



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

MATIÈRES PARTICULAIRES TOTALES

Pour les besoins du présent feuillet d'information, les recommandations à l'égard des matières particulaires totales contenues dans les milieux aquatiques dulçaquicoles, estuariens et marins seront élaborées pour les sédiments en suspension, la turbidité, la charge de fond déposée et les substrats des lits de cours d'eau.

Information générale

Turbidité

La turbidité est une mesure du manque de clarté ou de transparence de l'eau attribuable à la présence de substances biotiques ou abiotiques en suspension ou

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour les matières particulaires totales aux fins de la protection de la vie aquatique (Caux et coll., 1997).

Vie aquatique — Dulçaquicole, estuarienne et marine	Recommandation
<i>Sédiments en suspension</i>	
écoulement limpide	Augmentation maximale de 25 mg·L ⁻¹ par rapport aux concentrations de fond pour une exposition de courte durée (p. ex., période de 24 heures). Augmentation moyenne maximale de 5 mg·L ⁻¹ par rapport aux concentrations de fond pour une exposition de longue durée (p. ex., 24 heures à 30 jours).
débit de crue	Augmentation maximale en tout temps de 25 mg·L ⁻¹ par rapport aux concentrations de fond lorsque celles-ci se situent entre 25 et 250 mg·L ⁻¹ . Cette augmentation ne doit pas dépasser 10 % des concentrations de fond lorsque celles-ci sont >250 mg·L ⁻¹ .
<i>Turbidité</i>	
écoulement limpide	Augmentation maximale de 8 uTN par rapport à la valeur de fond pour une exposition de courte durée (p. ex., période de 24 heures). Augmentation moyenne maximale de 2 uTN par rapport à la valeur de fond pour une exposition de longue durée (p. ex., période de 30 jours).
débit de crue ou eaux turbides	Augmentation maximale en tout temps de 8 uTN par rapport à la valeur de fond lorsque celle-ci se situe entre 8 et 80 uTN. Cette augmentation ne doit pas dépasser 10 % de la valeur de fond lorsque celle-ci est >80 uTN.
<i>Charge de fond déposée</i>	
<i>Substrat de lits*</i>	
sédiments fins	Le substrat des lits ne doit pas renfermer plus de 10 % de particules de <2 mm, plus de 19 % de particules de <3 mm ni plus de 25 % de particules de <6,35 mm.
moyenne géométrique des diamètres	La moyenne géométrique des diamètres ne doit pas dépasser 12 mm.
nombre de Fredle	Le nombre de Fredle ne doit pas être supérieur à 5 mm.
teneur en oxygène dissous du milieu interstitiel des graviers	Teneur minimale de 6,5 mg·L ⁻¹ .

* Les recommandations s'appliquent aux frayères existantes et potentielles.

Tableau 2. Terminologie normalisée du classement granulométrique des sédiments (Newcombe, 1996).

Granulométrie des sédiments		Classe granulométrique des particules de sédiment	Vitesse de décantation des particules ($\text{mm}\times\text{s}^{-1}$)	
(mm)	(mm)			
2000 à 4000		Blocs	très grosses grosses moyennes petites	
1000 à 2000				
500 à 1000				
250 à 500				
130 à 250		Cailloux	grosses petites	
64 à 130				
32 à 64		Gravier	très grossières grossières moyennes fines très fines	
16 à 32				
8 à 16				
4 à 8				
2 à 4				
1 à 2	1000 à 2000	Sable	très grossières grossières moyennes fines très fines	100 à 200 53 à 100 26 à 53 11 à 26 3 à 11
0,5 à 1	500 à 1000			
	250 à 500			
	125 à 250			
	62 à 125	Limon	grossières moyennes fines très fines	1 à 3 0,18 à 0,66 0,044 à 0,18 0,011 à 0,044
	31 à 62			
	16 à 31			
	8 à 16			
	4 à 8	Argile	grossières moyennes fines très fines	<0,011
	2 à 4			
	1 à 2			
	0,5 à 1			
	0,24 à 0,5			

dissoutes. Plus la concentration de ces substances dans l'eau est élevée, plus l'eau est trouble, ou turbide. En termes techniques, la turbidité est une mesure des propriétés optiques des substances contenues dans un échantillon d'eau qui, lorsque cet échantillon est traversé par un rayonnement lumineux, provoquent la diffusion et l'absorption de la lumière, empêchant sa transmission en ligne droite dans l'échantillon (Wetzel, 1975). La méthode la plus fiable pour mesurer la turbidité est l'analyse néphélométrique (diffusion de la lumière par les particules en suspension), qui utilise un turbidimètre dont les résultats sont exprimés en unités de turbidité néphélométrique (uTN). La turbidité des échantillons du

milieu varie à l'intérieur de la plage normale de 1 à 1000 uTN (Chapman, 1992).

Sédiments en suspension

La turbidité et la transparence de l'eau sont régies par la nature et la concentration des matières en suspension. Les matières en suspension sont composées de limon, d'argile, de particules fines de matières organiques et inorganiques, de composés organiques solubles, de plancton et d'autres organismes microscopiques. Les matières en suspension sont mesurées en laboratoire en fonction des résidus filtrables et non filtrables d'un échantillon d'eau. Les résidus non filtrables sont formés de particules non

dissoutes dont le diamètre varie d'environ 10 nm à 0,1 mm, bien qu'il soit généralement admis que les solides en suspension correspondent à la fraction refusée par un filtre en fibre de verre dont les pores ont un diamètre de 0,45 µm (Caux et coll., 1997).

Aux fins de l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau, les résidus non filtrables, qui comprennent des éléments biotiques et abiotiques, seront appelés «sédiments en suspension totaux». Dans ces recommandations, on décrira les sédiments à l'aide d'une terminologie normalisée établie en fonction de la granulométrie et de la vitesse de décantation des particules de sédiment dans l'eau (Cooke et coll., 1993) (tableau 2).

La relation entre la turbidité et les sédiments en suspension varie selon l'emplacement, la turbidité étant liée à des facteurs comme la concentration, la granulométrie, la forme et l'indice de réfraction des sédiments en suspension ainsi que la couleur de l'eau (Allen, 1979; Singleton, 1985; Lloyd et coll., 1987; Gippel, 1995). Cette relation varie d'un cours d'eau à l'autre et, dans un même cours d'eau, d'une saison à l'autre. Aux endroits où la relation entre la concentration de sédiments en suspension et la turbidité est connue, on peut utiliser la turbidité comme variable auxiliaire pour prédire les concentrations de sédiments en suspension. Voici un exemple d'équation de régression élaborée pour les cours d'eau de la région intérieure de l'Alaska (Lloyd et coll., 1987) :

$$\log_{10}T = 0,045 + 0,9679 \log_{10}CSS$$

où T représente la turbidité (uTN) et CSS la concentration de sédiments en suspension (mg · L⁻¹). Étant donné que les mesures de turbidité varient en fonction d'un gradient vers l'aval à partir d'une source de sédiments, les relations établies entre la turbidité et les sédiments en suspension ne s'appliquent qu'à des tronçons précis des cours d'eau (Lloyd, 1987).

Charge de fond

La charge de fond est la portion de la charge totale de sédiments qui est charriée sur le lit des cours d'eau. Les particules qui sont dans cette phase se déplacent sur le lit par glissement, roulage ou saltation. La charge de fond est généralement constituée de sable grossier ou de particules plus grosses (Leopold et Wolman, 1964). Le sable fin à grossier est aussi souvent transporté dans la charge de fond, mais il peut également être charrié dans la charge en suspension à des vitesses d'écoulement élevées.

Le transport de la charge de fond exige une plus grande énergie hydraulique que le transport des sédiments en suspension. Une quantité encore plus grande d'énergie hydraulique est nécessaire pour perturber suffisamment la couche protectrice formée par les coulées de gravier pour entraîner la mobilisation des sédiments accumulés dans le substrat du lit (Sidle, 1988). C'est pourquoi les périodes de transport de grandes quantités de matériaux de fond peuvent se limiter dans de nombreux cours d'eau à seulement quelques jours par année, correspondant ordinairement au plus fort des crues rapides, lorsque le débit est maximal (Parker et Andrews, 1985). C'est pendant ces périodes que peut se produire une modification à long terme de la morphologie des cours d'eau et de la composition du substrat des lits.

Sédiments déposés

Les sédiments déposés proviennent de la décantation des particules en suspension dans l'eau courante et de leur association au substrat du lit. Différents facteurs agissent sur le dépôt des sédiments, dont les caractéristiques du matériau (dimensions et volume des particules), les forces hydrauliques en jeu (dimensions, débit et vitesse d'écoulement du cours d'eau) et la présence d'éléments de rugosité (Parker et Andrews, 1985). Certains éléments de rugosité, comme les débris organiques de grandes dimensions (grands arbres et systèmes racinaires), les blocs et les affleurements de la roche de fond, jouent un rôle important parce qu'ils augmentent la stabilité du lit, modifient les schémas et les vitesses d'écoulement et créent des réservoirs de sédiments dans les différentes branches des cours d'eau (Swanson et Lienkaemper, 1978).

Ce sont les conditions hydrauliques locales qui déterminent si le transport ou le dépôt des sédiments prédomine dans un tronçon et pendant une période donnée (Norton, 1986). Comme ces conditions hydrauliques sont très variables (en raison des différences de pente et de la présence de débris), les vitesses de sédimentation et de remise en suspension varient considérablement d'un tronçon à l'autre d'un système fluvial donné (Platts et coll., 1979).

Sources de sédiments

L'érosion naturelle des formations géologiques est la source la plus courante de sédiments en suspension dans les masses d'eau. La vitesse d'érosion est fonction du climat, des caractéristiques géologiques, de l'exposition,

de la pente, du type de sol et du couvert végétal. Les sédiments déposés peuvent rester en place dans le lit et les bancs des cours d'eau, jusqu'à ce que les vitesses critiques soient dépassées et qu'il y ait mobilisation de la charge de fond. Le déplacement des matériaux de fond entraîne par ailleurs, sous l'effet de l'abrasion, la formation de nouvelles particules de faible granulométrie. Les sédiments présents dans les fleuves et les rivières peuvent provenir de dépôts glaciolacustres. Certains sédiments sont formés par érosion des berges ou par décapage du fond, les particules se déposant à quelque distance en aval ou demeurant en suspension. Les concentrations naturelles de sédiments en suspension varient considérablement d'une masse d'eau à l'autre et peuvent afficher des fluctuations journalières et saisonnières importantes (Singleton, 1985).

Les modèles de transport des sédiments établissant un lien entre la charge solide et le débit présentent une variabilité élevée, en particulier pour les petits cours d'eau. Les relations empiriques constituent souvent les modèles de transport des sédiments les plus pratiques. En Colombie-Britannique, les corrélations entre le débit d'un cours d'eau et les concentrations de sédiments se sont révélées extrêmement variables; les corrélations les plus étroites ont toutefois été observées pendant les périodes de fort débit ($>1,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) (p. ex., fonte des neiges). En période d'étiage, la variabilité des concentrations de sédiments en suspension serait accrue par la présence de saumons en frai, qui vannent les sédiments fins des graviers lorsqu'ils construisent des nids de frai (Cheong et coll., 1995). D'autres facteurs ont une incidence sur la variabilité des concentrations, notamment les fosses, les bas-fonds de gravier et les embâcles de débris, qui jouent le rôle de réservoirs de sédiments en période d'étiage et se transforment en sources de sédiments à la crue. La débâcle peut entraîner en aval une élévation extrêmement marquée des niveaux d'eau et des vitesses d'écoulement. Le décapage des lits et des berges par les glaces peut accroître sensiblement les quantités de sédiments en suspension et modifier ainsi la morphologie du cours d'eau et l'habitat des poissons (Milburn et Prowse, 1996; Newcombe et MacDonald, 1991).

Dans les eaux estuariennes, une partie importante des sédiments en suspension provient de la remise en suspension des sédiments fins et meubles et des matériaux détritiques sous l'action des vagues et des courants (Appleby et Scarratt, 1989). Les concentrations de sédiments estuariens en suspension peuvent être de beaucoup supérieures aux concentrations de sédiments d'origine dulçaquicole. Abstraction faite des fleurs d'eau, une corrélation peut être établie entre la turbidité des eaux

estuariennes et les conditions hydrodynamiques ainsi que la floculation et la défloculation des sédiments transportés par les cours d'eau. Lorsque les sédiments pénètrent dans les eaux salines plus denses des estuaires sous l'interface eau salée-eau douce (halocline), il se produit une remontée nette de la nappe d'eau salée qui remet les particules en suspension dans la tranche supérieure d'eau douce. Ce brassage vertical est périodique et peut donner lieu à de fortes concentrations ($1,2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) localisées de sédiments en suspension (Appleby et Scarratt, 1989).

Les activités humaines, notamment l'exploitation forestière, les travaux de voirie et de construction, le dragage et l'exploitation de gravières peuvent modifier considérablement les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des cours d'eau situés à proximité et en aval des lieux où elles se déroulent. D'autres interventions humaines qui ajoutent aux charges solides des cours d'eau sont les travaux de dragage exécutés à des fins de navigation et de décontamination, la construction (urbanisation), l'agriculture, le rejet d'effluents industriels et l'exploitation minière.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Afin de protéger la vie aquatique dans les eaux dulçaquicoles, estuariennes et littorales contre les effets de concentrations excessives de sédiments en suspension d'origine anthropique, les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux relatives aux matières particulaires totales sont établies en fonction de la quantité de sédiments en suspension et de la turbidité du système aquatique. Des recommandations pour le substrat du lit des cours d'eau et la charge de fond déposée dans les zones de frai des salmonidés et les maricultures ont également été élaborées. Comme les conditions biotiques, physiques et chimiques qui caractérisent les écosystèmes aquatiques sont variées, il faudra comparer ces recommandations aux concentrations de fond (Caux et coll., 1997).

Turbidité et sédiments en suspension

En général, le dépôt de sédiments fins dans les écosystèmes fluviaux est néfaste pour les organismes aquatiques parce qu'il peut modifier la composition du substrat du lit et en réduire la perméabilité et la stabilité (Young et coll., 1991; Cobb et coll., 1996). Ces détériorations du milieu physique peuvent entraîner une diminution du taux de survie des poissons au passage de l'œuf à l'alevin et avoir un effet sur la productivité des

cours d'eau et des macro-invertébrés benthiques ainsi que sur les communautés périphytoniques (Erman et Erman, 1984; Noel et coll., 1986; Valiela et coll., 1987; Culp, 1996). Une dégradation encore plus importante de l'habitat peut survenir sous des régimes réduits de transport des sédiments si les écoulements de lessivage sont affaiblis ou éliminés (Burt et Mundie, 1996; Nelson et coll., 1996).

Des concentrations excessives de sédiments en suspension dans l'eau peuvent avoir un certain nombre d'effets directs et indirects sur les poissons. Des effets sur les interactions trophiques au niveau de la productivité primaire et secondaire auront des répercussions indirectes sur la structure de l'ichtyofaune. Les effets directs comprennent l'obstruction et l'abrasion des branchies, des changements comportementaux (p. ex., mouvement et migration), une diminution de la résistance aux maladies, le recouvrement des graviers de frai et d'autres modifications de l'habitat, l'apparition d'éléments physiques entravant le développement normal des œufs et des alevins ainsi qu'une baisse du taux d'alimentation (Singleton, 1985).

Newcombe (1994a) a décrit les effets sur le comportement, qui sont plus subtils et plus difficiles à mesurer que les autres, comme étant facilement réversibles et de courte durée. Une étude menée par Berg et Northcote (1985) sur le comportement de jeunes saumons coho a révélé que la territorialité, le battement des branchies et l'alimentation étaient perturbés par des doses pulsées de sédiments en suspension. Des turbidités élevées (30 et 60 uTN) ont modifié l'ordre de dominance, ce qui a eu pour résultat de faire cesser la défense des territoires. L'organisation sociale s'est rétablie lorsque les turbidités sont revenues à la normale (0 à 20 uTN) (Berg et Northcote, 1985). Une analyse des guildes alimentaires et reproductives a montré que les espèces de poisson ayant des besoins environnementaux semblables affichent une réponse commune (p. ex., diversité réduite) à la dégradation de leur habitat sous l'effet de l'envasement (Berkman et Rabeni, 1987). Dans une autre étude, on a établi que la relation entre les sédiments fins et l'abondance du saumon chinook dans les cours d'eau pendant la saison hivernale est une indication de l'importance de l'habitat d'hiver pour la production de cette espèce. Ce lien pourrait expliquer l'exode observé à l'automne et à l'hiver dans les cours d'eau à fortes charges solides (Hillman et Griffith, 1987). Selon les auteurs, lorsque les vides interstitiels entre les cailloux se remplissent, les jeunes poissons pourraient quitter le nid de frai ou se réfugier dans des zones moins bien protégées.

La croissance des poissons peut être inhibée par un excès de sédiments en suspension en raison des effets que ces

concentrations produisent sur toute la chaîne alimentaire. Dans une expérience de laboratoire, on a exposé des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et des saumons coho (*O. kisutch*) de 30 à 65 millimètres de longueur à des conditions de turbidité simulées à l'aide d'argiles, de kaolinite et de bentonine et observé des effets néfastes sur l'alimentation qui ont entraîné des anomalies de croissance et une migration des poissons hors des chenaux expérimentaux. Une turbidité d'à peine 25 uTN a produit une inhibition de la croissance chez les poissons. Une grande quantité de particules en suspension peut altérer la lumière en interceptant les longueurs d'onde utilisées par les poissons et réduire ainsi la capacité de ces animaux à voir et à saisir de la nourriture (Sigler et coll., 1984). Des effets semblables ont été observés chez des ombres de l'Arctique (*Thymallus arcticus*) de moins de 1 an exposés à des sédiments de placers en suspension (McLeay et coll., 1984). Une inhibition considérable de la croissance des poissons a été enregistrée à des concentrations de sédiments en suspension variant de 100 à 1000 mg·L⁻¹. Le temps nécessaire à un poisson novice (sans exposition préalable aux sédiments) pour détecter et consommer les corps flottant à la surface augmente en proportion des concentrations de sédiments en suspension. D'autres symptômes de stress ont été observés, notamment un pâlissement qui pourrait être assimilé à un mécanisme de défense et une diminution de la tolérance à une substance toxique de référence par rapport aux témoins (McLeay et coll., 1984).

Outre l'inhibition de la croissance, les effets physiologiques comprennent une modification de la chimie sanguine (Servizi et Martens, 1987) et des changements histologiques (p. ex., lésion des branchies et phagocytose de sédiments) (Goldes et coll., 1988). Un hémocrite légèrement élevé (de 2% supérieur à celui des témoins), signe d'anoxie, a été observé chez des saumons sockeye exposés pendant 9 jours à 1500 mg·L⁻¹ de fines (Servizi et Martens, 1987). Par ailleurs, le taux de glucose plasmatique, dont l'augmentation indique un stress secondaire, affichait une hausse de 150 et de 39% après une exposition à une concentration de sédiments en suspension de 1500 et de 500 mg·L⁻¹, respectivement. Les sédiments en suspension (kaolinite et cendres volcaniques) peuvent avoir d'autres effets sur la chimie sanguine des salmonidés, notamment une élévation temporaire du cortisol plasmatique (hausse maximale de 1367% au bout de 24 heures) et une diminution de la résistance aux agents pathogènes (Redding et coll., 1985). Les effets histologiques des sédiments en suspension sur les branchies des poissons ont été longuement décrits. Les effets histopathologiques de fortes concentrations de

sédiments en suspension ($>1400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; <74 à $740 \mu\text{m}$) sur les branchies comprennent une hypertrophie et une nécrose des branchies ainsi que des lésions aux branchies consécutives à une infection causée par des protozoaires (Servizi et Martens, 1987; Goldes et coll., 1988). Selon les auteurs, le saumon sockeye Early Stuart adulte pourrait être exposé à des concentrations de sédiments en suspension produisant un stress pendant la migration de frai. Les $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ mesurées chez le saumon sockeye varient entre $1,7$ et $17,6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Servizi et Martens, 1987).

En général, des effets sont observés lorsque la taille des particules de sédiment se situe autour de $75 \mu\text{m}$, granulométrie qui correspond à l'espace qui sépare les lamelles branchiales. Les données sont plus rares, cependant, sur les effets de l'angularité et de la dureté des particules de sédiment sur les branchies des poissons. Chez le saumon coho de moins de 1 an, la tolérance est inversement proportionnelle à l'angularité et à la taille des particules (Servizi et Martens, 1987, 1991; Appleby et Scarratt, 1989). Les sédiments d'origine naturelle peuvent toutefois être enrobés de matières organiques atténuant l'angularité des particules (Appleby et Scarratt, 1989).

La tolérance aux sédiments en suspension pourrait être liée à la température. Bien que les basses températures favorisent la saturation en oxygène et augmentent la tolérance des poissons aux sédiments en suspension, elles pourraient aussi, en inhibant les réflexes tussigènes et en diminuant la ventilation, réduire la capacité des poissons à débarrasser leurs branchies des particules (McLeay et coll., 1987; Servizi et Martens, 1991). Les sédiments s'accumulent dans les cavités buccales des poissons lorsque ceux-ci deviennent trop épuisés pour continuer à évacuer les particules en toussant (Servizi et Gordon, 1990). Dans l'expérience menée par ces auteurs, les $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ pour le saumon sockeye et le saumon chinook étaient de $17,6$ et de $31 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement.

Les œufs de poisson sont très sensibles à la décantation des particules en suspension. Un enrobage de particules fines de seulement quelques millimètres d'épaisseur peut perturber les échanges gazeux normaux entre l'œuf et l'eau et l'évacuation des déchets métaboliques de l'œuf (Anderson et coll., 1996). La $\text{CL}_{40-48 \text{ h}}$ pour la truite arc-en-ciel s'établit à $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Slaney et coll., 1977). Les jeunes poissons et les poissons adultes résistent mieux à de fortes concentrations de sédiments en suspension que les œufs et les larves (Newcombe, 1994a), le comportement d'évitement étant absent à ces premiers stades du cycle biologique (Anderson et coll., 1996). Les CL_{50} des poissons marins sont comparables à celles des poissons d'eau douce (Cyrus et Blaber, 1987). La turbidité n'a

d'effets létaux sur les poissons qu'à des concentrations sensiblement plus élevées que les plus fortes concentrations naturelles enregistrées en milieu turbide. Les effets physiques des solides en suspension sur les poissons marins et estuariens et les crustacés ont été résumés par Appleby et Scarratt (1989).

En résumé, les poissons (à tous les stades du cycle biologique) sont sensibles à de faibles concentrations de sédiments en suspension. Les CL_{50} pour les poissons adultes et les jeunes poissons se situent entre $0,27$ et $35 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. Dans les eaux estuariennes, les CL_{50} varient de $0,19$ à $330 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Newcombe et Jensen, 1996).

Les populations d'invertébrés sont tributaires de l'état et de l'abondance des producteurs primaires. Les effets néfastes des concentrations de sédiments sur les communautés de périphyton se répercutent sur le nombre et la composition de ces populations. Les sédiments en suspension ont aussi des effets plus directs sur les invertébrés, notamment 1) une modification physique de l'habitat par suite du décapage du lit des cours d'eau et le délogement des invertébrés; 2) l'étouffement des communautés benthiques; 3) le colmatage des interstices entre les particules de gravier, les cailloux et les blocs, qui a des effets sur le micro-habitat des invertébrés; 4) l'abrasion des surfaces respiratoires et une perturbation de l'absorption d'aliments chez les invertébrés filtreurs (Singleton, 1985).

Les coupes à blanc sur les berges des cours d'eau ont sur les communautés de macro-invertébrés benthiques divers effets, dont une baisse de l'abondance du benthos attribuable à un apport accru de sédiments fins (les quantités ne sont pas indiquées) provenant d'aires de coupe qui ne sont pas isolées des cours d'eau par des zones tampons appropriées. On a montré que la saltation des sédiments joue un rôle important dans le délogement des macro-invertébrés du substrat du lit et la réduction subséquente de la densité de ces organismes (Culp et coll., 1985; Culp, 1996). Dans une autre étude, on a souligné qu'une réduction de la granulométrie des sédiments et de la vitesse d'écoulement avait une grande incidence sur la structure des communautés de macro-invertébrés dans les cours d'eau. Les tronçons situés en amont d'une zone d'exploitation forestière présentent une abondance de taxons déchiqueteurs et prédateurs qui sont absents des tronçons situés en aval (Hachmöller et coll., 1991). L'introduction dans un cours d'eau côtier de sédiments fins provenant d'une usine d'eau potable a eu des effets comparables (Erman et Ligon, 1988). Il semble par ailleurs que les bassins de décantation ne suffiraient pas à préserver la diversité des macro-invertébrés dans les

cours d'eau où le dépôt de particules sur les habitats benthiques et le mouvement des particules à la surface du lit appauvrissent les communautés benthiques (Vuori et Joensuu, 1996).

Le degré d'enrobage, ou la mesure dans laquelle les particules dominantes sont enrobées de sédiments inorganiques fins, ainsi que la présence de débris ligneux grossiers sont les facteurs qui présenteraient les corrélations les plus étroites avec la diversité et la composition des biocénoses de macro-invertébrés (Richards et Host, 1994). Parmi les autres effets subtils du dépôt de sédiments en suspension (limon) sur le lit des cours d'eau, on observe la disparition de la prédation des populations d'invertébrés benthiques par la perle, ce qui indique que la turbidité peut éliminer les effets de la prédation dans les communautés établies dans les cours d'eau (Peckarsky, 1985).

Il existe une corrélation entre la structure des communautés de macro-invertébrés dans les cours d'eau et la taille moyenne des particules présentes dans le substrat du lit (Erman et Erman, 1984). Lorsque la taille médiane des particules est constante, l'hétérogénéité de la composition du substrat a une incidence négligeable sur la structure des communautés de macro-invertébrés. Un accroissement du dépôt de particules fines peut donc entraîner un déséquilibre granulométrique et modifier l'abondance et la diversité des espèces.

Les études sur les effets des sédiments en suspension qui portent sur les invertébrés aquatiques sont plus nombreuses que celles qui portent sur les plantes aquatiques. Selon les données recueillies, les invertébrés seraient aussi sensibles que les salmonidés à de fortes concentrations de sédiments en suspension (Newcombe et MacDonald, 1991). Les CL_{50} varient de 0,72 à 5,11 $mg \cdot L^{-1}$ (Newcombe et Jensen, 1996).

Les effets des sédiments en suspension sur les algues sont liés à une diminution de la productivité primaire (Singleton, 1985). Des concentrations accrues ou excessives de sédiments en suspension peuvent réduire la productivité : 1) en diminuant la pénétration de la lumière, inhibant ainsi la photosynthèse; 2) en étouffant physiquement les communautés benthiques; 3) en éliminant le périphyton par décapage des lits; 4) en modifiant la composition des communautés (Singleton, 1985). Abstraction faite de ces modèles généraux, une remise en suspension temporaire (attribuable à des activités de dragage ou d'exploitation forestière, par exemple) des sédiments et des nutriments dans la tranche

d'eau peut provisoirement augmenter la productivité algale (Bilby et Bisson, 1992).

Les phénomènes naturels et les activités anthropiques qui entraînent une perturbation des systèmes aquatiques et donnent lieu à de fortes concentrations de sédiments en suspension ont des effets sur l'ensemble de l'écosystème (Lloyd et coll., 1987). Ces perturbations ont d'abord une incidence sur les algues. Par exemple, les activités d'exploitation forestière peuvent modifier les sources alimentaires présentes dans le cours d'eau (autochtones) et les apports énergétiques des rives (allochtones). Ces changements ont un effet sur la quantité et la qualité des ressources alimentaires disponibles dans les cours d'eau (Culp, 1996). En présence d'une forte concentration de sédiments en suspension et de nutriments et d'un faible ombrage, la température du cours d'eau augmente et une plus grande quantité de lumière est disponible pour alimenter la photosynthèse, ce qui peut entraîner un accroissement temporaire de la biomasse algale et une hausse conséquente de l'abondance d'invertébrés (Behmer et Hawkins, 1996) et de poissons (Bilby et Bisson, 1992). Ce n'est toutefois pas toujours le cas, puisque d'autres facteurs essentiels à la productivité primaire (p.ex., le phosphore) peuvent être contraignants (Shortreed et Stockner, 1996). Dans le cadre d'une étude sur des cours d'eau dont la granulométrie des particules du lit avait été modifiée sous l'effet d'activités d'exploitation forestière, on a observé que les algues vertes et les angiospermes étaient plus abondantes dans les cours d'eau dont les berges avaient été coupées à blanc que dans les cours d'eau de référence, où les diatomées prédominaient. Les cours d'eau traversant des zones d'exploitation forestière présentaient de plus grandes quantités de sable et de gravier que les cours d'eau de référence, dont le fond était surtout composé de cailloux, de galets et de blocs (Noel et coll., 1986).

On a montré en laboratoire que les particules minérales (p.ex., la silice, le kaolin et la bentonite) avaient une incidence sur de nombreux processus physiques et biotiques, comme la floculation et la sédimentation des algues et des argiles (Threlkeld et Soballe, 1988). Ces effets se répercuteraient ensuite sur les interactions trophiques.

Recommandations relatives aux sédiments en suspension

Dans la plupart des systèmes lotiques, la concentration de sédiments en suspension et la turbidité de fond doivent être surveillées en période d'écoulement limpide. Les périodes d'écoulement limpide ne doivent pas être

confondues avec les périodes d'étiage, ce qui réduit sensiblement le créneau pour la mesure des concentrations de fond. Les périodes d'écoulement limpide doivent être déterminées pour chaque emplacement. Bien que la plus grande partie de la charge de fond soit transportée pendant les crues printanières et les événements pluvio-hydrologiques, ces périodes de débit de crue ont été exclues du calcul des concentrations de fond en raison de l'extrême variabilité observée dans les relations entre les concentrations de sédiments en suspension et les débits (MacDonald et coll., 1991). Les périodes d'écoulement limpide et de turbidité de chaque système fluvial doivent être définies à l'aide de données sur les concentrations de fond de sédiments en suspension de chaque emplacement.

Pendant les périodes d'écoulement limpide, les activités humaines ne doivent pas accroître les concentrations de sédiments en suspension (ni les concentrations de résidus non filtrables) de plus de $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ par rapport aux concentrations de fond au cours d'une exposition de courte durée (p. ex., période de 24 heures). Dans le cas d'apports de sédiments d'une longue durée (p. ex., période de 30 jours ou plus), les concentrations moyennes de sédiments en suspension ne doivent pas augmenter de plus de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ par rapport aux concentrations de fond.

Pendant les périodes de débit de crue, les activités humaines ne doivent en aucun temps accroître les concentrations de sédiments en suspension de plus de $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ lorsque les concentrations de fond se situent entre 25 et $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Lorsque les concentrations de fond dépassent $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, les concentrations de sédiments en suspension ne doivent pas augmenter de plus de 10 % de la concentration de fond mesurée à un moment donné (Singleton, 1985; CCMRE, 1987).

En adoptant à l'égard des sédiments en suspension cet ensemble de recommandations à deux volets, on reconnaît que la durée de l'exposition a une incidence déterminante sur la réponse biologique. Les recommandations retenues ont été établies à l'aide de la démarche de la gravité des effets néfastes (GEN), qui repose sur une courbe concentration-durée-réponse (Newcombe, 1994b; Newcombe et Jensen, 1996). Cette démarche consiste à déterminer la variation de la concentration de sédiments en suspension qui entraîne une hausse d'une unité de l'indice GEN pour le groupe taxonomique le plus sensible parmi les organismes aquatiques. C'est pour les salmonidés adultes qu'on a obtenu la plus forte pente correspondant à une variation de réponse de une unité GEN (24 à 48 h; pente de 2,08), cette pente représentant

une augmentation de la concentration de sédiments en suspension de $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Caux et coll., 1997).

Dans les systèmes fluviaux limpides, de faibles dépassements induits de la variation maximale admise de $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de la concentration de sédiments en suspension par rapport à la concentration de fond pour une exposition de courte durée (p. ex., période de 24 heures) sont susceptibles d'entraîner chez les poissons des effets sur le comportement et de légers effets sublétaux, tous réversibles. Il faudra corriger les conditions qui règnent dans ces systèmes pour protéger les utilisations reconnues des eaux contre des dommages plus graves. On sait que des quantités légèrement excessives de sédiments en suspension déterminent à long terme une hausse du taux de mortalité des œufs (40 %) chez la truite arc-en-ciel ($7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pendant 48 jours; 0,5 à $75 \mu\text{m}$) (Slaney et coll., 1977). En extrapolant à partir d'une analyse de la GEN, on a défini une recommandation à long terme correspondant à une variation moyenne de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour une exposition de longue durée (p. ex., période de 30 jours). Sur l'échelle de la GEN, cette concentration-durée d'exposition se traduit par une cote de 5 (stress physiologique mineur, augmentation de la fréquence de la toux et de la fréquence respiratoire).

Ces recommandations sont fondées sur une vaste base de données (Newcombe, 1994a; Newcombe et Jensen, 1996) sur les effets observés chez diverses espèces, dont bon nombre existent en Amérique du Nord.

Recommandations relatives à la turbidité

Bien que la turbidité soit étroitement liée à la granulométrie par unité de masse des sédiments en suspension, il est possible d'élaborer des recommandations générales. Dans toutes les eaux, en période d'écoulement limpide, l'augmentation induite de turbidité par rapport à la valeur de fond ne doit pas dépasser 8 uTN pour une exposition de courte durée (p. ex., 24 heures). Une recommandation à long terme a également été établie : en période d'écoulement limpide, l'accroissement moyen de turbidité ne doit pas dépasser 2uTN pour une exposition plus longue (p. ex., 30 jours).

En période de débit de crue et dans des eaux turbides, on utilisera la première recommandation : l'augmentation de turbidité ne doit à aucun moment dépasser 8 uTN lorsque la turbidité de fond se situe entre 8 et 80 uTN ni à aucun moment dépasser 10 % de la turbidité de fond lorsque celle-ci est $>80 \text{ uTN}$ (Singleton, 1985; CCME, 1987).

On a obtenu ces recommandations par extrapolation à partir des recommandations établies pour les sédiments en suspension, lesquelles autorisent des variations maximales de 25 et de 5 mg·L⁻¹ par rapport aux concentrations de fond pendant des périodes d'exposition de courte et longue durées, respectivement, en appliquant le rapport de corrélation de 3 à 1 observé entre les sédiments en suspension et la turbidité générale. Pour des raisons d'ordre pratique, les résultats de cette opération (8,33 uTN et 1,67 uTN) ont été arrondis à 8 uTN et à 2 uTN.

Il est recommandé d'effectuer des vérifications de conformité à la recommandation liée à la turbidité autorisant une variation maximale de 8 uTN par rapport à la turbidité de fond pour une exposition de courte durée (p. ex., 24 heures) dans le cadre de tous les programmes d'échantillonnage courant sur le terrain, ce contrôle pouvant être exécuté rapidement et avec précision à l'aide d'un néphélomètre de terrain. Dans les zones où des dépassements sont observés, il est recommandé de mesurer à la fois la turbidité et les résidus. Les recommandations qui s'appliquent aux variations à long terme de la turbidité (2 uTN) et des résidus non filtrables offriront une protection contre les apports anthropiques faibles mais prolongés de sédiments suspendus. Ces recommandations protégeront la vie aquatique dulçaquicole, marine et estuarienne contre les effets néfastes des sédiments.

Recommandations relatives à la charge de fond déposée

L'information actuellement disponible n'est pas suffisante pour qu'il soit possible d'élaborer des recommandations numériques pour la qualité des eaux concernant la charge de fond déposée. Les effets des sédiments charriés sur le fond sur les poissons et les autres formes de vie aquatique sont encore mal compris, surtout parce qu'il est difficile de mesurer le transport de la charge de fond dans les systèmes fluviaux.

Substrat du lit et sédiments déposés

Incubation des œufs de saumon et de truite

Les résultats de nombreuses études montrent que des concentrations élevées de sédiments fins dans le substrat du lit des cours d'eau peuvent mettre en péril la survie des œufs et des alevins de salmonidés. La survie des œufs et des alevins de salmonidés nécessite un apport suffisant d'oxygène et l'élimination des déchets métaboliques

toxiques. Pour que ces besoins élémentaires soient satisfaits, le substrat du lit doit permettre la libre circulation de l'eau oxygénée vers les embryons en incubation (Vaux, 1968). Le dépôt de sédiments fins à la surface et à l'intérieur du substrat tend à en réduire la perméabilité et, par conséquent, à ralentir les échanges d'eau entre le milieu fluvial et le milieu interstitiel du lit de gravier (Wickett, 1958; McNeil et Ahnell, 1964; Phillips, 1971). Une faible perméabilité du lit peut entraîner une baisse de la teneur en oxygène dissous du milieu interstitiel du lit de gravier et, par conséquent, mettre en péril la survie des embryons de poisson en incubation (Shumway et Warren, 1964; McNeil, 1966). De plus, lorsque la teneur en oxygène dissous est réduite, les alevins vésiculés survivants tendent à être plus petits et plus faibles et à présenter davantage d'anomalies de développement que les alevins incubés à de fortes teneurs en oxygène dissous (Garside, 1959; Silver et coll., 1963). Les sédiments déposés peuvent également empêcher les alevins d'émerger du gravier (Koski, 1972).

Bien que le dépôt de sédiments fins soit généralement considéré néfaste, un certain nombre de facteurs atténuants peuvent réduire la gravité des effets sur les poissons, notamment la forme des nids de frai (qui favorise l'écoulement de l'eau vers les œufs), l'enlèvement des sédiments pendant la construction des nids de frai, l'apport d'eau oxygénée par infiltration d'eau souterraine et une compensation biologique de la hausse du taux de mortalité des alevins (p. ex., une augmentation du taux de survie au passage de l'alevin au saumoneau due à la réduction de la densité des alevins) (McNeil et Ahnell, 1964; Stuehrenberg, 1975; Klamt, 1976; Scrivener et Brownlee, 1982; Sowden et Power, 1985; Everest et coll., 1986).

Les effets des sédiments déposés sur la survie des œufs et des alevins ont été étudiés chez un certain nombre de salmonidés qui privilégient les habitats dulçaquicoles. Ces études ne visaient pas tant à déterminer les vitesses de dépôt des sédiments fins qu'à évaluer leurs effets sur les poissons en mesurant les caractéristiques texturales globales du substrat du lit. Les variables les plus couramment utilisées pour évaluer la composition du substrat comprennent le pourcentage de fines (PF), la moyenne géométrique des diamètres (Dg) et le nombre de Fredle (NF). Les relations significatives qui peuvent être établies entre ces variables et les taux de survie au passage de l'œuf à l'alevin permettent de définir des conditions dangereuses pour les salmonidés. Bien qu'on n'ait pas trouvé, dans la documentation scientifique, de comparaison des sensibilités de diverses espèces de poisson, on suppose que les salmonidés représentent les espèces les plus sensibles aux sédiments déposés dans

les écosystèmes dulçaquicoles. La grande sensibilité de cette famille de poissons découle des longues périodes d'exposition des embryons pendant l'incubation et de l'utilisation d'habitats de frai situés dans la matrice du lit (Caux et coll., 1997).

Le terme «pourcentage de fines » est souvent employé pour désigner la fraction de l'échantillon de substrat réputée néfaste pour les poissons. Diverses classes granulométriques ont été utilisées pour définir la quantité de sédiments fins présents dans le substrat du lit des cours d'eau. Des diamètres de 1, 2, 3, 6,35 et 9,52 mm correspondent aux limites supérieures des classes granulométriques qui ont le plus souvent été employées dans les études sur les effets des sédiments fins sur le succès d'incubation des salmonidés (Caux et coll., 1997).

Les résultats d'un certain nombre d'études indiquent que des concentrations élevées de sédiments fins dans le substrat peuvent être nocives pour les poissons. Ainsi, l'ajout de plus de 10 % de fines de diamètre <0,75 mm a considérablement réduit le taux de survie d'œufs et d'alevins de truite de mer incubés dans des chenaux artificiels (Olsson et Persson, 1986). De plus, une proportion élevée des alevins a émergé prématurément, avant d'avoir atteint un poids et un stade de développement normaux. Phillips et coll. (1975) ont signalé des retards d'émergence, une réduction de la taille du frai éclos et une diminution du taux de survie des embryons chez des saumons coho incubés dans des substrats renfermant plus de 10 % de fines (1,0 à 3,0 mm de diamètre). Chez le saumon chinook et la truite arc-en-ciel, une baisse du succès d'incubation a été observée lorsque le substrat du lit contenait plus de 12 % de fines d'un diamètre <1,7 mm ou plus de 30 % de fines d'un diamètre <6,35 mm (Tappel et Bjornn, 1983). Des résultats comparables ont été obtenus pour les embryons de saumon coho, de saumon sockeye, de piqueur et de truite arc-en-ciel incubés en laboratoire dans des conditions déterminées (Hall et Lantz, 1964; Irving et Bjornn, 1984).

Selon les résultats de deux études de laboratoire, les œufs de l'omble à tête plate et du piqueur seraient plus sensibles que les œufs des autres espèces aux effets des sédiments déposés. Dans ces études, une réduction considérable du taux de survie au passage de l'œuf à l'alevin a été observée lorsque le pourcentage de fines dépassait 4 et 10 % dans les classes granulométriques définies par des diamètres <2,00 et <6,35 mm, respectivement (Weaver et White, 1985; Weaver et Fraley, 1993). Les différences de diamètre des œufs de ces espèces ne suffisaient pas à expliquer leur grande sensibilité apparente. Les auteurs ont indiqué que l'utilisation d'œufs embryonnés pourrait avoir augmenté le

taux de mortalité, les œufs ayant pu être écrasés au moment de leur enfouissement dans la matrice de gravier. À la lumière des rares données recueillies dans le cadre d'une étude menée dans des chenaux de frai artificiels, le saumon de l'Atlantique pourrait être légèrement moins sensible aux effets des sédiments déposés que d'autres espèces de salmonidés (Marty et coll., 1986).

Des relations numériques entre le taux de survie au passage de l'œuf à l'alevin et la prédominance de deux classes granulométriques de sédiments fins (% <2,00 mm et % <6,35 mm) ont été présentées dans la documentation scientifique. En groupant les données obtenues dans un certain nombre d'études, on a conclu que le succès d'émergence du saumon coho, du piqueur et de la truite de mer était étroitement lié à la quantité de sédiments fins, c'est-à-dire d'un diamètre <2,00 mm, dans le milieu d'incubation (Cederholm et Salo, 1979). La relation entre le pourcentage de fines (<2,00 mm) et le taux de survie jusqu'à l'émergence a été exprimée par l'équation suivante :

$$\text{Survie (\%)} = 104 - 2,42 \cdot (\text{PF}_{<2,00})$$

où

$$\text{PF}_{<2,00} = \text{pourcentage de fines (<2,00 mm)}$$

Dans le même ordre d'idées, on a observé que le taux de survie des embryons de l'omble à tête plate dans des nids de frai artificiels est fonction du pourcentage de fines d'un diamètre <6,35 mm (Weaver et White, 1985). Cette relation est exprimée par l'équation suivante :

$$\text{Survie (\%)} = 225,2 - 5,13 \cdot (\text{PF}_{<6,35})$$

où

$$\text{PF}_{<6,35} = \text{pourcentage de fines (<6,35 mm)}$$

Ces deux relations fournissent un point de départ pour prédire le taux de survie d'embryons de salmonidés pendant la période d'incubation.

Le substrat des milieux de frai naturels renferme une grande diversité de classes granulométriques, dont des cailloux, du gravier, du sable, du limon et de l'argile. Par conséquent, la perméabilité à l'écoulement de l'eau dépend non seulement de la quantité de sédiments fins contenus dans le substrat mais aussi de la présence de particules plus grosses, comme le gravier et les cailloux (Shirazi et Seim, 1979). Platts et coll. (1979) ont proposé d'utiliser la moyenne géométrique des diamètres (D_g) comme autre mesure de la composition du substrat du lit

des cours d'eau parce que cette méthode fournit davantage d'information sur les caractéristiques texturales globales du gravier. Pour un échantillon de sédiment, la Dg est calculée comme suit :

$$Dg = (d_{84} \cdot d_{16})^{0,5}$$

Dans cette équation, d_{84} coïncide avec le 84^e centile des granulométries et d_{16} , avec le 16^e centile des granulométries. Ces deux paramètres peuvent être estimés à partir des courbes log-probabilité de distribution granulométrique.

Des données tirées de diverses sources indiquent que le taux de survie au passage de l'œuf à l'alevin diminue lorsque la distribution granulométrique globale du substrat du lit est réduite. Une baisse marquée du taux de survie des embryons de truite de mer a été observée à une Dg inférieure à 9,6 mm (Olsson et Persson, 1986). Chez le saumon coho, une diminution du taux de survie au passage de l'œuf à l'alevin a été enregistrée à des Dg d'environ 15 mm ou moins (Koski, 1966; Phillips et coll., 1975; Tagart, 1976). Bien que des résultats comparables aient été obtenus pour la truite arc-en-ciel dans le cadre d'une autre étude (Cederholm et Lestelle, 1974), Tappel et Bjorn (1983) ont signalé que la survie des embryons de piqueur et de saumon chinook n'était pas compromise dans la mesure où les Dg ne tombaient pas sous le seuil des 10 mm. Les différences entre ces résultats sont vraisemblablement attribuables à l'emploi d'œufs embryonnés dans l'étude de Tappel et Bjorn (1983), méthode qui a eu pour effet d'écourter la période d'exposition à des conditions environnementales défavorables. Les œufs de saumon chinook et de truite arc-en-ciel éprouvés dans ces travaux ont donc paru moins sensibles aux effets des sédiments déposés. La plus forte concentration de sédiments fins utilisée dans cette étude a également provoqué l'émergence prématurée et une réduction du poids des alevins de ces espèces.

Une variabilité appréciable caractérise manifestement la relation entre la Dg et le taux de survie des embryons. La corrélation entre la composition du substrat et la survie des embryons est plus étroite lorsqu'on divise la Dg par le diamètre moyen des œufs (Do) de l'espèce étudiée (afin de tenir compte des différences de taille des œufs des diverses espèces de poisson; Shirazi et Seim, 1979). Chez les espèces éprouvées, des taux de survie sensiblement réduits ont généralement été observés lorsque le rapport Dg/Do était inférieur à 3,0.

Le nombre de Fredle (NF) fournit une meilleure indication générale de la composition du substrat du lit que le pourcentage de fines ou la moyenne géométrique des

diamètres parce qu'il renferme davantage d'information sur la distribution granulométrique globale. On calcule le NF en divisant la moyenne géométrique des diamètres d'un échantillon de sédiment par le coefficient de classement (So; où $So = [d_{75} \text{ } \textcircled{1} \text{ } d_{25}]^{0,5}$) (Lotspeich et Everest, 1981). Le NF peut être utilisé comme mesure du diamètre des pores du substrat du lit. Ces données montrent que le taux de survie des embryons de salmonidés en incubation chute rapidement lorsque le NF est inférieur à 5.

Élevage des jeunes saumons et des jeunes truites

Les sédiments déposés peuvent modifier les zones d'élevage occupées par les jeunes salmonidés après l'émergence des alevins en augmentant le degré d'enrobage du substrat du lit. Pour les espèces étroitement liées au lit des cours d'eau, le dépôt de sédiments réduit les zones d'élevage disponibles. La production des organismes dont se nourrissent les poissons peut aussi diminuer dans les zones recouvertes d'une épaisse couche de sédiments. Ces facteurs peuvent se combiner pour diminuer la capacité biogénique du cours d'eau et, de ce fait, entraîner une baisse du taux de recrutement lorsque la densité du frai dépasse la capacité de la zone d'élevage disponible (Pratt, 1985).

Invertébrés

Des données tirées d'un certain nombre d'études indiquent que le dépôt de sédiments inorganiques fins dans les écosystèmes fluviaux peut être nocif pour les invertébrés aquatiques. Tebo (1955) a observé, dans un petit cours d'eau, une réduction sensible de la densité des macro-invertébrés, dont les populations avaient été étouffées sous les sédiments produits par des activités d'exploitation forestière. On a également signalé une baisse importante de la production de macro-invertébrés après le dépôt dans un petit cours d'eau de sédiments fins provenant d'une carrière (Gammon, 1970). La biomasse des macro-invertébrés benthiques était en outre considérablement réduite dans les tronçons de cours d'eau caractérisés par un important dépôt de sédiments, surtout attribuable à des activités d'exploitation forestière. Des variations à court terme de densité des populations seront vraisemblablement observées par suite d'une augmentation de la vitesse de dérive des invertébrés (Culp et coll., 1985).

Non seulement une exposition prolongée aux sédiments déposés peut-elle réduire la densité des populations, mais elle peut également avoir une incidence sur la structure des communautés de macro-invertébrés benthiques (Williams et Mundie, 1978). Il faut souligner notamment que bon nombre des organismes (p.ex., l'éphémère commune, la phrygane et la perle) qui constituent des aliments de choix pour les espèces de poissons habitant les cours d'eau préfèrent les substrats relativement grossiers et résistent mal aux intrusions de sédiments fins (Everest et coll., 1986). D'autres groupes d'invertébrés dont se nourrissent dans une moindre mesure les poissons (p.ex., le moucheron) sont plus tolérants aux intrusions de sédiments fins dans les lits de gravier (Nuttall, 1972). Bien que les différences de préférences pour les sédiments grossiers et fins expliquent certains des changements que détermine le dépôt de sédiments fins dans la composition des communautés, la modification des relations prédateur-proie peut constituer un facteur secondaire non négligeable. Ainsi, dans des conditions de laboratoire déterminées, des perles prédatrices ont considérablement réduit tant la densité que la vitesse de colonisation de leurs proies (Peckarsky, 1985). Les effets de la prédation sur la densité et la vitesse de colonisation des insectes lotiques étaient toutefois supprimés pendant les périodes de transport de sédiments et de dépôt de limon dans les systèmes fluviaux étudiés.

Périphyton

Le dépôt de sédiments fins sur le substrat du lit des cours d'eau peut étouffer le périphyton et recouvrir les substrats stables auxquels se fixent des algues. Les accumulations de sédiments fins peuvent aussi rendre certaines parties du lit trop mobiles pour pouvoir supporter des communautés de périphyton et, de ce fait, réduire considérablement la productivité primaire (Nuttall, 1972). En général, toutefois, la production primaire est éliminée par la turbidité et le décapage des lits bien avant l'apparition de ce phénomène (Langer, 1980).

Recommandation relative au substrat du lit

Dans les zones de frai potentielles des salmonidés, la quantité de sédiments fins incorporés au substrat du lit (c.-à-d., le pourcentage de fines) ne doit pas dépasser 10 % de particules <2,00 mm, 19 % de particules <3,00 mm ou 25 % de particules < 6,35 mm. La moyenne géométrique des diamètres et le nombre de Fredle mesurés pour les substrats ne doivent pas être inférieurs à 12 et à 5 mm, respectivement. La recommandation relative à la teneur en oxygène dissous du milieu interstitiel des graviers est de

6,5. Ces recommandations relatives au pourcentage de fines, à la moyenne géométrique des diamètres et au nombre de Fredle s'appliquent aux zones de frai tant effectives que potentielles des cours d'eau, et on les a déduites en analysant les données disponibles et en extrapolant pour obtenir la valeur qui produirait un taux de survie au passage de l'œuf à l'alevin de 80 % (Caux et coll., 1997). La recommandation relative à l'oxygène dissous du milieu interstitiel des graviers est déduite de celle du CCME 1999 relative à l'oxygène dissous dans les milieux dulçaquicoles. Pour plus d'information, veuillez consulter le feuillet d'information sur l'oxygène dissous.

Références

- Allen, P.B. 1979. Turbidimeter measurement of suspended sediment. ARR-S-4/October 1979, U.S. Department of Agriculture, Chickasha, OK.
- Anderson, P.G., B.R. Taylor et G.C. Balch. 1996. Quantifying the effects of sediment release on fish and their habitats. Rept. #2346, Department of Fisheries and Oceans, Habitat Management Division, Vancouver.
- Appleby, J.A. et D.J. Scarratt. 1989. Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish, with special reference to ocean dumping: A literature review. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat., Ministère des Pêches et des Océans, Halifax, NS.
- Behmer, D.J. et C.P. Hawkins. 1996. Effects of overhead canopy on macroinvertebrate production in a Utah stream. *Freshwater Biol.* 16(287):300
- Berg, L. et T.G. Northcote. 1985. Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 42:1410-1417.
- Berkman, H.E. et C.F. Rabeni. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environ. Biol. Fish.* 18:285-294.
- Bilby, R.E. et P.A. Bisson. 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish population in clear-cut and old growth forested streams. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 49:540-551.
- Burt, D.W. et J.H. Mundie. 1996. Case histories of regulated stream flow and its effects on salmonid populations. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat. 1477:98.
- Caux, P.-Y., D.R.J. Moore et D. MacDonald. 1997. Ambient water quality criteria for turbidity, suspended and benthic sediments in British Columbia: Technical appendix. Préparé pour British Columbia Ministry of Environment, Lands, and Parks, Water Quality Branch, Victoria, BC.
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Cederholm, C.J. et L.C. Lestelle. 1974. Observations on the effects of landslide siltation on salmon and trout resources of the Clear Water River, Jefferson County, Washington, 1972-1973: Final Report, Part I. FRI-UW-7404, Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle, WA.
- Cederholm, C.J. et E.O. Salo. 1979. The effects of logging road landslide siltation on the salmon and trout spawning gravels of Stequaliho Creek and the Clearwater River basin. Jefferson

- County, Washington, 1972–1978: Final Report, Part III. FRI-UW-7915. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle, WA.
- Chapman, D. 1992. Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Chapman & Hall, Londres, Angleterre.
- Cheong, A.L., J.C. Scrivener, J.S. Macdonald, B.C. Andersen et E.M. Choromanski. 1995. A discussion of suspended sediment in the Takla Lake Region: The influence of water discharge and spawning salmon. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2074:1–25.
- Cobb, D.G., T.D. Galloway et J.F. Flannagan. 1996. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 49:1788–1795.
- Cooke, G.D., E.B. Welch, S.A. Peterson et P.R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. 2e éd. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Culp, J.M. 1996. The effects of streambank clearcutting on the benthic invertebrates of Carnation Creek, British Columbia. Canadian Ecology Group, Department of Biology, University of Calgary, Calgary.
- Culp, J.M., F.J. Wrona et R.W. Davies. 1985. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *J. can. Zool.* 64:1345–1351.
- Cyrus, D.P. et S.J.M. Blaber. 1987. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109: 71–91.
- Erman, D.C. et N.A. Erman. 1984. The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia* 108:75–82.
- Erman, D.C. et F.K. Ligon. 1988. Effects of discharge fluctuation and the addition of fine sediment on stream fish and macroinvertebrates below a water-filtration facility. *Environ. Manage.* 12:85–97.
- Everest, F.H., R.L. Beschta, J.C. Scrivener, K.V. Koski, J.R. Sedell et C.J. Cederholm. 1986. Fine sediment and salmonid production: A Paradox. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Corvallis, OR.
- Gammon, J.R. 1970. The effect of inorganic sediment on stream biota: Water Pollution Control Research Series. 18050 DWC 12/70, U.S. Environmental Protection, Washington, DC.
- Garside, E.T. 1959. Some effects of oxygen in relation to temperature on the development of lake trout embryos. *J. can. Zool.* 37:689–698.
- Gippel, C.J. 1995. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. *Hydrol. Processes* 9:83–97.
- Goldes, S.A., H.W. Ferguson, R.D. Moccia et P.Y. Daoust. 1988. Histological effects of the inert suspended clay kaolin on the gills of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *J. Fish Dis.* 11:23–33.
- Hachmöller, B., R.A. Matthews et D.F. Brakke. 1991. Effects of riparian community structure, sediment size, and water quality on the macroinvertebrate communities in a small, suburban stream. *Northwest Sci.* 65(3):125–132.
- Hall, J.D. et R.L. Lantz. 1964. Effects of logging on the habitat of coho salmon and cutthroat trout in coastal streams. Symposium on salmon and trout in streams. H.R. MacMillan lectures in fisheries. Riparian resource management. Northcote T.G., éd. University of British Columbia, Vancouver.
- Hillman, T.W. et J.S. Griffith. 1987. Summer and winter habitat selection by juvenile chinook salmon in a highly sedimented Idaho stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116:185–195.
- Irving, J.S. et T.C. Bjornn. 1984. Effects of substrate size composition on survival of Kokanee salmon and cutthroat and rainbow trout. University of Idaho, Moscow, ID.
- Klamt, R.R. 1976. The effects of coarse granite sand on the distribution and abundance of salmonids in the central Idaho batholith. Masters of Science Thesis. University of Idaho, Moscow, ID.
- Koski, K.V. 1966. The survival of coho salmon from egg deposition to emergence in three Oregon coastal streams. M.S. Thesis. Oregon State University, Corvallis, OR.
- . 1972. Effects of sediment on fish resources. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle, WA.
- Langer, O.E. 1980. Effects of sedimentation on salmonid stream life. Service de la protection de l'environnement, Vancouver de l'Ouest.
- Leopold, L.B. et M.G. Wolman. 1964. Fluvial processes in geomorphology. W.H. Freeman and Co., San Francisco, CA.
- Lloyd, D.S. 1987. Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *North American J. Fish. Manage.* 7:34–45.
- Lloyd, D.S., J.P. Koenings et J.D. LaPerriere. 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *N. Am. J. Fish. Manage.* 7:18–33.
- Lotspeich, F.B. et F.H. Everest. 1981. A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel: Research Note. PNW-369. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Region, Seattle, WA.
- MacDonald, L.H., W.A. Smart et R.C. Wissmar. 1991. Monitoring guidelines to evaluate the effects of forestry activities on streams in the Pacific Northwest and Alaska. EPA/910/9-91-001, U.S. Environmental Protection Agency, Region 10, Seattle, WA.
- Marty, C., E. Beall et G. Parot. 1986. Influence of some environmental parameters upon survival during embryonic development of atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in an experimental stream channel. *Int. Revue ges. Hydrobiologia* 71:349–361.
- McLeay, D.J., G.L. Ennis, I.K. Birtwell et G.F. Hartman. 1984. Effects on arctic grayling (*Thymallus arcticus*) of prolonged exposure to Yukon Placer mining sediment: a laboratory study. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat. 1241:30–34.
- . 1987. Response of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute prolonged exposure to Yukon Placer mining sediment. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 44:658–673.
- McNeil, W.J. 1966. Effect of the spawning bed environment on reproduction of pink and chum salmon. *Fish. Bull.* 65:495–523.
- McNeil, W.J. et W.H. Ahnell. 1964. Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Fish. 469. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Milburn, D. et T.D. Prowse. 1996. The effect of river-ice break-up on suspended sediment and select trace-element fluxes. *Nord. Hydrol.* 27:69–84.
- Nelson, R.W., J.R. Dwyer et W.E. Greenberg. 1996. Regulated flushing in a gravelbed river for channel habitat maintenance: A Trinity River fisheries case study. *Environ. Manage.* 11:479–493.
- Newcombe, C.P. 1994a. Suspended sediment in aquatic ecosystems: III effects as a function of concentration and duration of exposure. British Columbia Ministry of Environment, Lands, and Parks, Habitat Protection Branch, Victoria, BC.

- . 1994b. Suspended sediment pollution: Dose response characteristics of various fishes. British Columbia Ministry of Environment, Lands, and Parks, Habitat Protection Branch, Victoria, BC.
- . 1996. Channel suspended sediment and fisheries: A concise guide. British Columbia Ministry of Environment, Lands, and Parks, Habitat Protection Branch, Victoria, BC.
- Newcombe, C.P. et J.O.T. Jensen. 1996. Channel suspended sediment and fisheries: A synthesis for quantitative assessment of risk and impact. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Habitat Protection Branch, Victoria, BC.
- Newcombe, C.P. et D.D. MacDonald. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *N. Am. J. Fish. Manage.* 11:72–82.
- Noel, D.S., C.W. Martin et C.A. Federer. 1986. Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environ. Manage.* 10(5):661–670.
- Norton, L.D. 1986. Erosion-sedimentation in a closed drainage basin in northwest Indiana. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:209–213.
- Nuttall, P.M. 1972. The effects of sand deposition upon the macro-invertebrate fauna of the River Camel, Cornwall. *Freshwater Biol.* 2:81–186.
- Olsson, T.I. et B. Persson. 1986. Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta*. *Hydrobiologia* 135:9–14.
- Parker, G. et E.D. Andrews. 1985. Sorting of bed load sediment by flow in meander bends. *Water Resour. Res.* 21:1361–1373.
- Peckarsky, B.L. 1985. Do predaceous stoneflies and siltation affect the structure of stream insect communities colonizing enclosures? *J. Can. Zool.* 63:1519–1530.
- Phillips, R.W. 1971. Effects of sediments on the gravel environment and fish production, dans *Proceedings of a Symposium on Forest Land Uses and Stream Environments*. J.T. Krygier et J.D. Hall, éd. Oregon State University, Corvallis, OR.
- Phillips, R.W., R.L. Lantz, E.W. Clarie et J.R. Moring. 1975. Some effects of gravel mixtures on the emergence of coho salmon and steelhead trout fry. *Trans. Am. Fish. Soc.* 104:461–466.
- Platts, W.S., M.A. Shirazi et D.H. Lewis. 1979. Sediment particle sizes used by salmon for spawning with methods for evaluation. EPA-600/3-79-043, Environmental Research Laboratory, Corvallis, OR.
- Pratt, K. 1985. Factors affecting survival rates of bull trout juveniles, dans *Proceedings of the Flathead River Basin Bull Trout Biology and Population Dynamics Modelling Workshop*, D.D. MacDonald, éd. B.C. Ministry of Environment, Fisheries Branch, Cranbrook, BC.
- Redding, J.M., C.B. Schreck et F.H. Everest. 1985. Physiological effects of exposure to suspended solids in steelhead trout and coho salmon. Oregon State University et U.S. Forest Service, Corvallis, OR.
- Richards, C. et G. Host. 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: A GIS approach. *Water Resour. Bull.* 30(4):729–738.
- Scrivener, J.C. et M.J. Brownlee. 1982. An analysis of Carnation Creek gravel quality data 1973 to 1981, dans *Proceedings of the Carnation Creek Workshop: A 10-year review*. G.F. Hartman, éd. Pacific Biological Station, Nanaimo, BC.
- Servizi, J.A. et R.W. Gordon. 1990. Acute lethal toxicity of ammonia and suspended sediment mixtures to chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 44:650–656.
- Servizi, J.A. et D.W. Martens. 1987. Some effects of suspended Fraser River sediments on sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). Publication spéciale can. Sci. Halieutiques Aquat. 96:254–264.
- . 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.*, Department of Fisheries and Oceans, Cultus Lake Salmon Research Laboratory, Cultus Lake.
- Shirazi, M.A. et W.K. Seim. 1979. A stream systems evaluation: An emphasis on spawning habitat for salmonids. EPA-600/3-79-109, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR.
- Shortreed, K.S. et J.G. Stockner. 1996. Periphyton biomass and species composition in a coastal rainforest stream in B.C.: Effects of environmental changes caused by logging. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 40:1887–1895.
- Shumway, D.L. et C.E. Warren. 1964. Influence of oxygen concentration and water movement on the growth of steelhead trout and coho salmon embryos: Technical Paper No. 1741, Oregon Agricultural Experimental Station, Oregon State University and U.S. Public Health Service, Corvallis, OR.
- Sidle, R.C. 1988. Bed load transport regime of a small forest stream. *Water Resour. Res.* 24(2):207–218.
- Sigler, J.W., T.C. Bjornn et F.H. Everest. 1984. Effects of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113:142–150.
- Silver, S.J., C.E. Warren et P. Doudoroff. 1963. Dissolved oxygen requirements of developing steelhead trout and chinook salmon embryos at different water velocities. *Trans. Am. Fish. Soc.* 92:327–343.
- Singleton, H.J. 1985. Water quality criteria for particulate matter: Technical appendix. Ministry of the Environment Lands and Parks, Victoria, BC.
- Slaney, P.A., T.G. Halsey et A.F. Tautz. 1977. Effects of forest harvesting practices on spawning habitat of stream salmonids in the Centennial Creek watershed British Columbia. *Fish. Manage. Rep. #73*. Fisheries Research and Technical Services and Marine Resources Branch, Vancouver and Victoria, BC.
- Sowden, T.K. et G. Power. 1985. Prediction of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrates. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114:804–812.
- Stuehnenberg, L.C. 1975. The effects of granite sand on the distribution and abundance of salmonids in Idaho streams. M.S. Thesis. University of Idaho, Moscow, ID.
- Swanson, F.J. et G.W. Lienkaemper. 1978. Physical consequences of large organic debris in Pacific Northwest streams: U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW69.
- Tagart, J.V. 1976. The survival from egg deposition to emergence of coho salmon in the Clear Water River, Jefferson County, Washington. M.S. Thesis. University of Washington, Seattle, WA.
- Tappel, P.D. et T.C. Bjornn. 1983. A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *N. Am. J. Fish. Manage.* 3:123–135.
- Tebo, L.G., Jr. 1955. Effects of siltation, resulting from improper logging, on the bottom fauna of a small trout stream in the southern Appalachians. *Prog. Fish-Cult.* 17:64–70.
- Threlkeld, S.T. et D.M. Soballe. 1988. Effects of mineral turbidity on freshwater plankton communities: Three exploratory tank experiments of factorial design. *Hydrobiologia* 159:223–236.

- Valiela, D., J.H. Mundie, D.C.P. Newcombe, D.D. MacDonald, T. Willingham et J.A. Stanford. 1987. Ambient water quality criteria for selected variables in the Canadian portion of the Flathead River Basin. Water Quality Criteria Sub-committee Report. International Joint Commission, Flathead River International Study Board, Ottawa.
- Vaux, W.G. 1968. Intragravel flow and interchange of water in a streambed. *Fish. Bull.* 66:479–489.
- Vuori, K.-M. et I. Joensuu. 1996. Impact of forest drainage on the headwater stream: Do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biol. Conserv.* 77:87–95.
- Weaver, T.M. et J.J. Fraley. 1993. A method to measure emergence success of westslope cutthroat trout fry from varying substrate compositions in a natural stream channel. *N. Am. J. Fish. Manage.* 13:817–822.
- Weaver, T.M. et R.G. White. 1985. Coal creek fisheries monitoring study no. III: Contract No. 53-0385-3-2685, Montana State University, Bozeman, MT.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Company, Toronto.
- Wickett, W.P. 1958. Review of certain environmental factors affecting the production of pink and chum salmon. *J. Fish. Res. Board* 15:1103–1126.
- Williams, D.D. et J.H. Mundie. 1978. Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnol. Oceanogr.* 23:1020–1033.
- Young, M.K., W.A. Hubert et T.A. Wesche. 1991. Selection of measures of substrate composition to estimate survival to emergence of salmonids and to detect changes in stream substrates. *N. Am. J. Fish. Manage.* 11:339–346.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — matières particulaires totales*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spscme@chc.gov.mb.ca