plamondon (2004) appellent certains commentaires qui font l'objet des sections suivantes de ce rapport.

### **1. Influence de la dimension des bassins versants**

Selon Bérubé et Cabana (1997), la dimension des bassins versants serait un facteur important à considérer dans l'établissement d'un taux de déboisement acceptable. En effet, ces auteurs postulent l'existence d'un lien entre le taux de coupe, la dimension des bassins versants et le niveau de risque de modification du milieu aquatique. Burton (1997), Jones et Grant (1998) et Grant *et al.* (2008) arrivent à une conclusion assez semblable quant à la nécessité de faire des distinctions selon la superficie des bassins versants lorsqu'il est question d'évaluer l'effet potentiel du taux de déboisement sur l'augmentation des débits de pointe et la morphologie des cours d'eau.

Ziemer (1998) présente une argumentation détaillée sur les distinctions qui doivent être faites quant aux résultats de recherche sur l'hydrologie selon qu'ils portent sur des petits ou des grands bassins versants. Dans leur analyse de données provenant de la littérature, Grant *et al.* (2008) ont traité les études répertoriées en deux catégories : d'une part, celles portant sur des bassins  $\leq 10 \text{ km}^2$  et, d'autre part, celles dont les bassins étaient compris entre  $10 \text{ km}^2$  et  $500 \text{ km}^2$ . Ils soutiennent qu'à la suite des coupes forestières, la réponse hydro-géomorphologique des cours d'eau de ces deux catégories est différente l'une de l'autre à cause des caractéristiques morphologiques différentes de leurs bassins hydrographiques. Selon eux, les cours d'eau de montagne s'écoulant en cascades montrent généralement un degré de résistance à l'érosion beaucoup plus élevé que les cours du milieu alluvial (Figure 3.4). Ils affirment que les cours d'eau à forte pente ( $> 5 \%$ ; ordre 1 et 2) sont normalement plus résistants aux pointes de crues que les cours d'eau à plus faible pente ( $\leq 2 \%$ ; ordre 4 et plus). Ils en concluent que les tributaires d'ordre inférieur peuvent tolérer des augmentations de débits de pointe plus élevées que les cours d'eau d'ordre supérieur sans affecter leurs caractéristiques hydro-

géomorphologiques. À leur avis, les caractéristiques morphologiques des cours d'eau d'ordre inférieur ne seraient modifiées que par des crues supérieures à 20-25 ans, tandis que les cours d'eau d'ordre supérieur peuvent être modifiés par des crues de l'ordre de 5 à 7 ans.



**Figure 3.4** - Relation entre l'intervalle de récurrence de la gamme des débits associés à l'érosion et au transport de fond des sédiments et la pente (gradient) du chenal d'écoulement d'un cours d'eau. Les cours d'eau de forme « cascades » ou « escalier » sont généralement peu sensibles aux augmentations de débits induites par les coupes forestières. La situation est contraire pour les cours d'eau coulant sur fond de gravier ou de sable. D'après Grant *et al.* (2008).

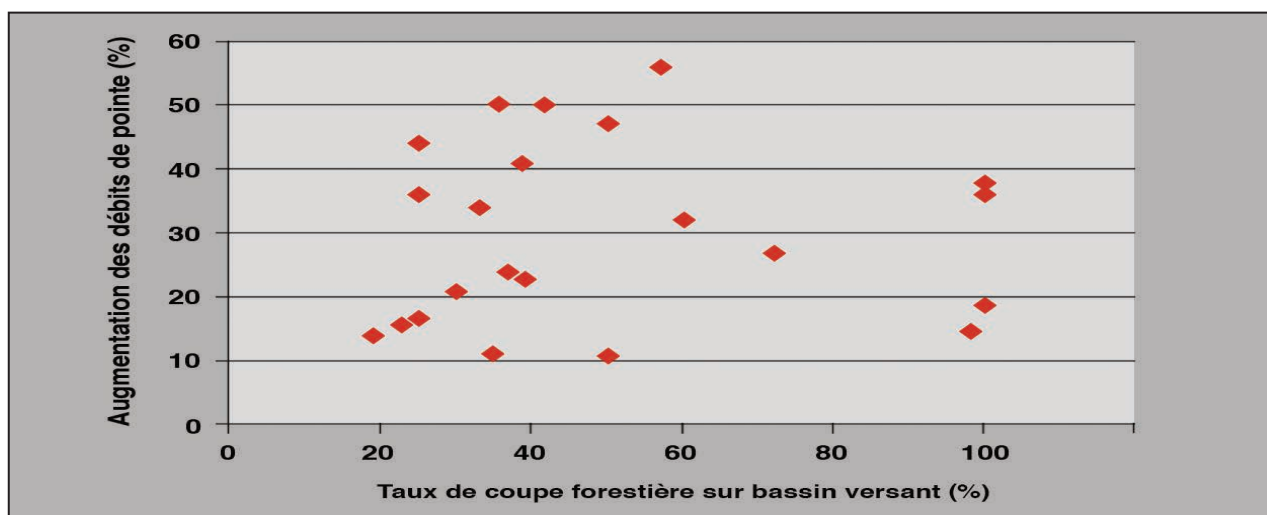
On peut donc penser, comme le proposent Bérubé et Cabana (1997), que le taux de déboisement acceptable pour préserver le régime hydrologique naturel peut varier selon la superficie des bassins versants des cours d'eau et qu'il s'agit d'une considération à retenir dans une optique de minimiser l'impact des coupes forestières sur le milieu aquatique.

## 2. Constats sur certaines données citées par Plamondon (2004)

Pour les fins de la présente section, seules les données portant sur les débits de pointe de fonte des neiges ont été considérées. En effet, dans les conditions québécoises, ces débits sont ceux qui risquent davantage d'approcher ou même d'excéder les débits de plein bord et, conséquemment, d'exercer une influence plus grande à l'égard de la morphométrie des cours d'eau. Les données de la littérature citées par Plamondon (2004) montrent une très grande variabilité des débits de pointe en réponse au taux de déboisement, ce que constate aussi cet auteur (Figure 3.3). L'examen visuel de ces données indique qu'il ne se dégage pas de tendance claire entre le taux de déboisement et le taux d'augmentation des débits de pointe.

Les cas cités par Plamondon (2004) proviennent de plusieurs régions géographiques distinctes, susceptibles de correspondre à des conditions environnementales différentes. Afin de tenter de réduire l'hétérogénéité des cas étudiés et dans le but de vérifier si une tendance peut émerger des études citées par Plamondon (2004), une ré-analyse des données de la Figure 3.3 a été effectuée. Les filtres suivants ont été appliqués aux données de cette figure. Premièrement, comme précisé par Plamondon (2004), les données non représentatives ou sujettes à caution ont été retirées de l'analyse. Deuxièmement, les données provenant du Minnesota ont aussi été retirées puisque, comme le mentionnent Verry *et al.* (1983), ces données répondent à un mécanisme particulier lié aux conditions locales du Minnesota où les élévations de terrain sont de faible amplitude et les effets de pente peu diversifiés, ce qui n'est vraisemblablement pas représentatif des rivières à saumon du Québec. Troisièmement, les données observées après feu ou à l'occasion de l'épandage d'herbicide ont été exclues afin de maintenir des situations strictement liées à la coupe forestière. Enfin, quatrièmement, toutes les données où la réponse hydrologique était  $\leq 0\%$  ont aussi été retirées, parce qu'elles pourraient ne pas répondre au modèle simple de la « diminution de l'évapotranspiration → augmentation de l'écoulement → augmentation des débits de pointe ».

La Figure 3.5 affiche les résultats de cet essai, constitué, *a priori*, d'un groupe plus homogène de données susceptibles de répondre à un même modèle d'interprétation. L'examen de cette figure permet de conclure que le nouvel ensemble de données ne montre pas un portrait plus clair que celui provenant des données originales de Plamondon (2004). Également, les données de cette figure suggèrent qu'à tout taux de déboisement compris entre 25 et 100 % de la superficie d'un bassin, peut correspondre une augmentation des débits de pointe allant de 10 % à 55 %. Il serait donc risqué, à partir des données de cette figure, de faire un calcul de fréquence d'un événement hydrologique particulier ou de sa probabilité d'occurrence en réponse à un taux donné de coupe forestière.

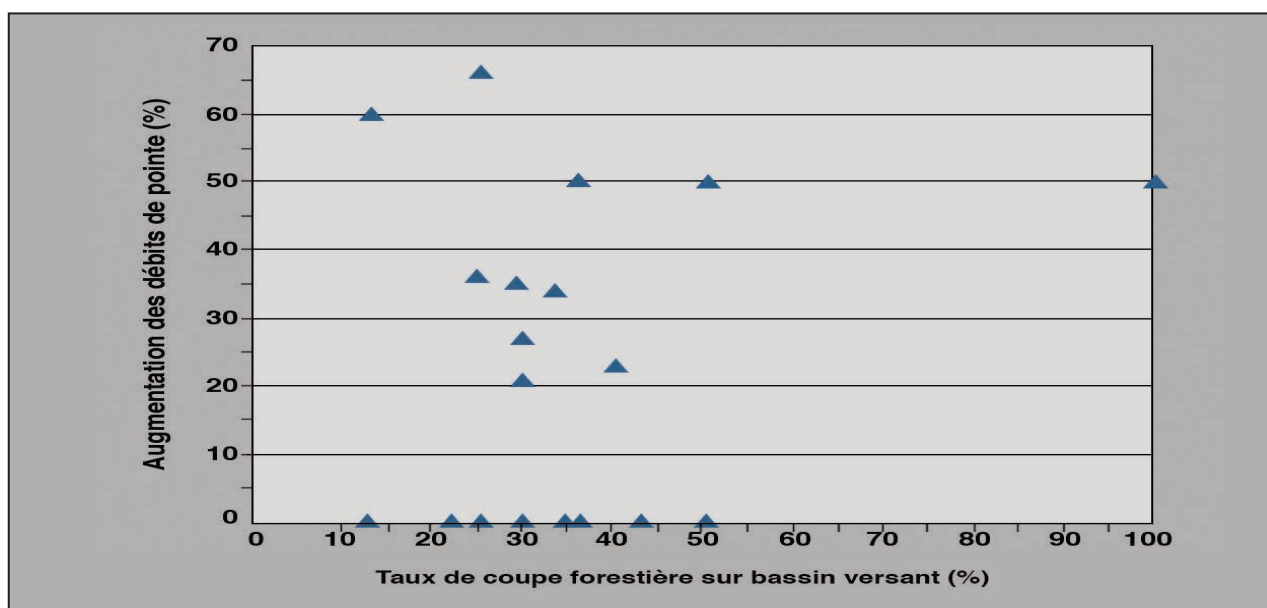


**Figure 3.5** - Relation entre la proportion du volume de bois enlevé d'un bassin versant et le changement du débit de pointe en période de fonte des neiges. D'après une sélection des données de Plamondon (2004).

En toute vraisemblance, le même genre de conclusion devrait s'appliquer aux données de la Figure 3.3, puisqu'elles présentent aussi une très grande dispersion dans le système d'axes X, Y. En fait, malgré l'examen minutieux qu'a fait Plamondon (2004) des études qu'il a recensées et retenues pour qu'elles soient représentatives de situations susceptibles de se produire au Québec, il est fort possible que les cas étudiés puissent différer les uns des autres sur plusieurs dimensions autres que les variations du taux de déboisement. Or, ces autres dimensions peuvent avoir influencé grandement la réponse observée (taux d'augmentation des débits de pointe), ce qui introduirait beaucoup de variabilité dans les résultats obtenus. La disparité ou l'hétérogénéité des données constitue un problème connu dans les méta-analyses de tout genre (Nony *et al.* 1995) et limite souvent l'interprétation que l'on peut faire de ces données.

### 3. Causes possibles de la variabilité de la réponse hydrologique

Plusieurs écrits appuyés par de solides revues de littérature (MacDonald *et al.*, 1997; Moore et Wondzell, 2005; Grant *et al.* 2008) concluent qu'à la suite des coupes forestières, la réponse hydrologique des bassins versants, pour un même niveau de traitement, est fortement variable et que les observations ne montrent pas de lien évident avec le taux de coupe forestière. La Figure 3.6 reprise de Scherer (2001) illustre tout à fait cette grande variabilité de la réponse hydrologique à la suite des coupes forestières et concorde tout à fait avec les données présentées par Plamondon (2004).

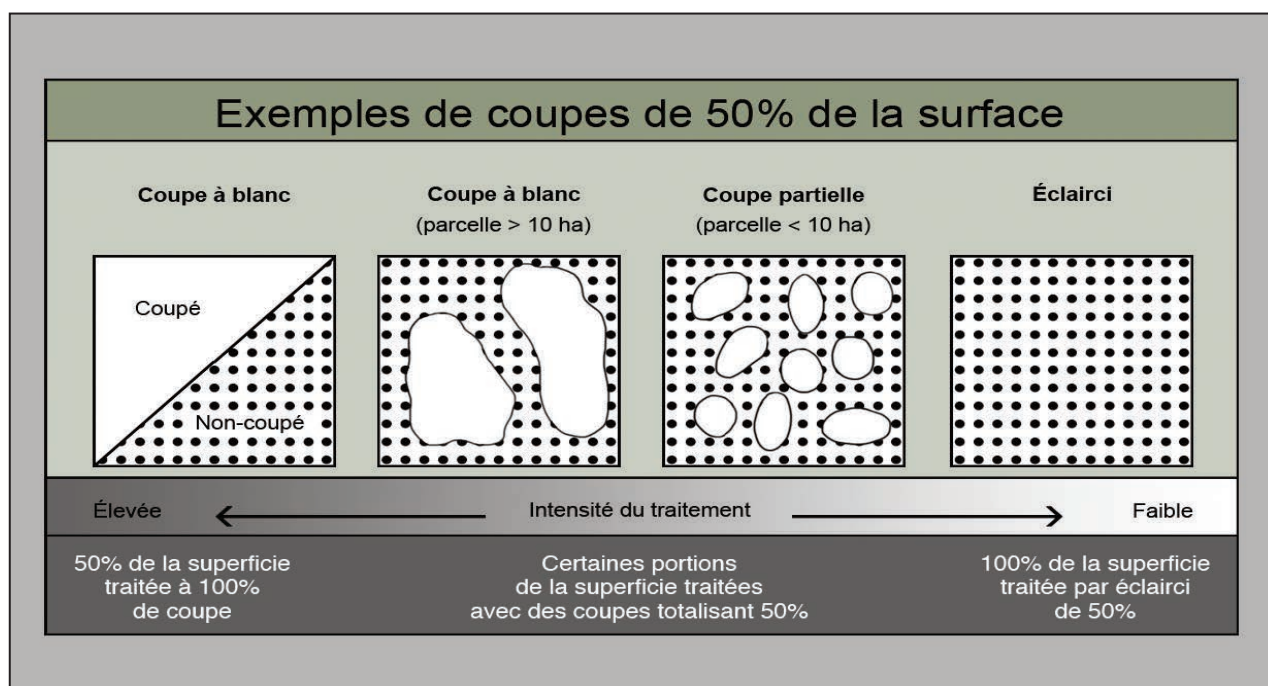


**Figure 3.6** - Relation entre la proportion du volume de bois enlevé d'un bassin versant et le changement du débit de pointe en période de fonte des neiges. D'après Scherer (2001).

MacDonald et Stednick (2003) présentent une discussion détaillée des causes possibles de la grande variabilité des résultats de recherche traitant de l'effet de la coupe forestière sur l'écoulement annuel et les débits de pointe. Plusieurs des constats énoncés ci-après proviennent de cette publication.

Tout d'abord, une part de la variabilité observée peut être attribuée à la variation échantillonnale liée à tout protocole expérimental. Toutefois cette cause, commune à un très grand nombre d'expériences scientifiques, ne saurait expliquer à elle seule la grande variabilité observée dans la réponse des débits de pointe aux variations de superficies coupées des bassins versants.

Ensuite, des facteurs comme les caractéristiques physiques de chacun des cas étudiés (superficie, pente, exposition, forme et dépôts de surface des bassins versants, climatologie régionale, présence de lacs, marécages, etc.) ou encore, les pratiques forestières (superficies de coupe, altitude et répartition des blocs de coupes, moment de l'année de la récolte forestière, chemins forestiers, types de peuplement, état actuel du déboisement, historique des récoltes passées, etc.) peuvent différer d'une situation étudiée à l'autre et contribuer à cette grande dispersion des résultats observés. Par exemple, Grant *et al.* (2008) affirment qu'une coupe à blanc, totalisant 50 % de la superficie du bassin, ne représente pas la même couverture de l'aire basale ou de la canopée et entraîne vraisemblablement des réponses hydrologiques différentes selon qu'elle est effectuée sur un bloc d'un seul tenant ou qu'elle est répartie en différentes assiettes de coupes ou qu'il s'agit d'une coupe d'éclaircie de 50 % de la superficie répartie sur 100 % du bassin versant (Figure 3.7).



**Figure 3.7** - Exemples de traitements forestiers équivalents à un taux de coupe de 50 %. L'intensité théorique des traitements et leur influence potentielle décroît de gauche à droite de la figure. D'après Grant *et al.* (2008).



Enfin, Jones (2000) et Grant *et al.* (2008) expliquent les différents mécanismes qui peuvent intervenir dans la production de débit de pointe et causer la variabilité observée dans les études basées sur les bassins pairés. Plusieurs phénomènes reliés aux régimes climatiques locaux interviennent dans la réponse des débits de pointe à la suite des coupes forestières : type de précipitation (pluie ou neige), interception variable des précipitations selon la saison, l'évapotranspiration, le ruissellement de surface et l'infiltration dans le sous-sol, etc.

Parfois certains de ces facteurs agissent de façon cumulative, parfois seuls certains d'entre eux exercent une influence sur les débits de pointe et enfin, occasionnellement, certains facteurs peuvent atténuer la portée de l'effet d'autres facteurs concomittants.

## **E. Taux de déboisement, débits de pointe et morphométrie des cours d'eau**

Les remarques faites aux sections 2 et 3 ci-dessus et les données des Figures 3.3, 3.5 et 3.6 permettent d'affirmer que la limitation du taux de récolte à une valeur  $\leq 25$  % de la superficie des bassins versants est la stratégie qui offre le plus de garantie que le taux d'augmentation des débits de pointe associé à la coupe forestière soit maintenu à son plus bas niveau possible. En effet, au-delà de ce seuil, sur la base des données présentées, il n'y a aucune certitude ni probabilité fiable qu'un résultat minimum plutôt que maximum puisse être observé. Thormann *et al.* (2004) arrivent à une conclusion assez semblable et affirment que la récolte de  $\geq 25$  % de la superficie forestière d'un bassin induit une augmentation des débits de pointe variable pouvant atteindre 50 %.

Par contre, les données des Figures 3.3, 3.5 et 3.6 ne permettent pas de répondre à la question suivante, à savoir jusqu'à quel point les débits de pointe peuvent être augmentés (et donc les taux de coupe), tout en évitant d'induire des perturbations significatives des caractéristiques morphométriques des cours d'eau. Pour statuer sur cette question, il faut tout d'abord rappeler certaines notions d'hydrologie fluviale relatives aux débits morphogènes.

### **1. Les débits morphogènes**

Copeland *et al.* (2000) et Doyle *et al.* (2007) présentent une synthèse des concepts relatifs aux débits morphogènes, c'est-à-dire les débits qui confèrent au chenal d'écoulement d'un cours d'eau ses caractéristiques morphométriques. Il importe de noter que les facteurs qui gouvernent la morphologie des cours d'eau sont considérés comme universels et ne diffèrent pas sensiblement d'une région géographique à l'autre (Hogan et Luzi, 2009).

Plusieurs auteurs estiment que différentes catégories de débit peuvent contribuer aux caractéristiques morphométriques d'un cours d'eau (Wolman et Miller, 1960; Malavoi et Souchon, 1992; Pizzuto, 2000; Faustini, 2000). À cet égard, les hydrologues réfèrent couramment à trois catégories de débits : le débit effectif, le débit de plein bord et le débit d'une récurrence « x » dans un cas donné. Doyle *et al.* (2007) affirment que ces trois types de débit ne sont égaux l'un à l'autre que dans le cas de cours d'eau s'écoulant sur un substrat très grossier (ordre hydrographique 1 et 2). Dans l'étude de cas qu'ils soumettent (ruisseaux de montagne), la période de récurrence de chacun de ces trois débits se situe entre 25 à 28 ans. Selon ces auteurs, dans le cas de cours d'eau coulant en milieu alluvial, ces trois catégories de débit n'ont habituellement pas la même valeur. Dans la suite de ce chapitre, une distinction est faite entre les cours d'eau de montagne et ceux coulant de plaine alluviale.

Les cours d'eau coulant en milieu alluvial évoluent par translation latérale de leur lit dans les limites de vallées plus ou moins larges. Ce type de rivière a reçu énormément d'attention de la part des chercheurs en hydrologie fluviale. Wolman et Leopold (1957) de même que Dunne et Leopold (1978) ont montré que le débit morphogène correspond au débit de plein bord (deuxième catégorie de Doyle *et al.*, 2007) dans un très grand nombre de cours d'eau alluviaux. Le débit de plein bord, fréquemment mentionné dans la littérature, correspond souvent à une période de retour de l'ordre de 1,5 à 2 ans (Malavoi et Souchon, 1992). Toutefois, d'une rivière à l'autre et à l'intérieur d'une même rivière, il peut exister de nombreuses exceptions à cette période de récurrence (Copeland *et al.* 2000).

Dans les régions de fortes pentes, de vallées confinées où le substrat des cours d'eau présente une granulométrie très grossière (boulder, présence occasionnelle de roche-mère), les berges des cours d'eau se construisent par le dépôt de sédiments sur les rives en période de débordement. Le lit se consolide par l'accumulation de débris ligneux incorporés au substrat et aux berges, ce qui favorise la formation de sections d'écoulement irrégulières avec des zones de profond qui confèrent à ces cours d'eau une stabilité (résistance) plus grande que les cours d'eau de plaine alluviale face aux crues (Nolan *et al.* 1987; Montgomery et Buffington, 1997; Hogan et Luzi, 2009). En région montagneuse ou à forte pente, les débits qui façonnent les cours d'eau correspondent habituellement à des périodes de retour moins fréquentes que dans le cas des cours d'eau alluviaux (Doyle *et al.* (2007). À ce sujet, Nolan *et al.* (1987) réfèrent à des périodes allant de 11 à 100 ans alors que Grant *et al.* (1990) mentionnent des débits d'une récurrence supérieure à 25 ans.

Compte tenu de l'ensemble de ces remarques, dans la suite de cette section, l'attention est portée non seulement au débit de plein bord ( $Q_{\approx 1,5-2,0}$ ), mais également aux autres débits qui peuvent contribuer à l'évolution morphologique d'un cours d'eau. En outre, une distinction est faite entre les cours d'eau de la plaine alluviale et les cours d'eau à forte pente.

## 2. Influence des débits de pointe sur la morphométrie des cours d'eau

Faustini (2000) a réalisé une étude unique en son genre concernant l'impact de la variation des débits de pointe sur la morphologie de cinq cours d'eau situés en Orégon. L'un de ces cours d'eau (Lookout Creek) est d'ordre 5 et occupe une superficie de 64 km<sup>2</sup>. Les autres cours d'eau ont des superficies de bassin beaucoup plus réduites et sont des tributaires d'ordre 2, 3 ou 4 du Lookout Creek. Dans son étude, les cours d'eau d'ordre 4 et 5 coulent en milieu alluvial. Quant aux trois autres, ce sont des cours d'eau à forte pente. Les observations de Faustini (2000) ont porté sur les débits et les profils transversaux représentatifs le long de ces cours d'eau, de même que sur l'évolution granulométrique du substrat des cours d'eau. Son étude comporte quelque 20 ans de données en ce qui concerne les mesures morphométriques des cours d'eau et s'étend sur 50 ans pour la période d'enregistrement des débits. Les données recueillies sur les profils transversaux sont : la largeur, la profondeur de la section de même que les zones d'aggradation et d'érosion. Toutefois, Faustini (2000) mentionne que dans le cas des cours d'eau alluviaux, le profil en plan serait vraisemblablement un meilleur indicateur de la variation de leur forme que la section transversale, alors que dans les cas des cours d'eau à forte pente, le profil longitudinal pourrait être davantage révélateur de leur évolution. Cependant, comme les profils transversaux sont plus faciles à obtenir, ils sont davantage utilisés par les chercheurs.

Dans son étude, Faustini (2000) établit trois catégories de débits selon l'ampleur des modifications observées aux profils transversaux en réponse aux variations de débits de pointe :

**Catégorie n° 1** : les débits qui apportent des changements notables à **25 %** des profils transversaux ont une période de récurrence variant de 1,7 an à 3,0 ans pour les cours d'eau d'ordre 5 à 2 respectivement. Ces débits n'ont **pas modifié significativement** le chenal d'écoulement;

**Catégorie n° 2** : les débits qui apportent des changements notables à **50 %** des profils transversaux ont une période de récurrence variant de 3 à 6 ans selon l'ordre décroissant des cours d'eau. Ces débits **ont remanié des portions significatives** du chenal des cours d'eau;

**Catégorie n° 3** : les débits qui apportent des changements notables à **90 %** des profils transversaux ont une période de récurrence de 7 ans pour le cours d'eau d'ordre 5 et de 23 ans pour les cours d'eau d'ordre 3 et 2. Ces débits **ont provoqué un réajustement significatif de l'ensemble** du cours d'eau.

Faustini (2000) estime que si une intervention d'origine anthropique, par exemple l'exploitation forestière, entraîne une augmentation de certains débits de pointe, alors tous les débits de pointe, les plus fréquents comme les moins fréquents, sont susceptibles d'être augmentés d'autant. Cette affirmation concorde avec l'opinion de Jones et Grant (1996) à ce sujet, mais n'est cependant pas partagée par tous les chercheurs. En effet, plusieurs études mentionnent que l'effet des coupes forestières est passablement plus grand sur les petits débits de pointe, c'est-à-dire ceux dont la fréquence est plus élevée, qu'il ne l'est sur les plus forts débits, donc plus rares. À cet égard, Thomas et Megahan (1998) et Beschta *et al.* (2000) mentionnent que seuls les débits de récurrence  $\leq 5$  ans sont affectés par la récolte et les chemins forestiers, tandis que Grant *et al.* (2008) fixent cette limite aux débits  $\leq 6$  ans. MacDonald *et al.* (1997) expriment par contre une position un peu plus nuancée en ce sens que la coupe forestière augmenterait les plus forts débits de pointe (longue période de récurrence) par une marge de 10 à 15 % alors que les plus faibles débits de pointe (courte période de récurrence) pourraient être accrus de 50 à 70 %.

Une publication récente par Alila *et al.* (2009) apporte un éclairage primordial sur cette question de l'augmentation de l'amplitude et de la fréquence des débits à la suite de la récolte forestière. Ces auteurs soutiennent que même si les coupes forestières n'entraînent pas nécessairement une augmentation des débits de pointe, elles augmentent très souvent la distribution de fréquence de certaines classes de débits de pointe, ce qui du point de vue des caractéristiques morphologiques des cours d'eau peut être tout aussi significatif. Pour cette raison, ils affirment que la modification du régime des débits après coupe serait d'une ampleur plus grande que souvent admise. À leur avis, cette distinction entre amplitude et fréquence n'a que rarement été faite par les hydrologues forestiers et est attribuable au fait que la plupart des connaissances liées à l'effet des coupes forestières sur les débits proviennent de l'étude de petits bassins pairés et comportent des limitations au plan de l'analyse statistique. Il importe donc de considérer, d'une part, la période de récurrence (fréquence) des différents débits de pointe et, d'autre part, les différents taux d'augmentation possibles (amplitude) des débits de pointe à la suite de la coupe forestière.

En adoptant cette ligne de raisonnement sur l'amplitude et la fréquence des débits de pointe et en se reportant aux données des Figures 10.16, 10.17, 10.19 et des Tableaux 10.4 et 10.11 présentés par Faustini (2000), il ressort, tout comme le mentionne ce dernier, qu'une augmentation de 30 % du débit de récurrence 1,8 an (débit de plein bord associé à la modification de 25 % des profils transversaux du cours d'eau Lookout Creek), équivaut à un débit de récurrence 2,8 ans qui induit des modifications de 50 % des profils transversaux. Une augmentation de 50 % du débit de récurrence 1,8 an correspond à un débit de récurrence  $\approx 3,7$  ans (valeur interpolée à partir des données de Faustini,

2000), susceptible d'entraîner des modifications de  $\approx 65\%$  des profils transversaux. Une augmentation de  $25\%$  du débit de récurrence 2,8 ans, débit qui entraîne des modifications de  $50\%$  des sections transversales, correspond à un débit de récurrence de  $\approx 6,3$  ans qui provoque des modifications à  $\approx 87\%$  des profils transversaux. En outre, des augmentations modestes des débits un peu moins fréquents, peuvent entraîner des effets très significatifs sur les caractéristiques des cours d'eau. Par exemple, toujours dans le cas du cours d'eau Lookout Creek, une augmentation de  $10\%$  du débit de récurrence 4,4 ans correspond à un débit de récurrence 5,4 ans et entraîne une modification à  $\approx 83\%$  des profils transversaux.

Enfin, Faustini (2000) souligne que les cours d'eau d'ordre inférieur (ordre 2 et 3, cours d'eau à forte pente) sont très stables et que seules de fortes crues parviennent à modifier substantiellement leurs caractéristiques géomorphologiques, et inversement pour les cours d'eau d'ordre supérieur (4 et 5) de plaine alluviale. Ses observations indiquent que pour les cours d'eau d'ordre 1, 2 et 3, les modifications majeures (catégorie 3 de sa classification) ne surviennent qu'à des débits de récurrence  $> 22$  ans, tandis que pour les cours d'eau d'ordre 4 et 5, les modifications majeures correspondent à des débits de récurrence  $\approx 6$  ou  $7$  ans. Ce genre d'observations a aussi été rapporté par plusieurs chercheurs comme il a été mentionné précédemment.

### **3. Détermination d'un taux acceptable d'augmentation des débits de pointe**

Au début de la section III de ce chapitre, trois objectifs de gestion des débits sont proposés, soit : 1) d'altérer le moins possible le régime hydrologique naturel d'un cours d'eau; 2) de limiter le plus possible l'augmentation des débits de pointe; 3) et maintenir les caractéristiques biologiques et hydro-morphologiques naturelles des cours d'eau. Pour statuer sur un taux acceptable d'augmentation des débits de pointe, tout en poursuivant ces trois objectifs, la classification de Faustini est la seule qui offre des critères objectifs et quantitatifs. Le niveau 1 de perturbation de la classification de Faustini correspond à des débits qui entraînent des modifications morphologiques peu significatives du chenal d'écoulement des cours d'eau. Quant au niveau 2, il correspond à des débits provoquant des changements notables sur une « portion significative » d'un cours d'eau. Enfin, le niveau 3 correspond à des débits provoquant un réajustement significatif de l'ensemble d'un cours d'eau.

Dans le but d'atteindre les trois objectifs précités, il apparaît raisonnable de retenir un taux acceptable de modifications des cours d'eau dont la valeur est intermédiaire entre les niveaux 1 et 2 de la classification de Faustini. En effet, d'une part, il est pris pour acquis que le débit de pointe de 1,8 an, qui entraîne des modifications à  $25\%$  des profils transversaux, devrait correspondre à peu de

chose près au débit plein bord du cours d'eau Lookout Creek. Ce taux de modifications mineures (modifications à l'échelle des micro-habitats et des faciès d'écoulement à la Figure 1.6) n'a pas eu d'impact significatif sur les caractéristiques du chenal d'écoulement et correspond à une situation relativement fréquente en conditions naturelles. D'autre part, selon les données de Faustini (2000), dans le cas de cours d'eau de type alluvial, un taux d'augmentation de 30 % du  $Q_{1,8}$  entraîne des modifications significatives à 50 % des profils transversaux sur une portion significative du chenal d'écoulement (modifications à l'échelle des segments et des tronçons à la Figure 1.6). Ce taux ne peut être retenu comme cible d'augmentation acceptable. En outre, dans la mesure où il se dégage un consensus chez les chercheurs à l'effet que tous les débits de pointe de récurrence  $\leq 5$  ans, voire de plus grande récurrence selon certains auteurs, sont susceptibles d'être augmentés, et non seulement les débits de plein bord ( $Q_{\approx 1,5-2,0}$ ), il est logique de penser que le taux d'augmentation acceptable des débits de plein bord doit être  $\leq 30$  %.

#### **4. Détermination d'un taux maximal acceptable de déboisement**

Les données des Figures 3.3, 3.5 et 3.6 montrent que : 1) l'effet d'un taux de déboisement  $< 25$  % sur les débits de pointe, est en général non détectable expérimentalement ; 2) les taux de déboisement  $\geq 25$  % peuvent entraîner un taux d'augmentation des débits de pointe variant de 5 à 50 %. À l'intérieur de cet intervalle de 5 à 50 %, sur la base des données de ces figures, aucune valeur n'est plus probable l'une que l'autre. Alors si une augmentation de 50 % des débits de pointe doit être évitée, le taux de déboisement des bassins versants doit être limité à  $\leq 25$  %.

Plusieurs auteurs ont proposé des normes sur le taux acceptable de déboisement pour minimiser la perturbation du régime hydrologique des cours d'eau. Fondamentalement, ces normes demeurent des avis professionnels s'appuyant en partie sur des faits scientifiques et en partie sur un jugement d'expert. Dans le cadre de la mise en place d'un programme de suivi des effets potentiels du déboisement des bassins versants sur le régime hydrologique, Wilford et Lalonde (2004) proposent une classification des risques en trois catégories: 1) un niveau de faible risque de perturbation est associé à un taux de déboisement de moins de 20 %; 2) un taux de déboisement de 20 à 30 % correspond à un risque modéré; 3) plus de 30 % de déboisement engendrent un risque élevé de modification du régime hydrologique.

Pour sa part, Guthrie (2003) rapporte qu'un taux de coupe de 30 % (AEC) est une cible largement admissible sur la Côte Ouest du continent américain. En Colombie-Britannique, la réglementation provinciale fait référence à un taux de déboisement admissible de 20 % (AEC) pour les cours d'eau à haute valeur piscicole ou ceux dont le bassin versant est sensible (Porter *et al.*, 2012). Guthrie (2003)



mentionne également les travaux de Harr *et al.* (in Guthrie, 2003) qui estimaient qu'un taux de coupe annuel égal à 1 % de la superficie d'un bassin versant minimise les augmentations de débits de pointe. Dans le cas d'une période de rétablissement hydrologique de 30 ans, Guthrie (2003) démontre que la norme de Harr *et al.* (in Guthrie, 2003) équivaut à une coupe de 14,5 % AEC. Dans une situation où le rétablissement hydrologique serait inférieur à 30 ans, la valeur de l'AEC serait augmentée de façon marquée.

Green (2004, 2005) estime qu'un taux de déboisement de 15 à 20 % ne présente qu'un faible risque d'augmentation des débits de pointe; un taux de déboisement > 30 % présente un risque modéré; et un taux > 35-40 % de déboisement présente un risque élevé. À noter que ces valeurs sont proposées pour des cours d'eau  $\approx 50 \text{ km}^2$ , ce qui se situe dans l'ordre de grandeur des bassins versants critiques pour le saumon atlantique au Québec. En outre, elles s'appliquent à des régions dont les conditions climatologiques sont semblables aux régions salmonicoles du Québec, c'est-à-dire des régions dont le régime hydrologique est dominé par des précipitations de neige, s'accompagnant d'une période intensive de fonte en avril-mai.

Par conséquent, sur la base des constats précédents, il est raisonnable d'affirmer que dans le cas des cours d'eau coulant en milieu alluvial (pente faible à moyenne; ordre  $\geq 3$ ), on peut admettre un taux de déboisement de 25-30 % de la superficie d'un bassin, tout en respectant la cible d'augmentation acceptable des débits de pointe établie précédemment sur la base des données de Faustini (2000). Quant aux cours d'eau de montagne (forte pente; ordre 1 et 2), étant donné qu'ils ne peuvent être modifiés que par de fortes crues à longue période de récurrence, sur lesquels la récolte forestière a peu d'impact, il est plausible de penser qu'un taux de déboisement de 40 à 50 % est acceptable.

La cible de 25-30 %, comme taux maximum acceptable de déboisement pour minimiser les perturbations des cours d'eau alluviaux, se rapproche de celle de Plamondon (1993) et de Bérubé et Cabana (1997), mais elle diffère de celle de Plamondon (2004) qui ne fait pas de distinction entre les bassins versants d'ordre inférieur et supérieur. Quant à la cible de 40-50 % de taux maximum de déboisement admissible pour les cours d'eau à forte pente, elle se situe près de la norme retenue de façon générale par Plamondon (2004).

## **F. Taux de déboisement et production salmonicole**

Les coupes forestières peuvent affecter l'habitat dulcicole du saumon atlantique à la fois dans ses composantes trophique et non-trophique (Poff et Huryn, 1998). La composante non-trophique, c'est l'ensemble des facteurs physiques (température, abris, couvert, vitesse de courant, granulométrie du substrat, *etc.*) et des facteurs biotiques (espèces compétitrices ou prédatrices) de l'habitat du saumon.

Quant à la composante trophique, elle correspond aux organismes proies qui servent de nourriture aux jeunes saumons.

Les études menées sur la rivière Cascapédia, une rivière à saumon de la Gaspésie, ont porté sur les largeurs et profondeurs de cours d'eau affectés par les coupes forestières, sur l'abondance et la composition de la faune benthique de même que sur les populations de salmonidés (omble de fontaine et saumon atlantique). Ces études ont mis en évidence un lien négatif entre les coupes forestières effectuées sur des superficies  $\geq 30$  % AEC des sous-bassins versants de cette rivière et (1) certaines caractéristiques physiques de l'habitat des saumons juvéniles, (2) l'abondance et la diversité spécifique de la faune benthique qui leur sert de nourriture et (3) l'abondance de leur population. Ainsi, des observations faites sur une rivière à saumon du Québec, même si ces observations sont peu nombreuses, indiquent clairement que les composantes trophique et non-trophique des rivières à saumon peuvent être modifiées négativement par les opérations forestières. Terrel *et al.* (1995) affirment que les coupes forestières effectuées sur  $\leq 25$  % de la superficie d'un bassin hydrographique occasionnent relativement peu ou pas d'impact sur l'habitat du saumon atlantique.

Bien que plusieurs études aient mis en évidence les effets négatifs des coupes forestières sur plusieurs aspects particuliers de l'habitat ou de la biologie des salmonidés juvéniles, dont le saumon atlantique (voir Chapitre 2), il n'y a pas d'étude qui démontre un impact négatif des coupes sur l'abondance et l'évolution à long terme des populations de saumon adulte. De façon étonnante, ce constat pourrait même être élargi aux populations du saumon du Pacifique (Bisson *et al.*, 1992; Bisson *et al.*, 2008; Hall *et al.*, 2004; Tschaplinski *et al.*, 2004). Il est en effet souvent difficile de départager les unes des autres les différentes causes de mortalités qui ont pu agir sur une population de saumons adultes et encore davantage de statuer sur leur importance relative.

## **G. Recommandation de la FQSA**

### **Recommandation n° 2 :**

Dans l'état actuel des connaissances scientifiques, dans une optique de gestion écosystémique et dans un souci de conservation, l'application du « principe de précaution » implique que le taux acceptable de déboisement, au plan de la production salmonicole, doit correspondre au taux qui est susceptible de perturber le moins possible les conditions biophysiques de l'habitat des saumons juvéniles. Ce taux de déboisement admissible correspond à 25-30 % AEC du bassin versant des cours d'eau coulant en milieu alluvial ou semi-alluvial. Pour les cours d'eau à forte pente coulant sur un substrat grossier non facilement érodible, le taux de déboisement admissible peut s'établir à 40-50 % AEC de leur bassin versant.

Cette recommandation s'avère d'autant plus nécessaire que le COSEPAC (2010) a déclaré « préoccupant » l'état des stocks de saumon de l'ensemble des rivières se jetant dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et « en voie de disparition » le saumon des rivières de l'île d'Anticosti.

## IV. LA PROTECTION ET L'AMÉNAGEMENT DU MILIEU RIVERAIN

---

### A. Concepts relatifs au milieu riverain et à sa protection

Le maintien d'un espace intact de végétation riveraine le long des cours d'eau est considéré comme l'une des principales mesures pour atténuer les effets négatifs du déboisement des bassins versants sur le milieu aquatique (Hicks *et al.*, 1991; Reid et Hilton, 1998) et, tout particulièrement, sur les salmonidés et leurs habitats (Murphy *et al.*, 1986). Le concept d'espace riverain se concrétise différemment selon que le but visé par le maintien de la végétation riveraine correspond soit à un rôle utilitaire, soit à la protection d'une espèce donnée, soit à la protection de l'ensemble des processus écologiques se déroulant dans l'ensemble du milieu riverain (Hébert-Marcoux, 2009).

Réduit à sa plus simple expression, un espace riverain peut prendre la forme d'une « lisière végétale » composée d'un mélange de plantes herbacées, d'arbustes ou d'arbres adjacents à un cours d'eau, comme c'est souvent le cas en milieu urbanisé. Le but visé dans une situation aussi simple peut être de nature esthétique, sans nécessairement faire référence à une fonction écologique. On parle de « zone tampon » quand le but recherché par la préservation d'un espace riverain est de limiter certains effets particuliers, par exemple des nuisances d'ordre civil ou des perturbations écologiques indésirables, que pourrait causer le contact direct d'un milieu fortement altéré à un cours d'eau. Lisière végétale et zone tampon réfèrent donc toutes deux à une conception utilitaire du milieu naturel. Elles correspondent à une vision réductrice de l'espace riverain en fonction d'usages précis du milieu ou de nuisances créés à la société civile.

Les vocables bande, zone, corridor, écotone et écosystème riverains renvoient à des notions de nature écologique de plus en plus complexes les unes par rapport aux autres et donc, plus englobantes. Les termes « bande, zone et corridor riverains » réfèrent à la fois à la notion d'espace longitudinal et de milieu géographique dans le but d'assurer un certain nombre de fonctions paysagères et écologiques (Fischer et Fischenich, 2000; Fischer *et al.*, 2000). Ces notions s'inscrivent aussi dans une approche utilitaire, mais de l'une à l'autre, elles intègrent graduellement un contenu écologique croissant.

L'expression « écosystème riverain » est définie par Ilhardt *et al.* (2004) comme un espace tridimensionnel qui comprend une zone terrestre, une zone aérienne et une zone hyporhéique. La zone terrestre, variable en largeur en fonction de la structure géomorphologique du territoire et

du niveau atteint par les crues débordantes, s'étend de part et d'autre du cours d'eau et tout au long de celui-ci. La zone aérienne couvre, sur un plan horizontal, toute la vallée du cours d'eau. Sur le plan vertical, elle comprend le sommet des arbres jusqu'en sous-étage des cours d'eau et de ses rives, le milieu hyporhéique, lui-même composé de la zone granulaire humide supérieure de la nappe phréatique. Cette unité écologique fonctionnelle constitue le milieu de vie d'une communauté d'êtres vivants en interaction et en équilibre dynamique entre eux et conditionnés par les caractéristiques physiques de ce milieu.

Dans la sémantique écologique, l'écosystème riverain est un écotone (Hébert-Marcoux, 2009). Le terme « écotone riverain » réfère à un espace de transition écologique entre deux milieux, soit dans le cas présent, entre la pleine forêt et le milieu aquatique. Une tel espace est nécessairement influencé par les caractéristiques géomorphologiques d'un territoire donné et assume un contour plus ou moins régulier.

Ainsi, la préservation des écosystèmes ou écotones riverains part-elle d'un point de vue essentiellement écologique, sans exclure pour autant la possibilité d'usages que l'homme peut tirer d'un milieu naturel donné pourvu que soient maintenues les propriétés et les fonctions écologiques de ces écosystèmes.

Il existe une littérature abondante sur la question du milieu riverain. Deux ouvrages synthèse attirent l'attention : Naiman *et al.* (2005) donnent une description écologique exhaustive du milieu riverain alors que Verry *et al.* (2000) s'attardent davantage à la gestion des forêts riveraines. De nombreux articles scientifiques portent aussi sur ces questions, selon une approche globale à la compréhension du milieu riverain (Naiman *et al.*, 1993; Tabacchi *et al.*, 1998; Fischer *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2000; Zalewsky *et al.*, 2001; Verry *et al.*, 2004; Morissette et Donnelly, 2010; Richardson et Moore, 2010).

Dans ce chapitre, le point de vue adopté est, avant tout, celui de la préservation des rivières à saumon. Ainsi, la protection du milieu riverain y est considérée en fonction de la conservation du milieu aquatique et pas nécessairement par rapport à la préservation de l'écotone riverain dans son ensemble. En effet, la conservation de l'espace riverain bordant les rivières à saumon et la délimitation géographique de cet espace global relèvent, comme il a été mentionné précédemment, d'un niveau conceptuel beaucoup plus large que celui fixé par l'objet de ce rapport.

La suite de ce chapitre comprend deux parties : 1) une présentation des principales fonctions écologiques assumées par les bandes riveraines; 2) et la détermination de la largeur des bandes riveraines à conserver afin qu'elles puissent continuer à remplir leurs fonctions écologiques et utilitaires en regard de la sauvegarde des rivières à saumons.

## **B. Principaux effets de la végétation riveraine sur le milieu aquatique**

Bilby (1988) affirme que le milieu forestier et le milieu aquatique sont intimement interconnectés l'un à l'autre par le biais du milieu riverain au triple plan hydrologique, physico-chimique et biologique. La préservation de la végétation riveraine contribue au maintien des interactions naturelles entre les écosystèmes riverain et aquatique (Reid et Hilton, 1998). Il existe de nombreuses publications traitant du rôle et des fonctions écologiques de la végétation riveraine, dont notamment l'ouvrage exhaustif de Naiman *et al.* (2005).

### **1. Effets sur les processus microclimatiques**

Le microclimat comprend l'ensemble des conditions climatiques mesurées localement (Geiger, 1965 in Chen *et al.*, 1999). Les principales variables qu'il inclut sont la température, la luminosité, la vitesse des vents et l'humidité. En général, la suppression totale ou partielle du couvert forestier se répercute localement par une augmentation de la température de l'air et du sol, une diminution de l'humidité de l'air ambiant et du sol et une augmentation de la vitesse des vents (Chen *et al.*, 1993). À l'inverse, la présence de la végétation riveraine contribue à maintenir, en un endroit donné, une ambiance climatique différente de celle prévalant en pleine forêt ou dans une zone de coupe totale (Brosofske *et al.*, 1997; Davies-Colley *et al.*, 2000; Ledwith, 1996).

En conditions naturelles, les valeurs numériques des différentes variables du microclimat évoluent graduellement depuis la ligne de bordure du cours d'eau jusqu'à la pleine forêt où elles se stabilisent. Par contre, ces variations progressives, aussi appelées « l'effet de bordure », ne sont pas nécessairement évidentes pour toutes les variables du microclimat. En effet, Brooks et Kyker-Snowman (2009), dans une étude conduite dans le nord-est américain, n'ont pu mettre en évidence un effet de bordure lié à la température et à l'humidité du sol. Ils soutiennent que sous les conditions d'humidité relativement élevée de la région géographique qu'ils ont étudiée, l'effet de bordure n'intervient pas. Chen *et al.* (1999) affirment, pour leur part, que l'effet de bordure de la bande riveraine sur l'établissement d'un microclimat local peut varier selon la région géographique, le peuplement forestier, la topographie et la partie considérée d'un même bassin versant. Les différentes variables du microclimat peuvent aussi varier indépendamment l'une de l'autre selon les conditions locales.

Le microclimat local peut exercer de nombreuses influences sur les milieux aquatique et riverain, notamment sur la température de l'eau des cours d'eau, sur les processus physico-chimiques de la litière forestière et sur l'habitat de plusieurs espèces semi-aquatiques ou hygrophiles (Chen *et al.*, 1999).

## **2. Effets sur les processus physico-chimiques**

### **Le régime thermique**

La présence de la canopée végétale en bordure des cours d'eau crée une zone d'ombrage protégeant les cours d'eau contre le rayonnement solaire direct (Klapproth et Johnson, 2000; Plamondon, 2001), ce qui atténue les écarts de la température de l'eau (CCSE, 1997; Plamondon, 1993; Plamondon, 2001). La quantité d'ombrage au-dessus du cours d'eau en mi-journée dépend davantage de la hauteur et de la densité des arbres que de la largeur de la bande riveraine (CCSE, 1997). Ainsi, la végétation riveraine contribue significativement au régime thermique des eaux des petits et moyens cours d'eau (Reid et Hilton, 1998).

La suppression de la végétation riveraine a pour effet d'accroître la luminosité, ce qui se traduit par une augmentation de l'activité photosynthétique et de tous les organismes qui participent à la chaîne alimentaire (McEarchern, 2003). Cette modification de la structure des communautés aquatiques peut être favorable aux espèces qui tolèrent bien les augmentations de lumière et de température, mais dommageable aux espèces à comportement cryptique ou préférant les eaux froides. Le maintien de températures relativement fraîches est particulièrement important pour les cours d'eau à salmonidés. (McCormick *et al.* 1972; Swift et Messer, 1971).

### **La qualité de l'eau**

La zone riveraine joue un rôle important dans la protection de la qualité des eaux qui y transitent (Correll, 1997). Elle atténue la quantité de sédiments qui se dirigent vers les cours d'eau par le ruissellement de surface. Au sol, la litière végétale provenant des arbres et arbustes contribue à prévenir l'érosion de surface et l'apport de sédiments aux cours d'eau (France *et al.*, 1988). Les plantes herbacées agissent également comme filtre et diminuent la quantité de sédiments, de nutriments (azote, phosphore) et même de contaminants qui potentiellement porteraient atteinte à la qualité de l'eau (Correll, 1997). Elle permet l'infiltration de l'eau dans le sous-sol, siège de nombreuses réactions chimiques qui purifient l'eau qui est éventuellement restituée au cours d'eau par la zone hyporhéique (Correl, 1997). Dans les airs, la canopée végétale participe aussi à la protection des berges contre l'érosion, puisqu'elle amortit l'impact mécanique des gouttes de pluie sur les sols nus des berges (Gagnon et Gangbazo, 2007) et diminue ainsi le risque de dispersion des particules fines du sol comme la matière organique, les sables fins, les limons et les argiles.



### **3. Effets sur les processus hydro-sédimentaires**

La végétation riveraine contribue à la stabilité des berges en augmentant leur résistance aux forces érosives générées par le courant (Hickin, 1984; Gagnon et Gangbazo, 2007). En période d'eaux hautes, la présence d'arbres et d'arbustes atténue l'impact des forces érosives de l'eau et favorise la déposition de sédiments (Gregory *et al.*, 1991). Par voie de conséquence, la végétation riveraine participe au maintien des caractéristiques du chenal d'écoulement (Beschta et Platts, 1986; Gregory *et al.*, 1991). Dans le cas des rivières coulant en milieu alluvial, caractérisées par de grandes plaines d'inondation et par la translation latérale de leur lit, les deux principaux facteurs de stabilité des berges sont la granulométrie des sols riverains et la présence de végétation qui les consolide grâce au réseau racinaire. (CCSE, 1997; Gray et Barker, 2004). Les différentes espèces de végétaux offrent des niveaux de protection différents (Carlson *et al.*, 1992; Rosentrerer, 1992). Par exemple, les arbustes et les arbres contribuent davantage et plus en profondeur à la cohésion des sols que les plantes herbacées (Hansen, 1992). En somme, la végétation des bandes riveraines est d'autant plus efficace dans son rôle de stabilisation qu'elle se compose de trois strates de végétation, constituées de plantes herbacées, d'arbustes et d'arbres, diversifiées en espèces et en âges (Gagnon et Gangbazo, 2007).

La présence de la végétation riveraine participe dans une certaine mesure à la régulation du cycle hydrologique de l'eau par le biais du phénomène de l'évapotranspiration (Correll, 1997). D'autres mécanismes comme la rétention d'eau, dans la plaine de débordement, dans des dépressions et irrégularités de terrain et dans les délaissés de rivière peuvent aussi intervenir. L'eau ainsi retenue s'infiltré dans la nappe phréatique (Correll, 1997) et peut être relarguée au fur et à mesure de la récession des débits dans les cours d'eau (Wissmar et Swanson, 1990). Toutefois, selon certains auteurs, le rôle de la végétation riveraine dans le cycle hydrologique et le régime des débits serait relativement mineur compte tenu de la faible superficie normalement occupée par les bandes riveraines (McEarchern, 2003; Smyth, 2003). Alors que cette affirmation peut être vraie pour les eaux de ruissellement en période de fonte de la neige ou lors de pluies torrentielles, elle n'est probablement pas fondée pour une bonne partie de l'écoulement des cours d'eau qui provient de l'alimentation par la nappe phréatique et dont l'apport est lié à la présence d'un milieu riverain intact (Correll, 1997).

### **4. Effets sur les processus biotiques**

La zone riveraine influence à la fois directement et indirectement l'habitat des poissons. En créant de l'ombrage sur les cours, non seulement la zone riveraine favorise-t-elle le maintien du régime thermique de base de cours d'eau, mais elle procure également un écran visuel pour les poissons qui peuvent ainsi échapper à la vue des oiseaux ichthyophages. L'apport de gros débris ligneux

provenant des rives façonne la structure physique du lit des cours d'eau (Keller et Swanson, 1979) et complexifie le milieu aquatique (Maridet, 1995), procurant ainsi un milieu propice au développement des communautés aquatiques notamment en favorisant des zones d'abris pour les poissons.

La zone riveraine est aussi une source directe et indirecte de nourriture pour les poissons. L'apport de matière organique allochtone sous forme de feuilles et de petits débris ligneux (FQPPN, 2010) favorise l'enrichissement de la chaîne alimentaire et le développement des populations d'insectes aquatiques qui servent de nourriture aux poissons. En outre, tout particulièrement, dans le cas de petits cours d'eau, les insectes qui tombent des arbres ou qui proviennent de la bande riveraine peuvent constituer une source appréciable de nourriture pour les poissons.

Enfin, la zone riveraine sert d'habitat pour plusieurs espèces de petits mammifères (Doyle, 1990), pour les mammifères semi-aquatiques, pour les amphibiens et pour plusieurs espèces d'oiseaux ichthyophages ou qui préfèrent les milieux de transition (Darveau *et al.*, 1995). Elle sert également de corridor de migration pour les grands cervidés.

Le Tableau 3.2 montre de façon synthétique les différents effets directs et indirects de la présence de la végétation riveraine le long d'un cours d'eau. Les effets indiqués à ce tableau sont inspirés des revues de littérature produites par Anonyme (1991), Kepkay et Cathro (1998) et McEarchern (2003).

Tableau 3.2. Synthèse des principaux effets (rôles et fonctions) liés à la présence de végétation riveraine.

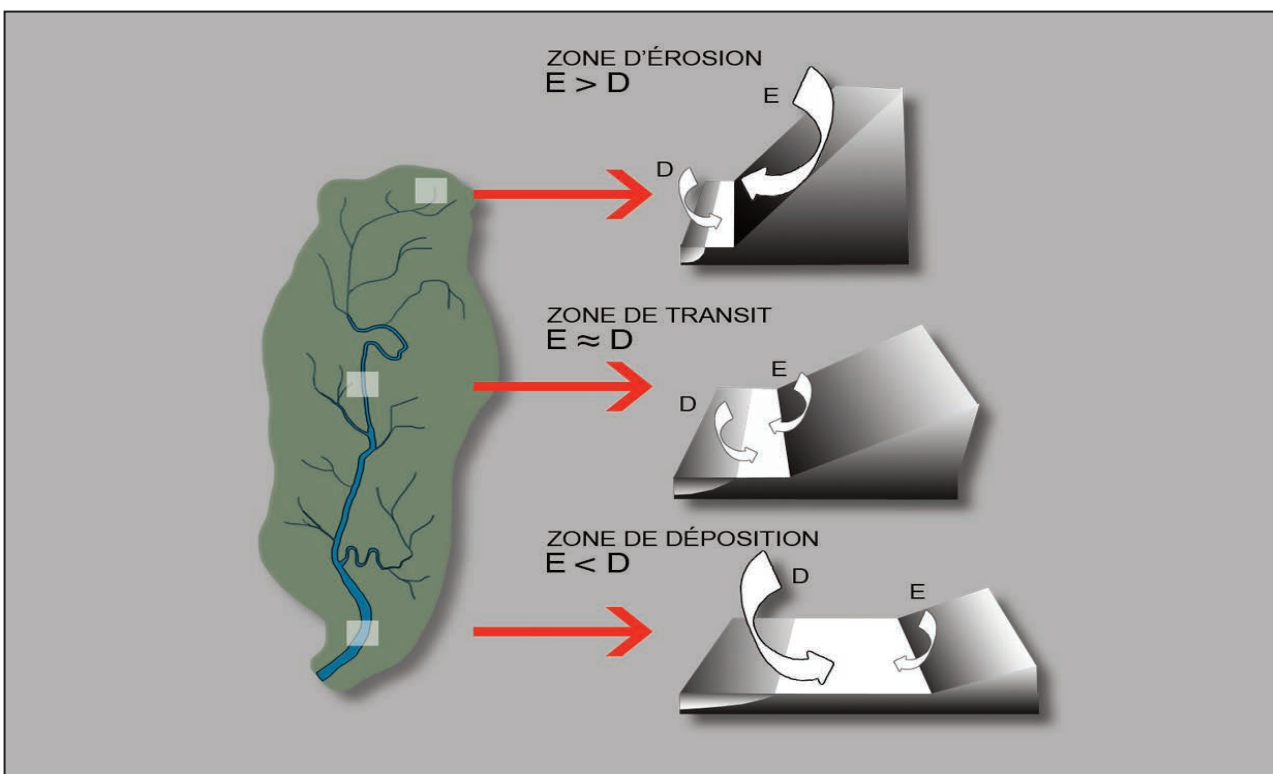
Effets	Effets directs	Effets indirects
Sur le milieu physique terrestre et aquatique	Ombrage	Température Microclimat Couvert pour le poisson
	Protection des rives	Stabilité du chenal d'écoulement
	Atténuation des effets des crues	Stabilité du chenal d'écoulement
	Apport en gros débris ligneux	Abri pour le poisson
	Apport en fins débris ligneux	Apport en matière organique
	Filtre les sédiments	Qualité des frayères
	Intégrité du sol forestier	Protection de l'écoulement hyporhéique Recharge de la nappe phréatique
Sur les caractéristiques chimiques de l'eau	Apport en matière organique	Productivité des eaux (nutriments)
	Apport en matière inorganique	Productivité des eaux (nutriments)
	Régulation de la chimie des sols	Régulation des cycles du C, N, P Qualité physio-chimique de l'eau
Sur la vie aquatique	Apport de nourriture exogène	Abondance et croissance des poissons
	Favorise diversité faune benthique	Abondance et croissance des poissons

## C. Délimitation du milieu riverain et de la bande de protection

### 1. Caractéristiques du milieu riverain

Sur le terrain, le milieu riverain prend une forme irrégulière imposée tout d'abord par la topographie de la vallée du cours d'eau. Il est couvert d'une végétation de transition de type hygrophile et comprend, en sous-étage du cours d'eau et de ses rives immédiates, l'ensemble du milieu alluvial perméable à l'eau, aussi appelé milieu hyporhéique. En somme, le milieu riverain est déterminé par des composantes d'ordres végétal, géomorphologique, édaphique et pédologique (Anonyme, 2005).

Selon la dimension des cours d'eau, le milieu riverain peut occuper aussi peu que quelques mètres de largeur en bordure d'un cours d'eau, dans le cas de petits ruisseaux de montagne, tout comme il peut tout aussi bien s'étendre sur plusieurs centaines de mètres de part et d'autre des grandes rivières de la plaine alluviale (Figure 3.8). Alors qu'il est réaliste de penser protéger la quasi-totalité du milieu riverain des petits cours d'eau de montagne, il est illusoire d'envisager de soustraire l'ensemble du milieu riverain des grands cours d'eau de plaine à l'occupation par l'homme et ses entreprises. De temps immémoriaux, le milieu riverain des grands cours d'eau de la planète a été assujéti à l'utilisation anthropique (Chen *et al.*, 1999). C'est pourquoi la restauration des milieux riverains des grandes plaines alluviales fait maintenant l'objet d'une grande attention des scientifiques et concerne de plus en plus les administrations publiques (Naiman *et al.*, 2005).



**Figure 3.8** - Relation entre la largeur du milieu riverain (en blanc) et le versant de la vallée, d'amont en aval d'un cours d'eau. D'après Tabacchi *et al.* (1998).

## 2. Objectifs poursuivis par la mise en place des bandes riveraines

Les paragraphes qui suivent traitent de deux types de zones de protection riveraine, soit celles qui visent à tamponner les effets des coupes forestières sur le milieu aquatique et celles dont la raison d’être est le maintien des interrelations écologiques entre le milieu riverain et le milieu aquatique.

### L’approche de mitigation

Les bandes de protection laissées le long des cours d’eau, aussi appelées zones tampon, ont été très tôt reconnues comme un moyen efficace de préserver la qualité du milieu aquatique (Hicks *et al.*, 1991). Il en est résulté une littérature abondante sur l’identification des effets du déboisement sur certaines variables ou composantes de l’écosystème aquatique et sur les largeurs requises des bandes riveraines de protection pour minimiser, voire annihiler ces effets négatifs (Lee *et al.*, 2004). Certaines publications privilégient des largeurs minimales qui sauvegardent telle ou telle fonction particulière. Le Tableau 3.3 donne un exemple de cette approche. D’autres auteurs proposent, aux mêmes fins, des intervalles minimum-maximum, reflétant ainsi la variabilité des différentes situations possibles (Broadmeadow et Nisbet, 2004). Le Tableau 3.4 donne un exemple de cette approche. Et enfin, quelques publications présentent des courbes mettant en relation le taux d’efficacité de la bande riveraine à assurer telle fonction par rapport à la largeur de cette bande de protection (Naiman *et al.*, 2000). La Figure 3.9 illustre cette approche.

Tableau 3.3. Quelques exemples de largeurs minimales de la bande riveraine de protection pour remplir certaines fonctions écologiques.

Fonction	Largeur minimale	Référence
Microclimat	Ombrage	30 m. <i>Castelle et al., 1994</i>
	Radiation solaire	85 m. <i>Brosofske et al., 1997</i>
	Effet de bordure	75 m. <i>Brosofske et al., 1997</i>
Contrôle sédimentation	Sédimentation	30 m. <i>Erman et al., 1997; Moring, 1982</i>
Filtre nutriments	Nutriments	30 m. <i>Castelle et al., 1994</i>
Apport débris ligneux	Gros débris	45 m. <i>McDade et al., 1990</i>
	Petit débris	30 m. <i>Brosofske et al., 1998</i>
	Litière organique	30 m. <i>Erman et al., 1997</i>
Faune aquatique	Faune benthique	30 m. <i>Erman et al., 1997</i>
	Faune piscicole	30 m. <i>Raleigh et al., 1997</i>

Tableau 3.4. Quelques exemple de plages de variation de la largeur de la bande riveraine de protection pour remplir certaines fonctions écologiques (inspiré de Hawes et Smyuth, 2005 et d'après Fisher et Fischenich, 2000).

Fonction	Description des effets de la bande riveraine	Largeur recommandée
Protection de la qualité des eaux	Les zones tampon constituées surtout de plantes herbacées implantées sur des pentes graduelles interceptent l'écoulement de surface, capturent les sédiments, enlèvent les polluants et contribuent à la recharge de la nappe phréatique. Une grande partie de l'effet filtrant se produit dans les 10 premiers mètres sur pentes faible à modérée, mais des pentes plus fortes ou la présence de végétation arbustive ou de sols à faible perméabilité requièrent des largeurs plus grandes.	5 à 30 m
Stabilisation des cours d'eau	La végétation riveraine modère le taux d'humidité dans le sol, les racines confèrent une cohésion de la matrice pédologique et favorisent la stabilité des berges. En cas d'érosion active une largeur plus grande est exigée.	10 à 20 m
Habitat riverain	Les zones tampon constituées d'arbustes et d'arbres procurent des abris et de la nourriture pour une variété d'espèces riveraines et aquatiques.	10 à $\geq$ 500 m
Atténuation de l'effet des crues	Les zones tampon favorisent le rétention de volumes d'eau (e.g. bras morts), interceptent le ruissellement de surface et augmente le temps d'arrivée au cours d'eau, atténuant ainsi les pointes de crues.	20 à 150 m
Apport en détritux végétal	Des feuilles, des brindilles et des branches de la canopée tombent dans le cours d'eau et constituent une source importante de nutriments et d'abris pour la faune aquatique.	3 à 10 m

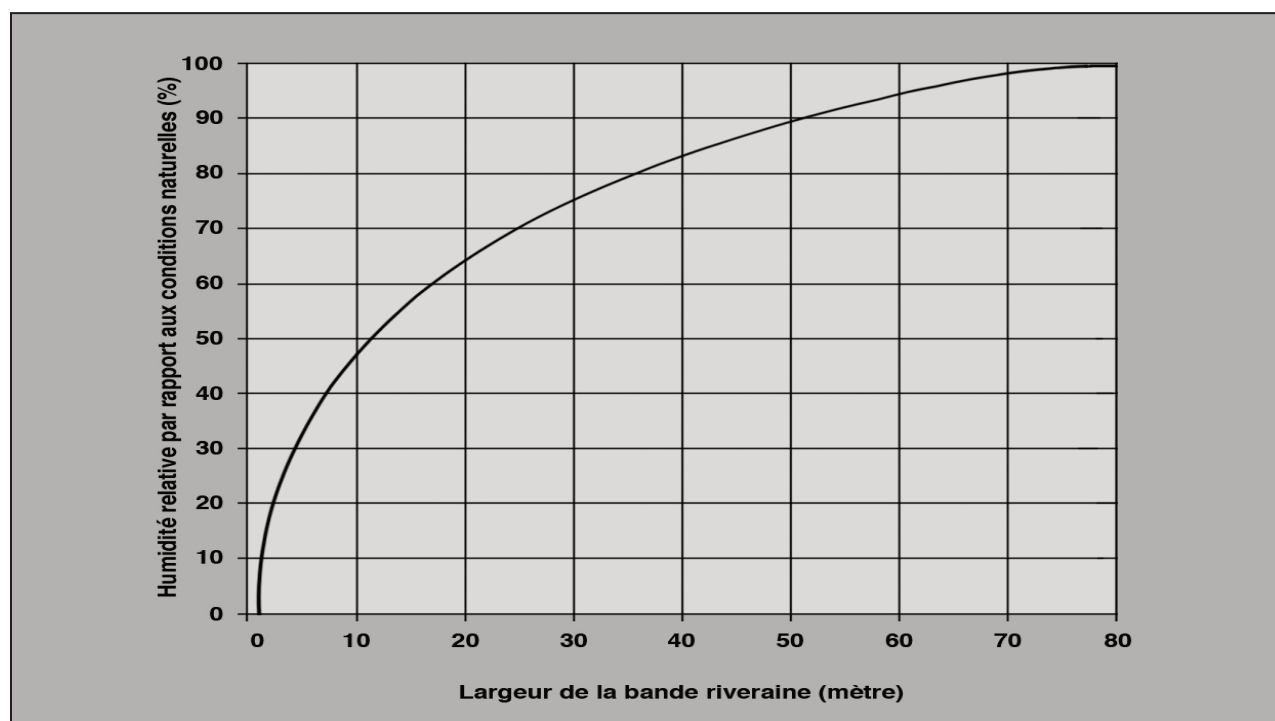


Figure 3.9 – Relation entre l'efficacité de la bande riveraine à maintenir l'humidité relative du milieu riverain et la largeur de cette bande. D'après Brososfke *et al.* (1997).

Il existe énormément de variation dans les normes de protection du milieu riverain émanant des travaux de recherche et dans celles adoptées par les différentes juridictions. Ces écarts peuvent s'expliquer (1) par la très grande variabilité des environnements biophysiques des différents milieux



étudiés à travers le monde, (2) par la variabilité de la position géographique des différentes bandes de végétation à l'intérieur des réseaux hydrographiques étudiés et de la dimension des cours d'eau considérés, et (3) par les objectifs différents poursuivis lors de la mise en place de bandes riveraines de protection.

### **L'approche géomorphologique**

Les bandes riveraines peuvent devenir des corridors ou des zones riveraines protégées dans une optique écosystémique (Gregory *et al.*, 1991; Naiman *et al.*, 2005). À cette fin, de plus en plus de résultats de recherche supportent l'idée que la délimitation des bandes riveraines devrait s'appuyer sur les caractéristiques géomorphologiques du territoire qui, avec les caractéristiques géologiques et climatologiques, constituent les piliers de toute approche écosystémique à la gestion d'un territoire (Verry *et al.*, 2004; Naiman *et al.*, 2005; Kline et Dolan, 2008; Polvi *et al.*, 2011; Fernandez *et al.*, 2012). Une telle approche n'exclut pas le bien fondé du rôle de mitigation des bandes riveraines, mais elle fournit un cadre d'application plus large qui a l'avantage de tenir compte des caractéristiques physiographiques de la vallée d'une rivière depuis sa source jusqu'à son embouchure (Holmes et Goebel, 2011).

L'un des fondements de cette approche est l'ajustement de la largeur de la zone riveraine à la superficie occupée par les dépôts alluvionnaires, ce qui conduit à accorder une protection à tout l'espace horizontal qu'un cours d'eau est susceptible d'occuper au fil de son évolution temporelle. Ainsi, en montagne, le phénomène hydro-morphologique dominant est l'érosion, les cours d'eau y sont de faible largeur et ils sont confinés par l'étroitesse même de leur vallée. Conséquemment leur évolution latérale est limitée, leur zone alluviale réduite et leur zone riveraine peu développée. En région de plaine, la déposition des alluvions facilement mobilisables constitue le processus hydro-morphologique dominant. Les cours d'eau évoluent dans une large vallée, par translation latérale de leur lit, remaniant progressivement leurs alluvions. Conséquemment leur zone riveraine peut être très vaste. Entre ces deux extrêmes, la largeur des cours d'eau de même que leur zone riveraine évoluent selon un continuum régulier. En somme, comme l'illustre la Figure 3.8, la largeur du corridor riverain ou zone riveraine « dépend tout naturellement de la largeur du lit majeur » (Tormos, 2010).

L'approche géomorphologique conduit à la prescription de bandes riveraines de protection qui sont progressivement plus larges depuis l'amont jusqu'à l'aval d'un cours d'eau, reflétant ainsi l'évolution en largeur du milieu riverain le long des cours d'eau.



### **3. Les bandes riveraines de protection : largeurs fixes vs largeurs variables**

Selon les différentes juridictions, les bandes riveraines peuvent être de largeur fixe ou variable et elles peuvent admettre ou non un certain taux de récolte de la matière ligneuse.

Il est évidemment plus facile et moins coûteux d'implanter des bandes de protection de largeur fixe plutôt que de largeur variable, parce qu'un tel choix ne requiert pas de connaissance préalable du territoire. Le choix d'une largeur fixe implique de déterminer exactement les fonctions pour lesquelles la bande riveraine est mise en place (Belt *et al.*, 1992). En principe, le choix d'une largeur fixe entraîne le surdimensionnement de la bande de végétation de façon à s'assurer que la ou les fonctions qu'on lui attribue soient remplies convenablement quel que soit l'endroit le long d'un cours d'eau (Hawes et Smith, 2005). Le choix d'une largeur variable présente l'avantage de mieux s'ajuster aux caractéristiques locales du terrain, mais suppose la connaissance préalable du territoire à protéger. Récemment, des outils informatiques, comme la délimitation de territoire à l'aide de méthode de géo-référencement, ont été développés pour aider les aménagistes à établir, à coût raisonnable, les bandes de végétation riveraine à conserver, à partir de cartes topographiques et de photographies aériennes (Holmes et Goebel, 2011).

Certaines juridictions combinent à la fois une bande riveraine de protection à largeur fixe à laquelle s'ajoute une bande de largeur variable qui peut admettre un certain taux de prélèvement de la matière ligneuse (notamment les états et provinces suivantes : Orégon, Washington, Colombie-Britannique, Alberta, Manitoba). Ce dispositif est souvent dénommé zone riveraine d'aménagement plutôt que zone tampon. En effet, dans ce cas, on s'éloigne de la notion de bande riveraine de protection destinée à tamponner certains effets particuliers du déboisement sur le milieu aquatique, pour s'approcher de la notion de corridor riverain et d'une vision holistique des ressources du territoire afin de protéger l'ensemble des services écologiques rendus par le milieu riverain.

### **4. Les facteurs de fragilité de la bande riveraine de protection**

L'efficacité des bandes riveraines de protection est liée à la permanence de leurs attributs, que sont les associations végétales qu'on y trouve, la hauteur et le nombre d'arbres laissés en place et l'intégrité de l'état des sols. Or, l'expérience montre que plusieurs facteurs peuvent agir sur la stabilité à long terme de la bande riveraine. La prise en considération de ces facteurs permet d'ajuster la largeur de la bande riveraine requise pour maintenir ses attributs et jouer son rôle de protection du milieu aquatique.

## **La susceptibilité des sols à l'érosion**

Les caractéristiques physiques des sols, à savoir les types de sol et le degré de cohésion des particules, permettent d'estimer leur capacité à résister à l'érosion (CCSE, 1997). Ainsi, les sols grossiers, c'est-à-dire les graviers, les sables moyen et grossier, ayant une bonne capacité d'absorption de l'eau ou les argiles ayant une forte cohésion, sont moins susceptibles à l'érosion que les sols à texture fine sans cohésion tels les sable fins et très fins (Plamondon, 2005). Ces observations sont applicables à la partie de la berge où le sol minéral est à nu ou si l'exploitation forestière met une portion de la surface à nu (ex. : ornierage). Cependant, en forêt, l'humus protège le sol minéral contre l'érosion, puisqu'il amortit l'impact mécanique des gouttes de pluie qui cause la dispersion des particules fines du sol.

Les berges des rivières à saumon tant en Gaspésie que sur la Côte Nord sont périodiquement endommagées par des glissements de terrains causés par la présence de dépôts argileux situés en profondeur dans le sol. Ces dépôts argileux ont été mis en place lors de l'invasion marine survenue à la suite de la dernière glaciation, il y a environ 8 000 à 14 000 ans (Bilodeau *et al.*, 2005). Par la suite, ces dépôts argileux ont été recouverts d'une épaisseur variable de sable et de gravier (Bilodeau *et al.*, 2005). Ce type de glissement de terrain, aussi nommé coulées de boues, survient généralement à la suite de fortes précipitations sur des pentes abruptes lorsque la limite de liquidité de l'argile est dépassée (GGR, 2009).

## **Le degré d'inclinaison de la pente**

Le risque d'érosion des berges, lorsque le sol minéral est mis à nu, croît avec le degré d'inclinaison de la pente. Ainsi, les zones de fortes pente (pente > 40 %) sont considérées comme étant les plus fragiles (Bertrand, 2007). Ces pentes occupent plus de 5 % de la superficie des bandes riveraines du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'est (Bertrand, 2007). Par contre, les peuplements forestiers localisés sur des pentes fortes ne sont généralement pas récoltés au Québec et la récolte partielle de bandes riveraines est interdite sur des pentes fortes (article 4 du RNI).

## **Le drainage**

Le degré de fragilité des bandes riveraines à l'érosion est intimement lié au drainage. Les bandes riveraines possédant des classes de drainage imparfait (4), mauvais (5) ou très mauvais (6), sont considérées comme étant les plus fragiles (Bertrand, 2007). Ces classes de drainage occupent 19,5 % de la superficie des bandes riveraines du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'est (Bertrand, 2007).

## La susceptibilité au chablis

Pour que les bandes riveraines puissent remplir efficacement leurs fonctions écologiques, comme la stabilisation des berges et le maintien du régime thermique naturel de l'eau, elles doivent demeurer relativement stables tout en considérant que les apports naturels de gros débris ligneux (troncs) sont nécessaires à la création d'une variété d'habitats aquatiques (Likens *et al.*, 1982). Cependant, une augmentation substantielle des apports de gros débris par les chablis à la suite des opérations forestières n'est pas nécessairement désirable sur les plans hydraulique et biologique.

Les chablis peuvent causer des pertes variables dans les bandes riveraines (Bertrand *et al.*, 2002). Cette variabilité s'explique par plusieurs facteurs qui entrent en interaction (Bertrand *et al.*, 2002). Les variations régionales et locales d'exposition au vent jouent un rôle de premier ordre (Bertrand *et al.*, 2002; Ruel *et al.*, 2001). Les caractéristiques physiques du sol pourraient jouer un rôle déterminant, mais peu d'études ont été réalisées à ce sujet au Québec (Bertrand *et al.*, 2002; Ruel *et al.*, 2001). Selon une étude réalisée en Gaspésie (Ruel, 2001) concernant l'effet des dépôts de surface sur le phénomène des chablis, cinq types de dépôts ont pu être classifiés selon leur sensibilité au chablis. Par ordre décroissant de sensibilité ce sont: 1) les till minces (1AY, 1AM et M1A); 2) les éboulis (8E); 3) les affleurements rocheux (R1A et R); 4) les till épais (1A); 5) et les colluvions (8C).

Les caractéristiques des peuplements forestiers peuvent aussi jouer un rôle dans le degré de sensibilité au chablis (Bertrand *et al.*, 2002; Ruel *et al.*, 2001). Selon une étude réalisée dans la Réserve faunique des Laurentides, quatre essences ont pu être classifiées selon leur sensibilité au chablis. Ce sont, en commençant par la plus sensible (Ruel *et al.*, 2001) : 1) le sapin baumier; 2) l'épinette noire; 3) l'épinette blanche; 4) et le bouleau à papier.

De plus, Ruel *et al.* (2001) démontrent que le risque de pertes par chablis augmente avec la hauteur et l'âge du peuplement. Le fait de récolter une partie des tiges dans les bandes riveraines augmente substantiellement la vulnérabilité au chablis. À l'intérieur de certaines limites, la largeur de la bande de protection ne semble pas avoir un effet déterminant sur l'occurrence des chablis. En effet, l'étude de Ruel *et al.* (2001) démontre que la vulnérabilité au chablis d'une bande riveraine est la même, qu'elle ait 20 m ou 60 m de largeur.

Cependant, plusieurs méthodes permettent de réduire les pertes causées par le chablis telles que : 1) la forme et localisation de la bande riveraine; 2) l'adoucissement progressif de la bordure; 3) l'élagage et l'étêtage; 4) l'élimination des arbres dominants à la bordure; 5) la rétention partielle des arbres codominants; 6) la rétention des arbres opprimés; 7) la coupe d'un maximum de 10 % à 20 % des tiges sur une distance équivalant à une hauteur d'arbre (Ruel *et al.*, 2001).

## 5. Deux exemples de modèles de bandes riveraines de protection

Les paragraphes suivants présentent deux exemples de modèles de bandes riveraines de protection qui combinent jusqu'à un certain point l'approche de mitigation et l'approche écosystémique.

En Colombie-Britannique, où l'on trouve d'importantes populations de saumon du Pacifique, le Code de pratiques forestières de cette province (statuts de 2004) prévoit six catégories d'aires riveraines d'aménagement (ARA) définies par trois critères de base. Ces critères sont la largeur des cours d'eau, la présence ou l'absence de populations ichthyennes dans les cours d'eau et l'utilisation communautaire des bassins versants (Province of British Columbia, 1995). Ces trois critères simples d'application sont interprétés comme étant le reflet d'un ensemble de caractéristiques biophysiques et hydrographiques des bassins versants et tiennent compte aussi de l'utilisation communautaire de la ressource-eau. Les ARA comportent deux zones : une zone réservée qui doit être maintenue intacte et une zone d'aménagement où certaines activités forestières sont autorisées. Les plus petits cours d'eau (largeur < 3 m), exempts de populations de poissons, comportent une ARA de 20 m (sans zone réservée), tandis que les plus grands cours d'eau (largeur > 20 m) exigent une ARA de 70 m (avec une zone réservée de 50 m). Les très grandes rivières (largeur  $\geq$  100 m) bénéficient d'une ARA minimale d'une largeur d'au moins 100 m (sans zone réservée) ou de largeur équivalente à celle de la plaine de débordement. En outre, le Code des pratiques forestières prévoit un ensemble de dispositions additionnelles dans le cas où des cours d'eau ont une utilité communautaire vitale ou dans le cas de cours d'eau comportant des populations de poissons « sensibles » ou encore s'ils soutiennent des activités de pêche de grande valeur.

Haberstock et al. (2000) ont élaboré, pour le nord-est américain, une méthode qui s'adresse spécialement aux rivières fréquentées par le saumon atlantique de cette région. La méthode qu'ils proposent a été développée par une équipe multidisciplinaire formée de biologistes de la faune aquatique et terrestre, d'hydrologues et d'ingénieurs forestiers. Le but visé est, bien entendu, la protection de l'habitat du saumon atlantique et, plus spécifiquement, l'objectif de cette méthode est de maintenir les fonctions de base jouées par le milieu riverain à l'égard du milieu aquatique, tout en tenant compte des singularités locales du terrain. La zone de protection riveraine retenue selon cette méthode se compose de deux sous-zones : la première couvre une distance de fixe 35 pieds [11 m] (zone de protection intégrale), tandis que la seconde, de largeur variable, peut occuper >265 pieds [80 m] (zone où la coupe d'éclaircie peut être admise). La largeur totale de la zone riveraine n'est jamais inférieure à 70 pieds [23 m] et peut dépasser 300 pieds [91 m]. La méthode tient compte d'attributs primaires, soit la pente du terrain, les caractéristiques pédologiques et la couverture végétale qui permettent de

déterminer la largeur de base de la première zone et d'attributs secondaires qui viennent moduler la largeur de base de la seconde zone. Ces attributs secondaires sont, notamment les sources, les plaines d'inondation, les zones humides, les pentes abruptes, la rugosité du sous-sol forestier, l'ordre hydrographique des cours d'eau. Pour l'instant il ne semble pas que cette méthode ait été adoptée par les états du nord-est américain où l'on trouve des populations de saumon atlantique de sorte qu'on ne peut juger de son applicabilité.

#### **D. Les normes québécoises de protection de la zone riveraine**

Au Québec, les bandes de protection riveraine comportent des largeurs fixes établies à 20 m pour tous les cours d'eau à débit permanent et à 60 m dans le cas des rivières à saumon. Les objectifs visés par ces normes prescrites au Règlement sur les normes d'intervention en milieu forestier (RNI) sont de conserver à la zone riveraine sa capacité à maintenir la qualité du milieu aquatique comme habitat faunique et milieu de vie des poissons, tout en ayant une préoccupation d'esthétique visuelle pour les utilisateurs de la faune (Walsh *et al.*, 1997). Dans le cas des rivières à saumon, les textes réglementaires ne précisent pas si l'expression « rivière à saumon » s'applique à la partie du réseau hydrographique occupée par les phases adultes et juvéniles ou seulement à la partie utilisée par les saumons adultes. De plus, les textes officiels à cet égard ne spécifient aucunement si les modalités spécifiques aux rivières à saumon ont pour objet de protéger l'habitat du saumon adulte en lien avec le cadre esthétique et visuel lié à la pratique de la pêche sportive ou s'il est de protéger l'ensemble des habitats de cette espèce, autant pour le stade adulte que pour le stade juvénile dans une optique écologique (Bélanger, 2001).

En ce qui concerne les cours d'eau à écoulement intermittent, seule une distance de 5 m est protégée contre la circulation de la machinerie lourde. Cette disposition relative à la protection du sol riverain soulève des inquiétudes, puisqu'une forte proportion de ces bandes est considérée comme étant fragile en raison de leur mauvais drainage (Bertrand, 2007; Bertrand *et al.*, 2002). Les avis sont partagés quant au besoin d'élargir cette bande de protection et même d'y limiter la récolte forestière (Bertrand *et al.*, 2002). En effet, certains privilégient le maintien de la réglementation actuelle, tandis que d'autres proposent de nouvelles mesures telles que l'adoption d'une bande de protection de 10 ou 15 m ou, à tout le moins, une modulation des normes sur une base locale (Bertrand *et al.*, 2002).

Le document de consultation pour la nouvelle Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF) traite en bloc des milieux aquatiques, humides et riverains, ce qui, au plan écologique, constitue un bon point de départ compte tenu de la connectivité de ces milieux. Par contre, ce document met l'emphase à peu près uniquement sur l'aspect de la prévention des effets de l'augmentation des débits

de pointe et de l'accroissement de l'apport de sédiments dans le milieu aquatique que peuvent occasionner les opérations forestières et la récolte de la matière ligneuse. On est ainsi porté à penser que, dans l'esprit de la réglementation québécoise, les bandes riveraines de protection constituent des zones tampon, dont le but est d'atténuer les effets des coupes forestières sur le milieu aquatique à l'égard de certaines menaces particulières, notamment la sédimentation et les effets négatifs de l'augmentation des débits.

Dans les faits, l'approche québécoise en matière de protection des milieux riverains se rattache davantage à l'approche de mitigation qu'à l'approche écosystémique même si, en principe, les mesures envisagées par la SADF doivent viser à « maintenir l'intégrité et les fonctions des milieux riverains » (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2010). Par contre, la SADF admet la possibilité d'une modulation des normes établies dans le futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) par le biais de discussions aux tables de gestion intégrée des ressources et du territoire (GIRT), afin de tenir compte davantage de préoccupations écologiques ou d'ordre social des intervenants sur le territoire. Les désavantages de cette façon de procéder sont que la protection du milieu riverain et aquatique repose en partie sur la sensibilité des différents groupes environnementalistes locaux à l'égard de cette question, qu'elle sera soumise au consensus des intervenants locaux en matière d'utilisation des ressources forestières et qu'elle pourrait ne pas toujours être fondée sur des caractéristiques objectives du territoire.

En somme, la réglementation québécoise à l'égard des milieux riverains associés au milieu forestier, bien que valable sous certains rapports (Bélanger, 2001), n'a pas atteint le degré de sensibilité écologique que l'on trouve dans les pratiques forestières de la Colombie-Britannique, de l'Alberta et du Manitoba (Smyth, 2003; Morissette et Donnelly, 2010) ou de certaines juridictions américaines comme les états de Washington et de l'Orégon. En effet, les caractéristiques écologiques, hydrographiques et ichtyologiques des différentes régions du Québec ne sont aucunement prises en compte, en tant que tel, dans la réglementation forestière, comme cela se fait dans la réglementation ou normes en vigueur dans ces autres juridictions.

## **E. Recommandations de la FQSA**

Les recommandations proposées ci-après s'inspirent en large partie des observations faites lors de l'atelier sur les milieux riverains (Gouvernement du Québec *et al.*, 2002).

### **Recommandation n° 3 :**

Malgré l'approche écosystémique préconisée par la SADF, l'adoption de bandes riveraines de protection de largeur fixe, comprenant une seule norme uniforme de 20 m pour tous les cours d'eau



à débit permanent du milieu forestier québécois et de 60 m pour les rivières à saumon, ne tient compte que très imparfaitement des caractéristiques écologiques des différents milieux riverains de la province. Il est souhaitable qu'au Québec, la gestion forestière des milieux riverains passe de la notion zone tampon contre certains effets négatifs de l'exploitation forestière à la notion de corridor riverain ou, mieux, à celle d'écotone riverain géré en tant qu'unité écologique du paysage forestier. De plus, il apparaît essentiel de revisiter l'ensemble du dossier des milieux riverains sur la base de notions d'écologie forestière régionale. Enfin, un programme de recherche multidisciplinaire devrait être mis en place pour améliorer la gestion forestière de ces milieux, en assurer la conservation et en permettre l'utilisation durable.

#### **Recommandation n° 4 :**

L'imposition d'une norme minimale de protection de 60 m sur les rivières à saumon doit s'étendre à l'ensemble du réseau hydrographique colonisé ou potentiellement colonisé par le saumon à l'un ou l'autre des stades de développement de cette espèce. En pratique, l'adoption d'une telle règle signifierait que tous les cours d'eau d'ordre  $\geq 3$  devraient bénéficier de cette norme. Ailleurs sur le réseau hydrographique des rivières à saumon, la norme minimale de 20 m peut être conservée. L'adoption d'une telle règle est amplement justifiée par la sensibilité écologique de cette espèce et son importance économique.

#### **Recommandation n° 5 :**

L'application des normes de 60 m et de 20 m sur les rivières à saumon devrait être bonifiée, cas par cas, sur la base des connaissances locales existantes de manière à tenir compte de la susceptibilité des sols à l'érosion, des effets de pente des rives, de la qualité du drainage et des possibilités de chablis. Il y aurait lieu de développer, sur une base régionale, un cadre normatif pour tenir compte de ces facteurs de fragilité des bandes riveraines de protection, afin de s'assurer de leur durabilité dans le temps.

#### **Recommandation n° 6 :**

Compte tenu de l'ambivalence des opinions des experts sur le degré de protection à accorder aux cours d'eau à débit intermittent, il y a lieu de consacrer un effort de réflexion à ce sujet afin de statuer sur leur rôle écologique dans le réseau hydrographique des cours d'eau. Cet exercice de réflexion nécessitera vraisemblablement des travaux de recherche et d'acquisition de connaissances.

## RÉSUMÉ ET CONCLUSION

Les rivières à saumon font l'objet d'une attention distincte dans la Loi sur l'aménagement durable des forêts, car le ministre responsable de l'application de cette loi peut reconnaître des rivières à saumon aux fins de l'application de certaines dispositions réglementaires.

Toutefois, la notion de rivière à saumon n'est pas claire dans les textes réglementaires et administratifs. En effet, la directive administrative intitulée OPMV pour les milieux aquatiques reconnaît déjà certaines rivières à saumon et certains de leurs tributaires, mais cette liste est loin d'être complète. En outre, le but visé par cette reconnaissance demeure ambigu. Les textes officiels à cet égard ne spécifient aucunement si cette reconnaissance a pour objet de protéger l'habitat du saumon adulte en lien avec le cadre esthétique et visuel lié à la pratique de la pêche sportive ou s'il est de protéger l'ensemble des habitats de cette espèce dans une optique écologique.

Pour remédier à ces imprécisions, il est proposé de reconnaître au titre de rivière à saumon, tout cours d'eau fréquenté ou potentiellement fréquenté par le saumon atlantique à l'un ou l'autre de ses stades de développement. Parallèlement, il est proposé de reconnaître comme bassin versant critique pour le saumon, tout sous-bassin hydrographique d'une rivière à saumon compris entre 20 et 40 km<sup>2</sup>.

Cette double reconnaissance aura pour premier effet que le taux de coupe admissible (AEC) par bassin versant ou sous-bassin versant devra être établi à cette échelle de résolution plutôt qu'à l'échelle de 100 km<sup>2</sup>, comme il est actuellement prévu dans l'OPMV de la faune aquatique. Le second effet de cette reconnaissance fera en sorte que tout cours d'eau fréquenté ou potentiellement fréquenté par le saumon, à toute étape de son cycle vital, bénéficiera d'une bande riveraine de protection de 60 m.

Une revue exhaustive de la littérature sur l'influence du taux de coupe sur les caractéristiques morphométriques des cours d'eau et la prise en compte des résultats de recherche sur la rivière Cascapédia, en Gaspésie, montre que le taux de coupe maximal admissible (AEC) sur les bassins versants critiques pour le saumon, ne devrait pas dépasser 30 % pour sauvegarder l'habitat du saumon, ce qui constitue une diminution importante par rapport à la disposition de l'OPMV à cet égard.

Les travaux de recherche les plus progressistes, en matière de protection du milieu riverain, supportent clairement le choix d'une bande riveraine de protection minimale de 60 m le long de tous les cours d'eau fréquentés par le saumon. En règle générale, une telle norme devrait s'appliquer à des cours d'eau d'ordre  $\geq 3$ , alors que les cours d'eau d'ordre inférieur comporteraient des bandes riveraines fixes minimales de 20 m. Toutefois, il est fortement suggéré que ces largeurs soient modulées localement pour tenir compte de facteurs locaux de sensibilité des bandes riveraines qui pourraient mettre en péril leur permanence à long terme. Il est incidemment recommandé de prévoir un cadre normatif en vue de l'application des facteurs locaux et régionaux de sensibilité.

## BIBLIOGRAPHIE

- ALILA, Y, P. K. KURAS, M. SCHNORBUS et R. HUDSON. 2009. *Forests and floods : a new paradigm sheds light on age-old controversies*. Water Resources Research, 45: 1-24.
- AMORO, C. et G. E. PETTS. 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris, 300 p.
- ANONYME. 1991. *Buffer strips for riparian zone management (A literature review)*. US Corps of Engineers (New England division). Report to State of Vermont, 56 p.
- ANONYME, 2005. *A practical field procedure for identification and delineation of wetlands and riparian areas*. Water & Forestry, Water Affairs and Forestry, Republic of South Africa, 49 p.
- BÉLANGER, L. 2001. *Aménagement durable des milieux riverains: les bonifications nécessaires au RNI*. In Gouvernement du Québec, Université Laval et Association des manufacturiers de bois de sciage du Québec. 2002. *Atelier sur les milieux riverains : rapport de l'atelier*, 47 p.
- BELT, G.H., J. O'LAUGHLIN et T. MERRIL. 1992. *Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality : Analysis of scientific literature*. University of Idaho, College of Natural Resources, Report No. 8, 32 p.
- BERTRAND, N. 2007. *Importance et caractéristiques des milieux riverains et humides au Québec*, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec, Québec, ISBN : 978-2-550-50174-9, 53 p.
- BERTRAND, N., M. C. DUMONT, J. J. MARTEL, B. GAUTHIER, C. MICHAUD, H. SANSREGRET, M. DARVEAU et J. L. BUGNON. 2002. *Rapport de l'atelier sur les milieux forestiers riverains tenu le 21 et 22 novembre 2001 à Shawinigan*. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Québec, 56 p.
- BÉRUBÉ, P. et A.-M. CABANA, 1997. *Programme de calcul du pourcentage maximal de coupe acceptable pour la conservation des écosystèmes aquatiques (version 1.0) : guide de l'utilisateur*, Québec, Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale du patrimoine faunique et naturel, Direction de la faune et des habitats, 21 p. + 1 disquette.
- BESCHTA, R. L. et W. S. PLATTS. 1986. *Morphological features of small streams: significance and function*. Water Resources Bulletin, 22: 369-378.
- BESCHTA, R. L., M. R. PYLES, A. E. SKAUGSET et C. G. SURFLEEET. 2000. *Peakflow responses to forest practises in the western cascades of Oregon, USA*. Journal of Hydrology, 233: 102-120.
- BILBY, R.E. 1988. *Interactions between aquatic and terrestrial systems*. In Raedeke, K. J. (éd.). *Streamside management: riparian wildlife and forestry interactions*. Proceedings of a symposium on riparian wildlife and forestry interactions. Univ. Washington, Inst. of Forest Resources. Contribution 59, p.13-29.
- BILODEAU, C., C. GENOIS, D. DEMERS, J. POTVIN, D. ROBITAILLE et C. DUPUIS. 2005. *Cartographie des zones exposées aux glissements de terrain dans les dépôts meubles : guide d'utilisation des cartes de zones de contraintes et d'application du cadre normatif*, Québec, Gouvernement du Québec, ISBN : 2-550-42506-5, 77 p.

- BISSON, P.A., QUINN, T. P., REEVES, G. H. et GREGORY, S. V. 1992. *Best management practices, cumulative effects, and long-term trends in fish abundance in Pacific Northwest river systems*. Pages 189-232 In *Watershed management: balancing sustainability and environmental change*. Edited by R. J. Naiman, Springer-Verlag, New York.
- BISSON, P.A., S. V. GREGORY, T. E. NICKELSON et J. D. HALL. 2008. *The Alsea watershed study: a comparison with other multi-year investigations in the Pacific Northwest*, p. 259-290. In Stednick, J. D. *Hydrological and biological responses to forest practices: the Alsea watershed study*. Springer, 316 p.
- BLANC, S. 2004. *Les stratégies d'histoire de vie des juvéniles de Saumon atlantique (Salmo salar L.) en fonction de l'état de maturation : Identification, importance relative et influence de certains facteurs environnementaux*. Mémoire de fin d'études, École nationale d'ingénieur des travaux agricoles de Bordeaux, 51p. + Annexes.
- BOULTON, A. J., FINDLAY, S., MARMONIER, P., STANLEY, E. H., et H. M. VALETT.M. 1998. *The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers*. *Annual Review of Ecological Systems*, 29, 59-81.
- BROADMEADOW, S. et T. R. NISBET. 2004. *The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice*. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(3): 286-305.
- BROOKS, R. T. et T. D. KYKER-SNOWMAN. 2009. *Forest-floor temperature and soil moisture across riparian zones on first-to third-order headwater in southern New England, USA*. *Forest ecology and Management*, 258: 2117-2126.
- BROSOFSKE, K., J. CHEN, R. J. NAIMAN et J. F. FRANKLIN. 1997. *Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Oregon*. *Ecological Applications*, 7(4): 1188-1200.
- BURTON, T. A. 1997. *Effects of basin-scale timber harvest on water yield and peak streamflow*. *J. Amer. Water Res. Ass.*, 33(6): 1187-1196.
- BUTTLE, J. M. et R. A. METCALFE. 2000. *Boreal forest disturbance and streamflow responses, northeastern Ontario*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl. 2): 5-18
- CARLSON, J.R., G. L. CONAWAY, J. L. GIBBS et J. C. HOAG. 1992. *Design criteria for revegetation in riparian zones of the intermountain area*. In *Proceedings - Symposium on ecology and management of riparian shrub communities*, USDA, Intermountain Research Station, Report INT-289, p. 16-17.
- CASTELLE, A. J., A. W. JOHNSON, et C. CONOLLY. 1994. *Wetland and stream buffer size requirements – A review*. *J. Envir. Qual.*, 23 :878-882
- CCSE, 1997. *Les bandes riveraines et la qualité de l'eau : une revue de littérature*, Centre de Conservation des Sols et de l'Eau de l'Est du Canada, Canada, [En ligne], <http://www.cuslm.ca/ccse-swcc/publications/francais/bandes.pdf> (2 juin 2010).
- CHAMBERLIN, T.W., R.D. HARR et F.H. EVEREST. 1991. *Timber harvesting, silviculture, and watershed processes*, In *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats*, Edited by W.R.Meehan. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 19: 181-205.
- CHEN, J., J. F. FRANKLIN et T. A. SPIES. 1993. *Constrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old growth Douglas-fir forest*. *Agricultural and Fores Meteorology*, 63 : 219-237.
- CHEN, J., S. C. SAUNDERS, T. R. CROW, R. J. NAIMAN, K. D. BROSOFSKE, G. D. MROZ, B. L. BROOKSHIRE et J.F. FRANKLIN. 1999. *Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology*. *BioScience*, 49(4) : 288-297.

- COPELAND, R. R., D. S. BIEDENHARN et J. C. FISCHENICH. 2000. *Channel-forming discharge*. U. S. Corps of Eng. ERDC/SHL CHETN-VIII-5, 9 p.
- CORRELL, D. L. 1997. *Buffer zones and water quality protection : general principles*. In Haycock, N. E., T. P. Burt, K. W.T. Goulding et G. Pinay (éds). Proceedings of the international conference on buffer zones, UK, p. 7-20.
- COSEPAC. 2010. *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le Saumon atlantique au Canada*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Ottawa), 168 p.
- CUNJAK, R. A., R. A. CURRY, D. A. SCRUTON et K. D. CLARKE. 2004. *Fish-forestry interactions in freshwaters of Atlantic Canada*. P. 439-462. In Northcote, T.G. et G. F. Hartman (ed). *Fishes and Forestry: Worldwide watershed interactions and management*, Blackwell Science, 789 p.
- DARVEAU, M., P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER, J. HUOT et P. LARUE. 1995. *Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest*. J. Wildl. Mgmt. 59(1): 67-68.
- DAVIES-COLLEY, G. W. PAYNE et M. VAN ELSWIJK. 2000. *Microclimate gradients across a forest edge*. New Zealand Journal of Ecology, 24(2): 111-121.
- DESCHÊNES, J., M. A. RODRIGUEZ et P. BÉRUBÉ, 2007. *Context-dependent responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to forestry activities at multiple spatial scales within a river basin*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64: 1069-1079.
- DOYLE, A. T. 1990. *Use of riparian and upland habitats by small mammals*. J. Mammalogy, 71: 14-23.
- DOYLE, M. W., D. SHIELDS, K. F. BOYD, P. B. SKIDMORE et D. DOMINICK. 2007. *Channel-forming discharge selection in river restoration design*. J. Hydraulic Eng. 133(7) : 831-837.
- DUBÉ, M., S. DÉLISLE, S. LACHANCE et R. DOSTIE. 2006. *L'impact de ponceaux aménagés en milieu forestier sur l'habitat de l'omble de fontaine*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier et Direction de l'aménagement de la Faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec, 62 p.
- DUNNE, Y. et L.B. LEOPOLD, 1978. *Water in environmental planning*. W.H. Freeman and Co., San Francisco.
- ERKINARO, J. et E. NIEMLÄ. 1995. *Growth differences between the Atlantic salmon parr, *salmo salar*, of nursery brooks and natal rivers in the river teno watercourse in northern Finland*. Environmental Biology of Fishes, 42: 277-287.
- ERMAN, D. C., J. D. NEWBOLD et K. B. ROBY. 1977. *Evaluation of streamside bufferstrips for protections aquatic organisms*. Technical completion report, Contribution No. 165, California Water Resources Centre, University of California, 49 p.
- FAUSTINI, J.M. 2000. *Stream channel response to peak flows in a fifth-order mountain watershed*, Thèse de doctorat, Oregon State University, 339 p.
- FERNANDEZ, D., J. BARQUIN, M. ALVAREZ-CABRIA et F. J. PENAS. 2012. *Delineating riparian zones for entire river network using geomorphological criteria*. Hydrology Earth System Sciences, 9: 4045-4071.
- FISHER, R.A. et J. C. FISCHENICH. 2000. *Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips*. ERDC TN-EMRRP-SR-24, 17 p.



- FISCHER, R. A., C. O. MARTIN et J. C. FISCHENICH. 2000. *Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife*. Int. Conf. On Riparian Ecology and Management in Multi-land Use Watersheds. American Water Resource Association, 7 p.
- FQPPN. 2010. *Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) dans l'estuaire d'eau douce : généralités, protocole et outils*, Fondation québécoise pour la protection du patrimoine naturel, Québec, ISBN : 978-2-9811688-1-8, 13 p.
- FRANCE, R., R. PETERS et L. McCABE. 1998. *Spatial relationships among boreal riparian trees, litterfall and erosion potential with reference to buffer strip management and coldwater fisheries*. Ann. Bot. Fennici, 35: 1-9.
- GAGNON, É. et G. GANGBAZO, 2007. *Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives*, Direction des politiques de l'eau, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Gouvernement du Québec, Québec, ISBN : 978-2-550-49213-9, 17p.
- GESTION FAUNE. 1997. *Étude de préféabilité visant l'amélioration de la pêche du saumon par l'accroissement de la production de jeunes saumons dans la partie supérieure de la rivière Kedgwick*. Rapport soumis à la Pourvoirie Le Chasseur, 22 p.
- GIBSON, R.J. 1993. *The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production*. Fish Biology and Fisheries, 3: 39-73.
- GGR, 2009. *La dynamique des versants*, Université Laval, Faculté de foresterie, géographie et géomatique, présentation PowerPoint présenté dans le cadre du cours GGR-1003, 28 p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, UNIVERSITÉ LAVAL et ASSOCIATION DES MANUFACTURIERS DE BOIS DE SCIAGE DU QUÉBEC. 2002. *Atelier sur les milieux riverains : rapport de l'atelier*, 47 p.
- GRANT, G. E., F. J. SWANSON, F.J. et M. G. WOLMAN. 1990. *Pattern and origin of stepped-bed morphology in high-gradient streams, Western Cascades, Oregon*. Bulletin of the Geological Society of America, 102: 340-352.
- GRANT, G. E., S. L. LEWIS, F. J. SWANSON, J. H. CISSEL et J. J. MCDONNELL. 2008. *Effects of Froest practices on peak flows and consequent channel response : a state-of-science report for Western Oregon and Washington*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-760. Portland, OR: U. S. Department of Agricultur, Forest Service, Pacific Northwest Reasearch Station, 76 p.
- GRAY D. H. et D. BARKER. 2004. *Root–soil mechanics and interactions*. In Riparian Vegetation and Fluvial Geomorphology, Water Science and Application 8, Bennett S.J. et A. Simon(eds). American Geophysical Union: Washington, DC, p. 113–123.
- GREGORY, S. V., F. J. SWANSON, W. A. McKEE et K. W. CUMMINS. 1991. *An ecosystem perspective of riparian zones*. BioScience 41(8): 540-551
- GREEN, K. 2004. *Utilizing qualitative hydro-geomorphical risk analysis to develop best management practices for forest management in British Columbia's southern interior watersheds*. Aspect, 9 (1): 5-10.
- GREEN, K. 2005. *A qualitative hydro-geomorphic risk analysis for British Columbia's interior watersheds: a discussion paper*. Streamline Watershed Management Bulletin, 8 (2) 14-20.
- GUTHRIE, R.H. 2003. *Peak flow effects in BC forests: real, significant, and manageable*. *Water stewardship, how are we managing?* Proceedings of the 56th Canadian Water Resources Association Annual Conference, Vancouver BC, June 11-13, 2003, Vancouver BC, p. 73-83.



- HABERSTOCK, A. E., H. G. NICHOLS, M. P. DES MEULES, J. WRIGHT, J. M. CHRISTENSEN et D. HUDNUT. 2000. *Method to identify effective riparian buffer widths for Atlantic salmon habitat protection*. J. Amer. Water Res. Association, 36(6) : 1271-1286.
- HALL, J. D., C. J. CEDERHOLM, M. L. MURPHY et K. V. KOSKI. 2004. *Fish-forestry interactions in Oregon, Washington and Alaska, U. S. A.* p. 365-388. In Northcote, T.G. et G. F. Hartman (ed). *Fishes and Forestry: Worldwide watershed interactions and management*, Blackwell Science, 789 p.
- HANSEN, P.L. 1992. *Classification and management of riparian shrub sites in Montana*. In Proceedings - Symposium on ecology and management of riparian shrub communities, USDA, Intermountain Research Station, Report INT-289, p. 68-78.
- HAWES, E. et M. SMITH. 2005. *Riparian buffer zones : functions and recommended widths*. Yale School of Forestry and Environmental Studies, 15 p.
- HÉBERT-MARCOUX, S.-É. 2009. *Les écosystèmes riverains, les bandes riveraines et les corridors écologiques : regard sur la capacité des bandes riveraines définies selon la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec de maintenir la fonction de corridor écologique*. Mémoire de maîtrise. Faculté des sciences, Université Sherbrooke, 90 p.
- HICKS, B. J., J. D. HALL, P. A. BISSON et J.R. SEDELL. 1991. *Responses of salmonids to habitat changes*. In Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats, Edited by W.R.Meehan. Am. Fish. Soc. Spec. Publ., 19: 483-518.
- HICKIN, E. J. 1984. *Vegetation and river channel*. Canadian Geographer, 28: 111-126.
- HOGAN, D. L. et D. S. LUZI. 2010. *Channel geomorphology : fluvial forms, processes, and forest management effects*. In Pike, R.G., T.E. Redding, R.D. Moore, R.D. Winker et K.D. Bladon (editors). 2010. *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Manag. Handb.
- HOLMES, K. L. et P. C. GOEBEL. 2011. *A functional approach to riparian area delineation using geospatial methods*. Journal of Forestry, 109: 233-241.
- ILHARDT, B. L., E. S. VERRY et B. J. PALIK. 2004. *Defining riparian areas*. In Verry, E. S., J. W. Hornberck et C. A. Dolloff (éd.). *Riparian Management in Forests of the Continental Eastern United States*. Lewis Publishers, 402 p.
- JONES, J. A. 2000. *Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon*. Water Resources Research, 36 (9): 2621-2642.
- JONES, J. A. et G. E. GRANT. 1996. *Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon*. Water Resour. Res. 32: 959-974.
- KELLER, E. A. et F. J. SWANSON. 1979. *Effects of large organic material on channel form and fluvial process*. Earth Surface Processes, 4:361-380.
- KEPKAY, M. et J. CATHRO. 1998. *Riparian Ecosystem management: literature review*. Sylva Forest Foundation, British Columbia, 21 p.
- KIM, M. et M. LAPOINTE. 2011. *Regional variability in Atlantic salmon (Salmo salar) riverscapes: a simple landscape ecology model explaining the large variability in size of salmon runs across Gaspé watersheds, Canada*. Ecology Freshw. Fish, 20: 144-156.

- KLAPPOROTH, C. A et J. E. JOHNSON. 2000. *Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on plant and animal communities*. Cooperative Extension, Virginia State University. Publ. 420-152, 20 p.
- KLIN, M. et K. DOLAN. 2008. *River corridor protection guide : fluvial geomorphic-based methodology to reduce flood hazards and protect water quality*. Vermont Agency of Natural Resources, 22 p.
- LANGÉVIN, R. 2004. *Objectifs de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu forestier : Importance au Québec des augmentations des débits de pointe des cours d'eau attribuable à la récolte forestière*. Min. Ressources naturelles, de la Faune et des Parc (Québec), Dir. Environnement forestier, 13 p.
- LAPOINTE, M. 2006. *Les effets des coupes forestières intensives sur le transport sédimentaire en milieu fluvial, bassin de la rivière Cascapédia, Gaspésie*. ACFAS (2006), Colloque No. 680 : Des saumons et des hommes : pressions anthropiques et gestion des écosystème de salmonidés en rivière.
- LEDWITH, T. 1996. *The effects of buffer strips width on air temperature and relative humidity in a stream riparian zone*. Water Quality Monitoring, 6 (5): 1-5.
- LEE, P., C. SMYTH et S. BOUTIN. 2004. *Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States*. J. Environmental Management, 70: 165-180.
- LIKENS, G.E. et R.E. BILBY, 1982. *Developpement, maintenance and role of organic debris in New England streams*. In Swanson, F.J., R.J. Janda, T. Dunne et D.N. Swanston (éd.). Sediment budgets and routing in forested drainage basins, USDA, For. Serv., Gen. Tech. Rep. PNW-141, 122-128 p.
- MACDONALD, L. H., E. E. WOHL et S. W. MADSEN. 1997. *Validation of water yield thresholds on the Kootenai National Forest*. Dept. Earth Resources, Colorado State University, Fort Collins, 197 p.
- MACDONALD, L. H. et J. D. STEDNICK. 2003. *Forests and water: A state-of-the-art review for Colorado*. Colorado Water Resources Research Institute, Completion report no. 196, 65 p.
- MALAVOI, J. et Y. SOUCHON. 1992. *Hydrologie et dynamique hydro-écologique des cours d'eau*. Revue des Sciences de l'eau, 5: 247-261.
- MARIDET, L. 1995. *Rôle des formations végétales riveraines. Recommandations pour une gestion régionalisée*. Rapport final. Ministère de l'Environnement, Direction de l'Eau, 59 p.
- MARTEL, N. 2006. *Réponses des communautés des macro invertébrés des ruisseaux aux activités forestières et au contexte environnemental à différentes échelles spatiales*. Mémoire de maîtrise, UQTR, 57 p.
- MARTEL, N., M. A. RODRIGUEZ et P. BÉRUBÉ, 2007. *Multi-scale analysis of responses of stream macrobenthos for forestry activities and environmental context*. Département de chimie-biologie, Université du Québec à Trois-Rivières. Freshwater Biology, 52, 85-97.
- McCORMICK, J. H., K.E.F. HOKANSON et B.R. JONES. 1972. *Effects of temperature on growth and survival of young brook trout, Salvelinus fontinalis*. J. Fish. Res. Bd. Canada, 29: 1107-1112.
- McDADE, M.H., F.J. SWANSON, W.A. MCKEE, J.F. FRANKLIN et J. VAN SICKLE. 1990. *Source distances for coarse woody debris entering small streams in western Oregon and Washington*. Can. J. For. Res. 20:326-330.
- McEARCHERN, G. 2003. *Where land and waters meet: understanding and protecting riparian areas in Canada*. [Gysbers, J. D. et P. Lee (ed.); Carver, M. contributor]. Edmonton, Alberta: Global Forest Watch Canada, 39 p.

- MILLS, D. H. 1973. *Preliminary assessment of the characteristics of the spawning tributaries of the river Tweed with a view to management*. In International Atlantic Salmon Symposium (1972), Smith, M. W. et W. M. Carter (ed). Special Publ. Series 4 (1) : 145-155.
- MILLS, D. H. 1989. *Ecology and Management of Atlantic Salmon*. Chapman and Hall, London, 351 pp.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. 1998. *Guide des saines pratiques forestières dans les pentes du Québec*, 59 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE. 2010. *Stratégie d'aménagement durable des forêts : proposition pour la consultation publique*, 89 p.
- MOIR, J. C., N. GIBBINS, C. et A. F. YOUNGSON. 1995. *Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in the Girnock Burn, Scotland*. Fisheries Management Ecology, 5(3): 241-254.
- MOIR, H. J., C. SOULSBY, A. F. et YOUNGSON. 2002. *Hydraulic and sedimentary controls on the availability and use of Atlantic salmon (*Salmo salar*) spawning habitat in the River Dee system, north-east Scotland*. Geomorphology, 45: 291–308.
- MONTGOMERY, D. R. et J. M. BUFFINGTON. 1997. *Channel-reach morphology in mountain drainage basins*. GSA Bulletin, 109(5) 596-611.
- MOORE, R. D. et S. M. WONDZELL. 2005. *Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review*. J. Amer. Water Res. Ass. 41(4); 763-784.
- MORISSETTE, J. et M. DONNELLY. 2010. *Milieux riverains : Défis et avenues pour la conservation et l'aménagement forestier durable*. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, 64 p.
- MORING, J. R. 1982. *Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging: an indication of intergravel conditions for developing salmonid eggs and alevin*. Hydrobiologia, 88: 295–298.
- MURPHY, M. L., J. HEIFETZ, S. W. JOHNSON, K. V. KOSKI et J. F. THEDINGAG. 1986. *Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43: 1521-1533.
- NAIMAN, R. J., H. DÉCAMPS et M. POLLOCK. 1993. *The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity*. Ecological applications, 3(2):209-212.
- NAIMAN, R. J., R. E. BILBY et P.A. BISSON. 2000. *Riparian ecology and management in the Pacific rain forest*. BioScience, 5(11): 996-1011.
- NAIMAN, R. J., R. E. BILBY, D. E. SCHINDLER et J. M. HELFIELD. 2002. *Pacific salmon, nutrients, and the dynamics of freshwater and riparian ecosystems*. Ecosystems, 5 : 399-417.
- NAIMAN, R. J., H. DÉCAMPS et M. E. McCLAIM. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, 430 p.
- NAYMIK, J., P.YANGDONG et J. FORD. 2005. *Diatom assemblages as indicators of timber harvest effects in coastal Oregon streams*. J. N. Am. Benthol. Soc. 24(3): 569–584.
- NOLAN, K. M., T. E. LISLE et K. M. KELSEY. 1987. *Bankful discharge and sediment transport in Northwestern California*. Proc. of Symposium on erosion and sedimentation in the Pacific Rim. IAHS Publ. No 165: 439-449.

- NONY, P., M. LIÈVRE, M. CUCHERAT, M. C. HAUGH et G. DAYOUB. 1995. *Introduction à la méthodologie méta-analytique*. La Revue de Médecine Interne, 6 (7): 536-546.
- PIZZUTO, J. E. 2000. *Channel adjustments to changing discharges, Powder river, Montana*. GSA Bulletin, 106(11): 1491-1501.
- PLAMONDON, A. P. 1993. *Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité : revue de littérature*. Univ. Laval, Faculté de foresterie et de géomatique. Min. des Forêts du Québec Publ. C-47, 179 p.
- PLAMONDON, A.P. 2001. *Influence des opérations forestières sur le sol, le régime d'écoulement, la qualité de l'eau et l'habitat aquatique : rapport d'expertise*, 215 p.
- PLAMONDON, A. P. 2004. *La récolte forestière et les débits de pointe : État des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalent de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe*. Min. des Ressources naturelles (Québec), Dir. Environnement forestier, 236 p.
- PLAMONDON, A.P. 2005. *Manuel de météorologie et hydrologie forestière appliquées à l'aménagement des bassins versants*, Université Laval, Faculté de foresterie, géographie et géomatique, 12 chapitres.
- POFF, N. L. et A. D. HURYN. 1998. *Multi-scale determinants of secondary production in Atlantic salmon (Salmo salar) streams*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 201-217.
- POLLOCK, M. M. et P. M. KENNARD. 1998. *A low-risk strategy for preserving riparian buffers needed to protect and restore salmonid habitat in forested watersheds of Washington State*. 10 000 Years Institute, Bainbridge Island, WA. 30 p.
- POLVI, L. E., E. E. WOHL et D.M. MERRITT. 2011. *Geomorphic and process domain controls on riparian zones in the Colorado Range*. Geomorphology, 125(4): 504-516.
- POMERLEAU, C., Y. CÔTÉ et J.-G. MIGNEAULT. 1980. *Répertoire de données relatives aux populations de saumon atlantique (Salmo salar) des rivières du Bas-St-Laurent et de la Gaspésie*. Min. Loisir, Chasse et Pêche, 625 p.
- PORTER, M., E. SNEAD, S. CASLEY et K. WIECKOWSKI. 2012. *Tier 1 Fisheries sensitive watershed (FSW) monitoring protocol rational*. Draft version 3. Report prepared for BC Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations and BC Ministry of Environment, 29 p.
- PROVINCE OF BRITISH COLUMBIA. 1995. *Riparian Management Area Guidebook*. Forest Practices, Code of British Columbia. Victoria, 68 p.
- RALEIGH, R. F., W. J. MILLER et P. C. NELSON. 1986. *Habitat suitability index models : Chinook salmon*. U. S. Dept. Int. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-82/10. 122 p.
- REID, L.M. et S. HILTON. 1998. *Buffering the buffer*. USDA, For. Serv., Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-168-Web, p. 1-14.
- REID, D.J., QUINN, J.M. et WRIGHT-STOW, A.E. 2010. *Responses of stream macroinvertebrate communities to progressive forest harvesting: influences of harvest intensity, stream size and riparian buffers*. Forest Ecology and Management. 260: 1804-1815.



- RICHARDSON, J. S. et MOORE, R.D. 2010. *Stream and riparian ecology*. In Pike, R.G., T.E. Redding, R.D. Moore, R.D. Winker and K.D. Bladon (eds). *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Research and extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Management.
- ROSENTRERER, R. 1992. *High-water indicators plants along Idaho waterways*, Dans Proceedings - Symposium on ecology and management of riparian shrub communities, USDA, Intermountain Research Station, Report INT-289, p. 18-24.
- ROUSSEAU, M. 2004. *Multi-scale analysis of the effects of forestry operations on the stream morphology and sedimentology of the Cascapedia river, eastern Québec*. Mémoire de maîtrise, Univ. McGill, 137 p.
- RUEL, J-C., D. PIN et K. COOPER. 2001. *Windthrow in riparian buffer strips : effect of wind exposure, thinning and strip width*. *Forest Ecology and Management*, 143: 105-113.
- SCHERER, R. 2001. *Effects of changes in forest cover on streamflow: a literature review*. In *Watershed Assessment in the Southern Interior of British Columbia: Workshop Proceedings*, March 9–10, 2000, Penticton, British Columbia. D.A.A. Toews and S. Chatwin (editors). Research Branch, BC Ministry of Forests, Victoria. Working Paper #57.
- SEAR, D. 2010. *Integrating science and practice for the sustainable management of in-stream salmonid habitat*. In KEMP, P (éd). *Salmonid fisheries: Freshwater habitat management*. Wiley and Blackwell, 328p.
- SMYTH, L. P. 2003. *Riparian forest management: paradigms for ecological management and practices in Alberta*. Report produced by the Alberta Research Council. Northern Watershed Final Report No.1, 117 p.
- STRAHLER, A. N. 1952. *Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topology*. *Geological Society of America Bulletin* 63 (11): 1117–1142
- SWEEKA, J. A. et G. MACKEY. 2010. *A functional relationship between watershed size and Atlantic salmon parr density*. *J. Fish and Wildlife Mgmt.* 1(1): 3-10.
- SWIFT, L.W. et J.B. MESSER, 1971. *Forest cuttings raise temperatures of small streams in the southern Appalachians*. *J. Soil and Water Conservation*, 26: 111-116.
- TABACCHI, D. L., D. L. CORRELL, R. HUAER, G. PINAY, A.-M. PLANTY-TABACCHI et R.C. WISMAR. 1998. *Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape*. *Freshwater Biology*, 40: 497-516.
- TERREL, J.W., A.W. ALLEN, D.A. SCRUTON et J. CARPENTER. 1995. *Results of an Atlantic Salmon habitat model building workshop*, March 17-20, 1992. St-John's, Newfoundland. Can. MS. Report, Fish. Aquat. Sci. No 2301, 78p.
- THOMAS, R. B. et W. F. MEGAHAN. 1998. *Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, Western Cascades, Oregon: a second opinion*. *Water Resour. Res.* 34: 3393-3403.
- THORMAN, M. N., P. Y. BERNIER, N. W. FOSTER, D. W. SCHINDLER et F. D. BEALL. 2004. *Threats to water availability in Canada*. National Watershed Research Institute, Ontario. NWRI Scientific Assessment Report Series No.3 and ACSD Science Assessment Series No.1, 128 p.
- TORMOS, T. 2010. *Analyse à l'échelle régionale de l'impact de l'occupation du sol dans les corridors rivulaires sur l'état écologique des cours d'eau*. Thèse de doctorat, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, 425 p. + Annexes.

- TSCHAPLINSKI, P. J., D. I. HOGAN et G. F. HARTMAN. 2004. *Fish-forestry interactions research in coastal British Columbia- the Carnation Creek and Queen Charlotte Islands studies*, p. 389-412. In Northcote, T.G. et G. F. Hartman (ed). *Fishes and Forestry: Worldwide watershed interactions and management*, Blackwell Science, 789 p.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL et C. E. CUSHING. 1980. *The river continuum concept*. *Can. J. Fish. Aquat.* 37 : 130-137.
- VERRY, E. S., J. R. LEWIS et K. N. BROOKS. 1983. *Aspen clearcutting increases snowmelt and storm flow peaks in North Central Minnesota*. *Water Resources Bulletin*, 19(1): 59-67.
- VERRY, E. S., J. W. HORNBECK et C. A. DOLLOFF (éds.). 2000. *Riparian management in forests of the continental eastern united states*. Lewis Publishers, 402 p.
- VERRY, E. S., C. A. DOLOFF et M. E. MANNING. 2004. *Riparian ecotone: a functional definition and delineation for resource assessment*. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 4: 67-94.
- WALSH, R., G. RHÉAUME et P.-M. MARCOTTE. 1997. *Cahier des objectifs de protection du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI)*. Ministère des Ressources naturelles, 99 p.
- WASSON, J. G., MALAVOI, J. R., L. MAURIDET, Y. SOUCHON et L. PAULIN. 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Gestion des milieux aquatiques, No. 14, 158 p.
- WILFORD, D. et LALONDE, R. 2004. *A framework for effective watershed monitoring*. *Streamline Watershed Management Bulletin*, 8 (1): 5-10.
- WILSON, L. 2003. *Analysis of Atlantic salmon habitat distribution and sensitivity to forest extraction in the Cascapedia River drainage basin using a GIS*. M. Sc thesis, Faculty of Graduate Studies, McGill University, 140 p.
- WISSMAR, R.C. et F.J. SWANSON. 1990. *Landscape disturbance and lotic ecotones*. In Naiman, R.J. and H. Decamps (éds.). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Unesco and the Parthenon Publishing Group, Paris, France, pp. 65-89.
- WOLMAN, M. G. et L. B. LEOPOLD. 1957. *River flood plains : some observations on their formation*. Professional Pap. 282-C. Washington, D.C. U. S. Geological Survey, p. 86-109.
- WOLMAN, M. G. et J. P. MILLER. 1960. *Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes*. *J. Geology*, 68: 54-74.
- ZALEWSKI M., J. E. THORPE et R. J. NAIMAN. 2001. *Fish and riparian ecotones – a hypothesis*. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 1: 11-24.
- ZÉGRE, N. 2008. *Local and downstream effects of contemporary forest harvesting on streamflow and sediment yield*. Thèse de doctorat, Oregon State University, 181 p.
- ZÉGRE, N., A. E. SKAUGSET, N. A. SOM, J. J. MCDONNELL et L. M. GANIO. 2010. *In lieu of the paired catchment approach : Hydrologic model change detection at the catchment scale*. *Water Resources Research*, 46(11): 1-20.
- ZIEMER, R. R. 1998. *Monitoring watersheds and streams*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-168 : 128-134.





## CONCLUSION GÉNÉRALE

Le double but de ce rapport est d'examiner les normes de protection existantes à l'égard de l'habitat du saumon atlantique des cours d'eau du milieu forestier et de développer, le cas échéant, des stratégies et des modalités d'exploitation forestière qui permettent d'assurer la conservation de cette ressource.

Il ressort de la documentation scientifique qu'en situation naturelle plusieurs processus de nature complexe affectent l'habitat du saumon à différentes échelles spatio-temporelles. Des variations, parfois même minimales, des conditions environnementales qui prévalent dans les rivières à saumon, peuvent déclencher une cascade de réactions au sein de la mosaïque spatiale des habitats de cette espèce. Il peut en résulter des conditions sous-optimales d'habitat et conséquemment une réduction partielle, voire à l'extrême totale, de la production salmonicole. La connectivité entre les habitats utilisés lors du cycle nyctéméral et lors de l'alternance des saisons ne doit pas être compromise au risque d'une diminution de la productivité salmonicole.

La température et le taux d'oxygène dissous sont les facteurs hydro-climatiques les plus déterminants de la survie des juvéniles, puisque ceux-ci ont des exigences élevées à ces égards. Le régime des débits exerce une double influence sur la biologie du saumon en rivière. D'une part, il détermine la structure de l'habitat des jeunes saumons et, d'autre part, il conditionne le succès de leur survie, notamment lors de la phase d'incubation dans les frayères. Le maintien de débits dont la variabilité n'excède pas trop les variations du régime naturel des eaux, est donc un facteur critique de l'habitat des saumons juvéniles.

Le spectre des conditions optimales préférées par les juvéniles, bien que variable d'une rivière à l'autre, demeure relativement restreint et illustre bien à quel point la survie du saumon et la productivité des rivières à saumon sont conditionnées par les variations, même mineures, des caractéristiques abiotiques et morpho-dynamiques du milieu. La compréhension de ces variations et leur prise en considération sont essentielles à la mise en place de saines pratiques de gestion des différents usages des ressources de l'environnement. Un aménagement forestier écosystémique doit tenir compte de la complexité des processus écologiques qui président à la survie et au maintien des populations de saumons en milieu dulcicole et doit veiller à ce que la récolte forestière induise le moins possible de variations des facteurs de l'environnement aquatique qui dépassent en amplitude ou en fréquence les conditions habituelles du milieu de vie des saumons en rivière.

La forêt joue un rôle régulateur important à l'égard du déroulement du cycle de l'eau. Elle influence le ruissellement de surface, le régime hydrologique des cours d'eau et la recharge de la nappe phréatique. Elle conditionne également les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau et celles de l'eau sous-terrain. Plus particulièrement, la végétation riveraine constitue un facteur déterminant de la

température de l'eau et, de ce fait, elle exerce une influence indirecte sur le contenu en oxygène dissous des cours d'eau. En outre, elle assure aux cours d'eau un apport en matières organique et inorganique, deux facteurs conditionnant la productivité biologique des cours d'eau. Enfin, elle contribue à l'apport de gros débris ligneux qui sont éventuellement incorporés dans la structure du lit des petits cours d'eau de montagne, créant ainsi des habitats favorables aux salmonidés.

En somme, par son influence sur les caractéristiques hydrauliques des cours d'eau et sur la qualité des eaux des cours d'eau, la forêt est un facteur important du maintien de la qualité des habitats du saumon atlantique en milieu fluvial. Non seulement la présence de la forêt joue-t-elle un rôle au plan de la structure physique des habitats des poissons et de l'ambiance physico-chimique de l'eau, mais elle influence également la faune benthique des cours d'eau, ressource alimentaire indispensable à la croissance et à la survie des jeunes saumons.

La suppression totale ou partielle du couvert végétal des bassins versants peut occasionner des modifications de l'ensemble des facteurs de l'habitat du saumon qui sont influencés ou régulés par sa présence. Les effets de la suppression totale ou partielle de la végétation forestière peuvent se répercuter directement ou indirectement sur le saumon et son habitat, à court terme ou à long terme et de façon cumulative ou non avec d'autres modifications de l'environnement. La mise en évidence de ces effets n'est pas toujours chose facile à réaliser, parce que la réponse des cours d'eau ou des communautés d'êtres vivants aux coupes forestières est souvent contextuelle ou peut même être masquée par l'effet d'autres sources de variation du milieu naturel. Toutefois, il y a suffisamment d'études scientifiques menées à l'échelle mondiale pour affirmer que les opérations forestières peuvent entraîner des impacts négatifs sur les cours d'eau et les salmonidés.

Les mesures les plus efficaces pour atténuer, voire annihiler les effets négatifs potentiels de la suppression du couvert forestier, comprennent trois aspects : 1) le contrôle des opérations forestières incluant le réseau routier; 2) la limitation du taux de déboisement des bassins versants; 3) et enfin, la protection du milieu riverain. Le premier aspect, c'est-à-dire le contrôle des opérations forestières et du réseau routier, n'est pas abordé dans ce rapport, les deux autres le sont.

Les rivières à saumon font l'objet d'une considération distincte dans la Loi sur l'aménagement durable des forêts. Le ministre responsable de l'application de cette loi peut reconnaître des rivières à saumon aux fins de l'application de certaines dispositions réglementaires. Toutefois, la notion de rivière à saumon n'est pas claire dans les textes réglementaires et administratifs. En effet, la directive administrative intitulée Objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV) pour les milieux aquatiques, reconnaît déjà certaines rivières à saumon et certains de leurs tributaires, mais cette liste est loin d'être complète. En outre, le but visé par cette reconnaissance demeure ambigu. En effet, à nulle part, il n'est spécifié si le but visé par cette reconnaissance est de protéger l'habitat du saumon adulte, qui en même temps est un lieu de pêche sportive fortement prisé, ou s'il est de protéger l'ensemble des habitats de cette espèce, autant pour le stade adulte que pour le stade juvénile dans une optique écologique.

Pour remédier à cette lacune ce rapport propose de reconnaître, au titre de rivière à saumon, toute rivière ou partie de rivière fréquentée ou potentiellement fréquentée par le saumon atlantique à l'un ou l'autre de ses stades de développement. Parallèlement, dans les limites du bassin hydrographique d'une rivière ainsi définie, il est proposé de reconnaître, au titre de bassin versant critique pour le saumon, tout sous-bassin hydrographique compris entre 20 et 40 km<sup>2</sup>.

Cette double reconnaissance aura pour premier effet que le taux maximal de coupe admissible (AEC) par bassin versant ou sous-bassin versant, devra être établi à cette échelle de résolution plutôt qu'à l'échelle de 100 km<sup>2</sup>, comme il est actuellement prévu dans l'OPMV de la faune aquatique. Le second effet de cette reconnaissance fera en sorte que tous les cours d'eau fréquentés ou potentiellement fréquentés par le saumon, à quelque stade de son cycle vital que ce soit et peu importe leur ordre hydrographique dans le bassin versant, bénéficieront de bandes riveraines de protection de même largeur.

La littérature sur l'influence du taux de coupe forestière sur les caractéristiques morphométriques des cours d'eau, particulièrement les cours d'eau à salmonidés, et la prise en compte des résultats de recherche sur la rivière Cascapédia, en Gaspésie, indiquent que le taux maximal de coupe admissible (AEC) sur les bassins versants critiques pour le saumon ne devrait pas dépasser 30 % pour sauvegarder l'habitat de cette espèce. Ce constant diverge sensiblement de l'une des dispositions de l'OPMV pour la faune aquatique qui admet un taux de récolte maximal de 50%.

De longue date, la préservation de bandes riveraines de protection s'est avéré être un outil d'aménagement de première importance pour contribuer à la sauvegarde du milieu aquatique. Il apparaît essentiel de revisiter l'ensemble du dossier des milieux riverains de manière à ce que les bandes de protection riveraine intègrent davantage de notions écologiques tenant compte de spécificités régionales d'écologie forestière. D'ici à ce qu'un tel exercice soit mené, il est justifié, sur la base de la littérature scientifique, de maintenir des bandes de 60 m le long de tous les cours d'eau fréquentés par le saumon, ce qui correspond en général à des cours d'eau d'ordre 3. Par contre, les cours d'eau d'ordre inférieur, si les conditions s'y prêtent, peuvent tolérer des bandes riveraines de 20 m. Toutefois, il est fortement suggéré que ces largeurs puissent, au besoin, être modulées à la hausse pour tenir compte de facteurs locaux de sensibilité des bandes riveraines qui pourraient mettre en péril leur permanence à long terme. Il est incidemment recommandé de prévoir un cadre normatif pour l'application des facteurs locaux de sensibilité.

Enfin, ce rapport recommande que soit accordé un effort de réflexion tout particulier à l'égard de la protection des cours d'eau à débit intermittent et des mesures d'intervention forestières aux abords de ceux-ci.

## RECOMMANDATIONS

### **Recommandation n° 1 :**

Pour les fins du cadre normatif applicable aux rivières à saumon en regard de l'exploitation forestière, il est recommandé de :

1. Reconnaître au titre de « rivière à saumon », tout cours d'eau colonisé ou potentiellement colonisé par le saumon atlantique, à quelque stade de son cycle vital que ce soit.
2. D'établir que tout cours d'eau drainant un bassin versant dont la superficie est comprise entre 20 et 40 km<sup>2</sup>, constitue une « zone salmonicole potentiellement productive », sauf s'il s'interpose sur son parcours un obstacle infranchissable au saumon (adulte ou juvénile selon le cas).

### **Recommandation n° 2 :**

Dans l'état actuel des connaissances scientifiques, dans une optique de gestion écosystémique et dans un souci de conservation, l'application du « principe de précaution » implique que le taux acceptable de déboisement, au plan de la production salmonicole, doit correspondre au taux qui est susceptible de perturber le moins possible les conditions biophysiques de l'habitat des saumons juvéniles. Ce taux de déboisement admissible correspond à 25-30 % AEC du bassin versant de cours d'eau coulant en milieu alluvial ou semi-alluvial. Pour les cours d'eau à forte pente coulant sur un substrat grossier non facilement érodible, le taux de déboisement admissible peut s'établir à 40-50 % AEC de leur bassin versant.

### **Recommandation n° 3 :**

Malgré l'approche écosystémique préconisée par la SADF, l'adoption de bandes riveraines de protection de largeur fixe, comprenant une seule norme uniforme de 20 m pour tous les cours d'eau à débit permanent du milieu forestier québécois et de 60 m pour les rivières à saumon, ne tient compte que très imparfaitement des caractéristiques écologiques des différents milieux riverains de la province. Il est souhaitable qu'au Québec, la gestion forestière des milieux riverains passe de la notion zone tampon, contre certains effets négatifs de l'exploitation forestière, à la notion de corridor riverain ou, mieux, à celle d'écotone riverain géré en tant qu'unité écologique du paysage forestier. De plus, il apparaît essentiel de revisiter l'ensemble du dossier des milieux riverains sur la base de notions d'écologie forestière régionale. Enfin, un programme de recherche multidisciplinaire devrait être mis en place pour améliorer la gestion forestière de ces milieux, en assurer la conservation et en permettre l'utilisation durable.

#### **Recommandation n° 4 :**

L'imposition d'une norme minimale de protection de 60 m sur les rivières à saumon doit s'étendre à l'ensemble du réseau hydrographique colonisé ou potentiellement colonisé par le saumon à l'un ou l'autre des stades de développement de cette espèce. En pratique, l'adoption d'une telle règle signifierait que tous les cours d'eau d'ordre  $\geq 3$  devraient bénéficier de cette norme. Ailleurs sur le réseau hydrographique des rivières à saumon, la norme minimale de 20 m peut être conservée. L'adoption d'une telle règle est amplement justifiée par la sensibilité écologique de cette espèce et son importance économique.

#### **Recommandation n° 5 :**

L'application des normes de 60 m et de 20 m sur les rivières à saumon devrait être bonifiée, cas par cas, sur la base des connaissances locales existantes de manière à tenir compte de la susceptibilité des sols à l'érosion, des effets de pente des rives, de la qualité du drainage et des possibilités de chablis. Il y aurait lieu de développer, sur une base régionale, un cadre normatif pour tenir compte de ces facteurs de fragilité des bandes riveraines de protection, afin de s'assurer de leur durabilité dans le temps.

#### **Recommandation n° 6 :**

Compte tenu de l'ambivalence des opinions des experts sur le degré de protection à accorder aux cours d'eau à débit intermittent, il y a lieu de consacrer un effort de réflexion à ce sujet afin de statuer sur leur rôle écologique dans le réseau hydrographique des cours d'eau. Cet exercice de réflexion nécessitera vraisemblablement des travaux de recherche et d'acquisition de connaissances.



