

**180**

**DB24**

Dragage d'entretien du chenal entre  
Hudson et Oka

Lac des Deux-Montagnes 6211-02-104

Direction de la faune et des habitats

**Revue de littérature**

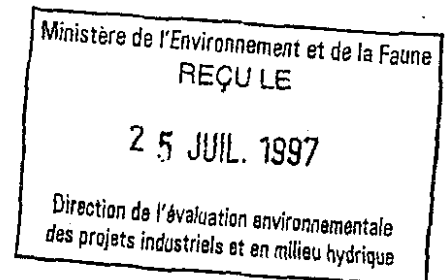
**Impact de la mise en dépôt des sédiments de dragage sur la faune aquatique**

et

**Revue des différentes politiques de gestion des sédiments de dragage non contaminés  
en regard de la faune aquatique, ailleurs qu'au Québec.**

par

Nicolas Gagnon



Ministère de l'Environnement et de la Faune

Québec, avril 1997

## INTRODUCTION

Au Québec, depuis quelques années, les normes qui sont appliquées pour encadrer les activités de dragage dans le fleuve Saint-Laurent concernent essentiellement la disposition des sédiments contaminés. Les impacts physiques sur l'habitat et les aspects fauniques de ces activités ont très peu été considérés jusqu'à maintenant. Dans le but d'améliorer la gestion environnementale des sédiments de dragage, la Direction de la gestion des espèces et des habitats du MEF a décidé d'élaborer des normes pour protéger l'habitat du poisson dans le fleuve. C'est dans ce contexte que cette revue de littérature a été demandée.

Cette revue de littérature vise à couvrir les éléments qui n'avaient pas été traités ou qui semblaient l'avoir été de façon insuffisante dans d'autres documents. Plus de temps et d'argent aurait sans doute permis d'obtenir un document exhaustif et plus complet sur chacun des sujets. Il faut savoir que ces points étant peu documentés, la littérature s'y rattachant demandait une recherche longue et complexe. De plus, l'information n'était pas toujours accessible dans les délais de réalisation du contrat.

Certaines des revues de littérature qui ont été élaborées au cours des dernières années traitent des répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments mais certains éléments apparaissent avoir été traités plus superficiellement que d'autres. Ce contrat avait comme premier objectif, de chercher à compléter l'information déjà en main à ce chapitre.

Une des meilleures façons de disposer des sédiments de dragage est de les utiliser pour réaliser des aménagements fauniques. De plus, ceci permet de donner une certaine compensation à l'environnement en contrepartie au dérangement que les activités de dragage ont occasionné envers l'habitat. Une revue sur l'utilisation des sédiments de dragage à cette fin a déjà été réalisée par le Centre Saint-Laurent en 1989 mais il était nécessaire de la compléter pour les années les plus récentes.

Pour terminer ce document, une recherche exploratoire a été faite dans le but de voir comment d'autres administrations en Amérique du Nord abordent la problématique de la gestion des sédiments de dragage non contaminés dans les grands cours d'eau du type du Saint-Laurent. Le devis détaillé du contrat est présenté en annexe.

## TABLE DES MATIÈRES

	<i>Page</i>
INTRODUCTION .....	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	v
PRÉSENTATION DU DOCUMENT .....	vii
<b>PARTIE 1. REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES IMPACTS DE LA MISE EN DÉPÔT DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE SUR LA FAUNE AQUATIQUE .....</b>	<b>1</b>
1. PRÉSENTATION DE LA PREMIÈRE PARTIE .....	3
2. MÉTHODE DE RECHERCHE D'INFORMATION.....	4
3. SYNTHÈSE DE L'INFORMATION RECUEILLIE.....	5
3.1. Impacts de la déposition de sédiments sur les organismes benthiques et sur la faune ichtyologique.....	5
3.1.1. Faune benthique.....	5
3.1.2. Faune ichtyologique.....	12
3.2. Utilisation des sédiments de dragage pour réaliser des aménagements fauniques (après 1989).....	15
4. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES DE L'INFORMATION UTILISÉE À LA SECTION 3.....	21
5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES SUPPLÉMENTAIRES QUI N'ONT PAS ÉTÉ CONSULTÉES MAIS QUI POURRAIENT CONTENIR DE L'INFORMATION PERTINENTE.....	23
<b>PARTIE 2. REVUE DES DIFFÉRENTES POLITIQUES DE GESTION DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE NON CONTAMINÉS EN REGARD DE LA FAUNE AQUATIQUE, AILLEURS QU'AU QUÉBEC.....</b>	<b>29</b>
6. PRÉSENTATION DE LA DEUXIÈME PARTIE .....	31
7. MÉTHODE DE RECHERCHE D'INFORMATION.....	32
8. LISTE ET NATURE DES DOCUMENTS OBTENUS.....	33
9. LISTE DES PERSONNES CONTACTÉES PAR COURRIER ÉLECTRONIQUE... 37	37
ANNEXE 1. DEVIS DÉTAILLÉ DU CONTRAT .....	43
ANNEXE 2. RÉSUMÉS DES ARTICLES CITÉS À LA SECTION 3.....	47

## PRÉSENTATION DU DOCUMENT

Cette revue de littérature se divise en deux parties: la première tente de faire état des connaissances existantes qui s'intéressent principalement aux impacts « physiques » que peuvent avoir les sédiments de dragage sur la vie aquatique, en particulier pour le benthos et les poissons. Cette première partie traitera également des utilisations qu'il est possible de faire à partir des sédiments de dragage en vue de réaliser des aménagements fauniques.

La deuxième partie fera état de nos recherches qui avaient pour but de trouver différentes procédures qui permettent à des gouvernements (des États-Unis et certains de ses États) d'effectuer une gestion des sédiments de dragage non contaminés tout en ayant une certaine considération envers la faune aquatique et son habitat.

**PARTIE 1. REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES IMPACTS DE  
LA MISE EN DÉPÔT DES SÉDIMENTS DE  
DRAGAGE SUR LA FAUNE AQUATIQUE**

## 1. PRÉSENTATION DE LA PREMIÈRE PARTIE

Plusieurs revues de littérature ainsi que la littérature scientifique récente publiée dans les périodiques abordent principalement des sujets liés à la toxicité des sédiments de dragage ou à la turbidité occasionnée par la mise en déposition de sédiments de dragage. On trouve peu de documentation facilement accessible dans les périodiques scientifiques considérant de façon directe les effets « physiques » que peut avoir la mise en déposition de sédiments de dragage sur l'habitat, sur les organismes concernés et sur l'écosystème dans son entier. Aux États-Unis, plusieurs organismes (d'États ou fédéraux) ont produit des études mais les contacts établis lors de la recherche d'information ne nous ont pas permis de les obtenir pour l'instant.

## 2. MÉTHODE DE RECHERCHE D'INFORMATION

- Recherches sur Internet à l'aide de mots-clés en utilisant des moteurs de recherche comme AltaVista « <http://www.altavista.digital.com> »
- Recherche informatisée à l'aide de mots-clés (dredge, dredged, dredging) en utilisant la banque d'information de Biological Abstracts (1990-1995)
- Consultation des références bibliographiques des articles recueillis



### 3. SYNTHÈSE DE L'INFORMATION RECUEILLIE

#### 3.1. Impacts de la déposition de sédiments sur les organismes benthiques et sur la faune ichthyologique.

Il est important de mentionner que l'information recueillie de même qu'une partie de l'information citée dans cette littérature date de plus de dix ans et même plus (jusqu'à près de 30 ans). Dès que l'on s'intéresse à l'effet des sédiments non-contaminés sur des organismes aquatiques, principalement sur les insectes benthiques et les aires de reproduction et d'élevage des poissons, les auteurs utilisent des articles qui ne sont pas récents. Il n'est pas possible d'expliquer pourquoi (pertinence, rareté des travaux dans ce domaine ou autres) mais il paraissait important de mentionner cette observation.

Au cours des différentes recherches d'information, on a pu constater qu'un certain type de publications touchant aux effets de la sédimentation pourrait être retenu dans le cadre de cette revue de littérature en raison de la similarité des impacts physiques avec ceux que peuvent avoir la mise en dépôt des sédiments de dragage. En effet, il semblait pertinent de ne pas rejeter une certaine quantité d'information pouvant être utile à cette étape.

Les résumés des articles cités dans cette section se retrouvent à l'annexe 2.

##### 3.1.1. *Faune benthique*

###### Effets directs de la déposition de sédiments de dragage sur des organismes benthiques

Selon Van Dolah et al. (1984), des études publiées sur les effets écologiques du dragage et de la mise en déposition des matériaux de dragage (Saila et al., 1972; Windom, 1976; Morton, 1977; et autres dans Van Dolah et al., 1984) indiquent que les effets initiaux varient de minimes à sévères et que la récupération du milieu peut s'effectuer à court terme mais cela peut aller jusqu'à du long terme. Les effets biologiques de la déposition de matériaux de dragage en eau libre ne semblent pas connus de façon adéquate, particulièrement en environnement estuarien.

Bien qu'il soit difficile de généraliser en ce qui concerne les effets liés au dragage et à la déposition des sédiments, Morton (1977 dans Jones, 1986) souligne que les facteurs suivants peuvent être importants: l'ampleur et la durée des opérations de dragage, la vitesse d'extraction des sédiments « flushing rates » et la disponibilité en oxygène, les propriétés des sédiments, la tolérance des espèces et leur capacité de repeuplement via la mobilité des adultes ou la colonisation des larves.

Des analyses (statistiques) sur les changements dans la structure de la communauté benthique en milieu marin indiquent que ses composantes les plus importantes (nématodes, copépodes, polychètes et pélécytopodes) sont affectées par la déposition de matériaux de dragage. Cependant, chacune des composantes du benthos semblent être affectées de façons différentes par la déposition de matériaux de dragage et il est impossible de dire précisément pourquoi il en est ainsi (Sommerfield et al 1995).

Selon Jones (1986), certaines variables biologiques, comme le nombre total d'individus présents dans l'aire de déposition suite à la déposition de matériaux de dragage, se rétablit plus rapidement que d'autres paramètres, comme le nombre total d'espèces. En effet, cinq jours après la mise en déposition de sédiments dans un estuaire situé le long de la côte australienne, le site de dépôt avait un nombre d'espèces significativement inférieur au site de contrôle mais le nombre d'individus présents était similaire.

En milieu marin, dans le site de déposition des matériaux de dragage de Liverpool Bay (UK) on a observé que l'abondance des nématodes n'est pas significativement réduite mais qu'il y a plutôt un changement marqué dans la structure de la communauté présente dans les stations d'échantillonnage présents dans le site de déposition par rapport aux stations situées à l'extérieur du site dû à une modification de la nature du substrat. Après les travaux, la communauté de nématodes à l'intérieur du site de déposition est dominée par des espèces typiques de sédiments plus vaseux plutôt que des espèces de sédiments sablonneux qui sont abondantes à l'extérieur du site de déposition (Sommerfield et al 1995).

D'autres facteurs, comme le dérangement physique, sont extrêmement difficiles à évaluer. Cependant, les changements dans la structure de la communauté de nématode sont limités aux stations présentes à l'intérieur du site de dépôt ce qui suggère que la réponse observée est liée à la déposition et à la nature des matériaux de dragage (Somerfield et al 1995).

Selon des recherches menées par le U.S. Army Corps of Engineers, Engler et al. (1991) suggèrent que les effets les plus sévères de la déposition en milieu aquatique proviennent des impacts physiques suite à l'enfouissement ou à l'étouffement des organismes benthiques sous les matériaux de dragage. Toutefois certaines populations d'organismes ont été capables de récupérer même sous un mètre de matériaux de dragage. On a observé que dans ce cas, la recolonisation benthique avait même été relativement rapide. Cependant, plusieurs études sur le terrain confirment les résultats des études en laboratoire: l'enfouissement des organismes est l'impact environnemental le plus défavorable.

Au cours d'une étude dans un estuaire de la Caroline du Sud (Van Dolah et al., 1984), les sédiments présents sur les lieux de dragage étaient principalement constitués d'une argile limoneuse très fluide (very fluid silty-clay) alors que les sédiments présents sur le site de déposition étaient de nature sablonneuse; à cet endroit cependant, seulement une fine couche de sédiments recouvrait un fond de nature rocheuse vu la force des courants de marées. Dans le site de déposition, la variation observée dans la composition de la faune benthique durant la période des travaux aurait pu refléter certains effets de la mise en déposition mais les courants de marées étaient forts et aucun matériau de dragage n'y a été observé. Il semble plus vraisemblable dans ce cas que les variations de la composition du benthos soient dues à la variabilité saisonnière ou à la méthode d'échantillonnage. Par ailleurs, une station d'échantillonnage adjacente au site de déposition a également montré quelques modifications dans la composition de sa communauté benthique. Cette station d'échantillonnage avait un assemblage très varié d'espèces vivant sur fond sablonneux à substrat dur. Immédiatement après la déposition, la majorité des espèces dominantes étaient absentes, l'abondance totale était en baisse et il y avait une variation dans la composition faunique de la communauté. Les auteurs suggèrent qu'il y a eu un plus grand

stress provenant de la déposition de rejets de dragage sur la communauté benthique à cet endroit qu'au site de dépôt.

Cette étude de Van Dolah et al. (1984) documente peu l'impact de la déposition des sédiments sur la communauté macrobenthique. Les répercussions minimales sur le site de dépôt sont incontestablement dues aux forts courants (vitesse non spécifiée), présents dans l'aire de déposition, qui déplacent les matériaux dragués vers d'autres endroits non prévus. Si les courants n'avaient pas été si forts ou si les matériaux avaient été plus lourds, tout aurait été différent. Trois autres facteurs ont pu également contribuer à limiter les effets négatifs de la déposition, 1) la déposition d'un volume pas très élevé de matériel, 2) une surface de dépôt plus grande parce que les rejets étaient faits à la surface de l'eau et non au fond et 3) une déposition effectuée tard à l'automne lorsque l'activité de la communauté benthique est faible et que les conditions de qualité d'eau défavorables aux benthos sont minimales.

En milieu d'eau douce soumis à l'influence des marées, Diaz (1994) suggère que la structure des communautés macrobenthiques semble peu influencée suite à la déposition de matériaux de dragage de type boue fluide « fluid mud » (suspension dense de sédiments dont la concentration est de 10-480 g·l<sup>-1</sup> et la densité « bulk density » inférieure à 1,3 g·cm<sup>-3</sup>). De façon conceptuelle, la boue fluide peut être considérée comme ayant un effet intermédiaire entre celui lié à la turbidité et celui lié à l'enfouissement. Cependant elle constitue une menace à la respiration et à l'alimentation encore plus sérieuse que ne le peut la turbidité; de plus, en raison de sa densité spécifique faible et de sa capacité de « couler » sur le fond, la boue fluide s'étend sur de grandes surfaces en procurant au macrobenthos un support physique faible. Dans son étude, Diaz (1994) observe malgré tout que les communautés se rétablissent assez rapidement ce qui reflète leur forte résistance au stress physique étant donné qu'elles vivent dans un milieu constamment perturbé par les marées. L'impact de la déposition de matériaux fins comme la boue fluide est toutefois dépendante de l'épaisseur déposée. Les effets étaient plus évidents dans des régions où plus de 30 cm ont été déposés. Dans des régions qui ont reçu moins de 30 cm, les effets les plus importants étaient limités aux Chironomidae et à une petite espèce de

bivalve, *Corbicula fluminea*, représentant cependant 95% de tous les bivalves récoltés. Les Tubificidae n'ont pas été affectés par la déposition de matériaux car ils semblent bien adaptés à une vie dans des sédiments mous et instables.

Selon McCauley et al. (1977), suite à des travaux de dragage qualifiés de petits (8 000 verges<sup>3</sup>) à Coos Bay, Oregon, il y a eu, dans le site de déposition, une diminution de la faune benthique qui a demandé une période de deux semaines pour se rétablir. La vitesse de rétablissement serait dépendante du fait que le site de déposition est dans un environnement qui est déjà soumis à de fréquentes perturbations: circulation maritime intense et retournement périodique des sédiments de surface (d'origine naturelle ou anthropique). Par conséquent, la faune benthique présente semble déjà plus tolérante aux perturbations.

Selon Frontier et Pichod-Viale en 1976, Pérès 1976 et Tanner et al. en 1994 (dans Touré, 1996), dans les milieux souvent perturbés, la faune benthique est dominée par des espèces pionnières (opportunistes) qui présentent un cycle de vie court, une croissance rapide et une grande tolérance aux conditions environnementales difficiles.

La dépendance de la faune benthique aux caractéristiques biologiques, physiques et chimiques du substrat qui les entoure est très forte. Cette dépendance, combinée à une mobilité restreinte rend cette faune particulièrement sensible aux perturbations liées à la déposition de sédiments (McCauley et al., 1977). Des études antérieures ont démontré qu'une diminution significative de l'abondance faunique dans les sites de déposition était suivie d'un rétablissement du nombre d'individus. Cependant, la vitesse de récupération dépend des caractéristiques de l'opération de dragage et du type de communauté affectée (Harrison et al., 1964; Pfitzenmeyer, 1970; Saila et al., 1972; Stickney, 1973).

Dans une étude présentée par Zajac et Whitlatch (1989), la population du polychète (*Nephtys incisa*) avait pour ainsi dire été détruite lors des opérations de déposition des matériaux de dragage en milieu marin. Les résultats suggèrent que la recolonisation s'est effectuée de l'extérieur du site et surtout via de jeunes adultes et une faible quantité de

juvéniles. Ne possédant que les données de la première année, il leur est difficile de préciser le laps de temps nécessaire au rétablissement des conditions démographiques de ce vers dans l'habitat. L'absence des classes d'âge supérieures suggère que cela pourrait prendre plusieurs années si ces vers ne migraient pas de façon intensive. En effet, en l'absence de tempêtes qui peuvent redistribuer la faune, l'effectif complet des classes d'âge supérieures ne sera atteint que par le vieillissement et le recrutement (immigration et reproduction).

Dans une autre étude (Touré, 1996) effectuée près de Rivière-Du-Loup dans l'estuaire du Saint-Laurent, il semble que, suite à une interprétation prudente des résultats, la faune benthique présente dans les sites de dépôt de sédiments pourrait se rétablir au niveau de la densité de la zone témoin dans un délai de deux à trois ans environ si il y avait arrêt des perturbations périodiques occasionnées par le déversement de sédiments. L'auteur note toutefois qu'il est fort probable qu'un effet à plus long terme se fasse sentir sur le milieu, au niveau de son habitat et de sa productivité car en Suède Pearson et Rosenberg (1978) ont constaté un tel impact à long terme malgré un arrêt des sources de perturbation.

Selon Windom (1976 dans Touré, 1996), les populations de bivalves et d'amphipodes qui sont situées dans des zones recevant des quantités élevées de sédiments ont un temps de récupération plus long que d'autres taxons. Il semble donc que la mobilité des organismes ne constituent pas le seul paramètre qui agit sur la vitesse de recolonisation. En effet, les populations d'amphipodes (organismes mobiles normalement détritivores) pourraient plutôt être influencées par une modification de la granulométrie.

#### Effets généraux de la sédimentation sur le benthos

Selon Chutter (1969), il est possible de produire des changements considérables dans la composition de la faune benthique d'un milieu rocheux d'un cours d'eau sans qu'il soit nécessaire d'étouffer le biotope sous le limon et le sable. Une augmentation de limon et de sable dans le lit des rivières tend à augmenter l'instabilité des sédiments, ce qui est défavorable pour la faune présente.

Selon Lemly (1982), la turbidité, les matières en suspension et l'accumulation de matières sédimentaires dans le lit du cours d'eau étudié ont une influence significative sur la richesse spécifique et la diversité de la communauté d'insectes mais c'est l'accumulation de matières sédimentaires qui a l'effet le plus marqué. De plus, l'accumulation de matières sédimentaires a été un facteur déterminant dans une réduction significative de la biomasse de la communauté. La densité ne semble liée à aucun paramètre étudiés dans cette étude et cela est prévisible lorsque l'on sait que certaines espèces d'insectes, les chironomidés en particulier, peuvent être opportunistes et créer des populations denses d'espèces tout en réduisant la diversité de la faune benthique par la même occasion.

La réaction de la communauté benthique face à la modification de l'habitat dépend de la stabilité du substrat sablonneux qui lui dépend de la vitesse du courant. Les données de Lenat et al. (1981) suggèrent que ces additions de sédiments peuvent affecter la communauté benthique de deux façons. Lorsque la vitesse du courant est faible, le sable déposé est stable et il se développe une communauté composée de brouteurs capables d'une colonisation et d'une reproduction rapides mais cette communauté est différente qualitativement de celle associée au substrat rocheux présent à l'origine. L'addition de sédiments peut aussi affecter la communauté benthique d'une deuxième façon en période de crue, lorsque la vitesse du courant est élevée. Par son instabilité, le substrat sablonneux devient alors un habitat inadéquat pour tous les organismes benthiques. L'addition de sédiments ne fait que réduire la superficie de l'habitat disponible (substrat rocheux). La communauté qui reste est similaire qualitativement à celles des habitats non perturbés mais la densité est nettement plus faible.

La sédimentation de matériaux inorganiques peut entraîner une baisse du pH du substrat; une faible diminution du pH à la surface du substrat peut être suffisante pour exclure certaines espèces d'insectes de la faune associées au milieu recevant ces particules (Lemly, 1982).

Les effets de la sédimentation sont évidents dans le recouvrement de la surface du corps et des structures respiratoires des insectes par des particules. Cette situation pourrait procurer un substrat favorable au développement de certaines bactéries filamenteuses sur les insectes. Durant l'étude rapportée par Lemly (1982), l'effet combiné des dépôts de limon et du développement de la bactérie *Sphaerotilus* sur les insectes serait le facteur principal dans la détermination de la composition et de l'abondance spécifique au sein de la communauté d'insectes benthiques.

### 3.1.2. Faune ichtyologique

La mise en dépôt des sédiments peut avoir des effets de plusieurs ordres sur la faune aquatique. Au niveau de l'habitat de fraie et d'élevage, on ne permet pas d'y faire la déposition directe de sédiments de dragage; cependant, tous les sites propices au fraie et à l'élevage n'étant pas connus, ils ne sont pas tous protégés. Des sédiments déposés ailleurs peuvent constituer une autre menace pour ces habitats si ces sédiments sont transportés vers des sites de fraie ou d'élevage. Quant aux individus reproducteurs, ils sont protégés durant la période de fraie car toute activité de dragage est interdite durant les périodes de fraie des espèces susceptibles d'être présentes dans le milieu.

On reconnaît l'importance de protéger les sites de fraie et d'élevage des poissons mais il peut advenir que d'autres habitats, comme les sites de séjour, puissent être importants pour certaines espèces de poissons principalement lorsque ces habitats sont relativement rares dans un milieu donné. Leur modification pourrait avoir un impact important sur la survie de ces espèces. Malgré cela, peu d'études rendent compte de cette problématique. D'après Crouse et al.(1981), les organismes gouvernementaux de contrôle ont principalement mis l'accent sur le contrôle de la sédimentation dans les aires de ponte pour protéger l'habitat des salmonidés.

L'étude de Morgan et al. (1983) a été entreprise lorsque les autorités côtières ont proposé d'élargir et d'approfondir le Chesapeake and Delaware Canal. Elle devait entre autres vérifier l'effet de la déposition de sédiments sur le développement et l'éclosion d'oeufs de



Bar-perche. Les résultats montrent que la déposition d'une couche de sédiments  $>0,8$  mm sur des oeufs de Bar-perche (*Morone americana*) a des effets significatifs sur leur survie; une couche de sédiments  $>2$  mm sur ces oeufs entraîne une mortalité de 100%; des couches de sédiments  $<0,45$  mm n'influencent pas la capacité d'éclosion. La vitesse de développement des oeufs était ralentie de façon significative lorsque les sédiments déposés dépassaient 0,8 mm d'épaisseur, ce qui peut être d'une importance écologique. Un délai dans l'éclosion peut rendre les oeufs vulnérables plus longtemps tout en désynchronisant d'importants événements liés à l'alimentation des larves.

Le sable (particules de moins de 2 mm de diamètre) inhibe l'émergence des alevins d'Ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Si le substrat de ponte contient plus de 20% de sable, il est fort probable que le nombre d'alevins qui émergent soit réduit (Hausle et Coble, 1976).

Chez les embryons de salmonidés, l'accumulation de sédiments fins dans le gravier du site de frai peut restreindre la circulation de l'eau dans le gravier et bloquer l'émergence des alevins. Par conséquent, la clé pour la survie des embryons n'est pas l'état du site de frai avant ou immédiatement après la ponte mais durant les semaines ou les mois que dure l'incubation (Lisle et Lewis, 1992).

On connaît encore peu les relations entre le transport des sédiments et les conditions retrouvées au niveau du gravier, incluant le décapage, le remplissage et les variations de la profondeur et de la granulométrie reliée à l'infiltration de fins sédiments. Une meilleure connaissance de ces problèmes nous permettrait de prévoir la survie des embryons advenant un changement des conditions du milieu et d'améliorer nos connaissances des facteurs influençant la dynamique de population des poissons vivant en milieux lotiques (Lisle et Lewis, 1992).

La production d'alevins a chuté de façon significative lorsque le fond a atteint de 80-100% de colmatage avec des sédiments fins (2,0 mm ou moins). Crouse et al.(1981) concluent

que l'on doit protéger, des sédiments très fins, les habitats d'élevage des jeunes salmonidés ainsi que les aires de pontes.

Durant sa vie, un esturgeon peut utiliser plusieurs habitats distincts. Il a besoin de différents types d'habitats pour le développement des oeufs et des alevins, pour la croissance des juvéniles, pour l'alimentation et l'hivernage des adultes. Afin d'assurer la survie à long terme de populations minimales viables dans le Bassin des Grands-Lacs, il faudra permettre à l'Esturgeon de lac d'accéder aux habitats qu'il utilise et protéger les habitats, entre autres ceux utilisés par les juvéniles ou les adultes pour l'alimentation ou l'hivernage (Auer, 1996). Ceci nous montre indirectement que le dragage (prélèvement et déposition de matériaux) représentera une menace à long terme pour l'esturgeon tant que tous ses habitats et ses déplacements ne seront pas identifiés (note de l'auteur).

Un impact indirect de la déposition de sédiments de dragage est celui qui affecte directement les maillons inférieurs de la chaîne alimentaire, effet qui se répercute alors jusqu'aux niveaux supérieurs dont le poisson (Crouse et al., 1981). Par contre, selon Berkman et Rabeni (1987), il semble que les espèces soient plus sensibles aux modifications des conditions de ponte et d'élevage que par des modifications de leur régime alimentaire. L'augmentation de la sédimentation a affecté plus particulièrement la reproduction des poissons qui, pour pondre, avaient besoin d'un substrat propre ou graveleux.

Selon Berkman et Rabeni (1987), à mesure qu'il y a augmentation de particules fines dans le substrat, la différence entre les communautés ichtyennes d'eaux rapide, courante et lente diminue, principalement parce qu'il y a une diminution d'effectifs pour les espèces typiques des milieux d'eau rapide. La qualité du substrat semble être le facteur déterminant car le maintien de la profondeur et le maintien de la vitesse du courant n'ont pas été suffisants pour maintenir l'intégrité de la communauté associée à une eau rapide.

Toujours selon les résultats de Berkman et Rabeni (1987), il semble que les poissons ayant des stratégies similaires d'alimentation ou de reproduction soient influencés de façon

similaire par la sédimentation. Les espèces qui ne semblent pas influencées par la sédimentation sont des espèces opportunistes qui peuvent modifier leurs comportements d'alimentation et ainsi ne pas être restreints à ce niveau. Les poissons les plus défavorisés par la sédimentation sont ceux qui se spécialisent dans une alimentation sur le substrat. Ceci constitue un problème particulièrement important pour les insectivores benthiques car il est bien connu qu'une augmentation de la sédimentation réduit la diversité, la densité et la richesse spécifique des insectes présents.

Selon Lemly (1982), les salmonidés d'eau douce ainsi que plusieurs autres espèces de poissons vivant dans des cours d'eau sont à peu près entièrement dépendants des insectes pour leur alimentation de base nécessaire à leur survie. Toute modification du milieu, qu'elle soit naturelle ou de nature anthropique, qui affecte la qualité de l'eau et la population invertébrée d'un cours d'eau se reflétera dans la population ichthyologique.

Selon Crouse et al. (1981), bien qu'une augmentation de la sédimentation réduise généralement la densité et la diversité des invertébrés, servant de proies, présents dans le milieu, les effets résultants peuvent être masqués par une alimentation opportuniste des salmonidés sur des insectes terrestres. Une accumulation de sédiments fins peut aussi réduire le couvert de protection des juvéniles, particulièrement en période hivernale.

### **3.2. Utilisation des sédiments de dragage pour réaliser des aménagements fauniques (après 1989).**

Les recherches ont permis de répertorier certains projets qui ont considéré l'utilisation des sédiments de dragage pour réaliser divers aménagements fauniques. L'information recueillie nous permet d'avoir une idée des projets qui se sont réalisés aux États-Unis depuis 1990.

## Wisconsin, Régions des Grands-Lacs

### Projet Pensaukee (Pensaukee Harbor)

En 1993, le GLRIT a ajouté à son actif ce projet d'aménagement de l'habitat. Ce projet devra créer une île à partir de matériaux de dragage afin de procurer un habitat pour les ressources fauniques, incluant les oiseaux coloniaux et des espèces considérées en danger par l'État (Sterne de Foster et Sterne commune) et pour protéger de l'érosion les milieux humides le long du rivage de Green Bay. L'île, située à 700 pieds (À 215m) du rivage, sera d'une superficie de 300 pieds (À 92m) par 1000 pieds (À 308m). Cette île s'ajoute à une autre existante qui est présentement située à 300 pieds (À 92m) du site prévu.

(Source: NMFS<sup>1</sup>).

## Maryland

### Projet Poplar Island (Baie de Chesapeake)

Le projet de restauration de l'habitat de Poplar Island est le premier projet de grande envergure d'utilisation bénéfique des matériaux de dragage dans la Baie de Chesapeake. Ce projet propose d'utiliser environ 38 millions de verges<sup>3</sup> de sédiments de dragage provenant des canaux d'approche du port de Baltimore pour restaurer Poplar Island à sa taille de il y a 150 ans (le relevé de 1847). Ce projet sera disponible comme site de dépôt de dragage pour approximativement les 20 prochaines années. Les plans actuels parlent de la création d'une île de 1110 acres à partir des quatre parties restantes de l'île de 1847 qui ne totalisent actuellement que environ quatre acres. L'île sera composée de 50% de milieux humides (555 acres) et 50% de terres émergées « uplands » (555 acres). La majorité des milieux humides (80%) sera aménagée sous forme de marais bas « low marsh » qui est le type d'habitat qui possède la plus haute valeur pour les organismes marins. Il est également prévu de créer des habitats marins à certains endroits près de l'île pour remplacer les habitats perdus lors de la création de l'île. Il est prévu que les habitats créés par ce projet compenseront la perte de productivité du fond de la Baie de Chesapeake. De plus, Poplar Island fait partie des dernières îles de la partie haute de la Baie où l'on retrouve un support valable pour l'établissement d'aires de reproduction et

d'élevage pour les hérons, les aigrettes, les Pyguargues à tête blanche, les Balbuzards et les Canards noirs. Ce projet permettra de restaurer les habitats liés à l'île tout en constituant un manière d'utiliser à des fins bénéfiques les matériaux de dragage.

Ce projet est constitué de plusieurs étapes et a été initialement proposé en 1989; la construction est prévue pour débiter à la fin de l'automne 1996. Plusieurs partenaires sont impliqués dans ce projet d'envergure dont: le Maryland Port Administration, le Baltimore District Army Corps of Engineers, le Maryland Environmental Service, le Maryland Department of Natural Resources, le Maryland Department of Environment, le National Marine Fisheries Service, le U.S. Fish and Wildlife Service, le Chesapeake Bay Program, le Environmental Protection Agency et le National Biological Survey. Le coût initial pour construire la digue de confinement de 7 milles (11 km) est estimé à 50 millions de dollars (U.S.). Le coût total estimé pour l'ensemble des travaux est estimé à 120 millions de dollars (U.S.). Ces coûts incluent le dépôt des sédiments de dragage, leur façonnement de même que la plantation de la végétation.

(Source: NOAA)

## **Floride**

### **Projet Munyon Island**

Durant la construction de l'Intercoastal Waterway dans les années 1940-1950, cette région a été utilisée comme un site de déposition de sédiments de dragage ce qui a entraîné la perte d'environ 30 acres de mangrove, de marais à spartines et de « seagrass beds ». Les activités de restauration comprendront l'enlèvement de la végétation exotique et de l'excès des sédiments de dragage dans le but de préparer le milieu à son rétablissement. De plus, approximativement 110 000 verges<sup>3</sup> de sédiments dragués dans le Atlantic Intercoastal Waterway seront déposés au nord de Munyon Island pour restaurer 9 acres de milieu aquatique submergé. (pas de date concernant la réalisation des travaux mais semble après 1989) (Source: NMFS<sup>2</sup>).

## Californie

### Projet Cullinan Ranch

Ce projet visait à restaurer un milieu humide à marée de 1 490 acres dans la Baie de San Francisco, procurant un habitat pour certaines espèces de plantes ou d'animaux en danger associés à ce milieu. On avait d'abord prévu que des sédiments de dragage pourraient être utilisés pour aider à la restauration de ces habitats. Cependant, l'équipe a découvert que l'utilisation de sédiments de dragage pourrait ne pas être ni requis ni approprié. En premier lieu, la quantité de sédiments en suspension disponible dans les eaux de la Baie de San Pablo pourrait être suffisante pour procurer assez de matériel pour que survienne un remplissage naturel durant les 8 à 10 ans qui constituent la période de construction du projet. En second lieu, les marais créés avec des sédiments de dragage dont la granulométrie et les caractéristiques du sol sont incorrectes peut entraîner le développement de conditions hydrauliques pauvres et celui d'espèces exotiques. On voit donc qu'il est important que soient réalisées des analyses attentives incluant les coûts, les caractéristiques physiques des sédiments, leur contamination et autres afin de réduire les risques et augmenter les chances d'atteindre le(s) objectif(s) d'un projet.

La tournure de ce projet a forcé les intervenants à trouver d'autres sites où il serait possible d'utiliser les matériaux de dragage à des fins bénéfiques. Ces nouvelles recherches ont conduit au développement initial du projet de restauration de Sonoma Baylands (Source: NMFS<sup>2</sup>).

### Projet Sonoma Baylands

Le projet de restauration de Sonoma Baylands développé en 1991 recommandait l'utilisation de sédiments de dragage pour restaurer en partie les niveaux d'un site, affaissé au cours des ans et par conséquent accélérer la restauration du marais salé. En 1992, des travaux de planification ont commencé afin d'utiliser les sédiments de dragage provenant de l'entretien du canal de navigation de Petaluma River, situé à proximité, pour aider au rétablissement des milieux humides en cause. Le but de ce projet était d'effectuer la restauration de 348 acres de milieux humides soumis à l'effet des marées à l'intérieur de

Sonoma Baylands en coordonnant les efforts pour démontrer, à l'aide d'un projet pilote de 39 acres, l'usage bénéfique des sédiments de dragage pour ensuite transférer l'expertise pour la réalisation de l'ensemble du projet. L'ensemble du projet estimé à 8,5 millions de dollars (U.S.) inclue la construction de digues, les barrières contre les vagues et autres structures, ainsi que la mise en place de sédiments de dragage pour restaurer les affaissements de terrain sur le site.

Ce projet sera construit en deux principales parties. Dans la première, le projet pilote de 39 acres a reçu 207 000 verges<sup>3</sup> de sédiments de dragage provenant de l'entretien de Petulama River et était complété en novembre 1994. La seconde partie, commencée en mai 1995, est la restauration des 309 acres qui restent en utilisant environ 2,5 millions de verges<sup>3</sup> de sédiments de dragage provenant du creusage du port d'Oakland. Le développement du marais salé sera complété par la déposition naturelle de sédiments venant de l'action des marées et des processus de revégétalisation de l'habitat.

Parmi les organismes privés et publics qui ont contribué de différentes façons à la réalisation de ce projet, il convient de mentionner entre autres le California State Coastal Conservancy qui a développé le plan de restauration, le Corps of Engineers qui a réalisé et a assuré le suivi du projet tout en fournissant 75% des fonds nécessaires et le Coastal Conservancy qui a fourni la balance des argents. Il est prévu que ce soit la California Department of Fish and Game qui gère par la suite ces milieux humides restaurés.

(Source: NMFS<sup>2</sup>).

### **Leçons tirées de certains aménagements**

(Source: NMFS<sup>2</sup>).

1. Afin de procurer un substrat idéal pour l'établissement de marais salés, les sédiments de dragage doivent être non contaminés et avoir la bonne granulométrie. De plus, il faut faire très attention à la détermination des niveaux du site car la végétation intertidale des marais est extrêmement sensible aux changements de la topographie ainsi qu'à la nature physique ou chimique des sédiments utilisés.

2. Dans des environnements où il y a déposition de sédiments, il peut être préférable aux niveaux économique et biologique de construire un habitat à un stade qui précède celui désiré et ensuite lui permettre d'évoluer de façon naturelle vers ce milieu humide désiré.
3. La planification, le design, la construction et le remplacement d'infrastructure dans le milieu aquatique tel les projets de navigation, les projets de contrôle des inondations, etc., procurent maintenant des opportunités pour effectuer une restauration écologique des milieux humides qui ont été affectés de façon négative par des réalisations du passé et pour opérer des structures déjà existantes d'une façon plus respectueuse de l'environnement grâce à de nouveaux designs et de nouveaux procédés.
4. Un projet qui rencontre les besoins environnementaux, économiques et qui rallie divers intérêts locaux peut être très efficace pour gagner l'appui de chefs politiques.
5. Inclure un projet pilote au le projet d'ensemble peut être très bénéfique. En effet, en procurant l'opportunité de tester les hypothèses et les nouvelles techniques sur le terrain, le projet pilote peut, par conséquent, augmenter le niveau de confiance envers les bénéfices que l'on peut tirer du projet tout en améliorant les connaissances pour effectuer une gestion efficace du site restauré.
6. L'utilisation adéquate du travail bénévole peut être d'une grande utilité dans la réalisation d'un projet tout en constituant également une excellente opportunité d'éducation puisque les bénévoles qui participent à la restauration peuvent être, par la même occasion, sensibilisés à l'importance, au rôle et à la valeur des écosystèmes présents dans les milieux humides.



#### 4. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES DE L'INFORMATION UTILISÉE À LA SECTION 3.

- Auer, N.A. 1996. Importance of habitat and migration to sturgeons with emphasis on lake sturgeon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(Suppl. 1) : 152-160.
- Berkman, H. E. et C. F. Rabeni. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes.* 18(4) : 285-294.
- Chutter, F. M. 1969. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. *Hydrobiologia.* 34 : 57-76.
- Crouse, M. R., C. A. Callahan, 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.
- Diaz, R. J. 1994. Response of tidal freshwater macrobenthos to sediment disturbance. *Hydrobiologia.* 278 : 201-212
- Engler, R., L. Saunders et T. Wright. 1991. Environmental effects of aquatic disposal of dredged material. *Environment Professional.* 13(4) : 317-325.
- Hausle, D. A. et D. W. Coble. 1976. Influence of sand in Redds on survival and emergence of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). *Trans. Am. Fish. Soc.* 105(1) : 57-63.
- Jones, A. R. 1986. The effects of dredging and spoil disposal on macrobenthos, Hawkesbury Estuary, N.S.W. *Mar. Pollut. Bull.* 17(1) : 17-20.
- Lemly, A. D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia.* 87 : 229-245.
- Lenat, D. R., D. L. Penrose et W. Eagleson. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia.* 79 : 187-194.
- Lisle, T. E. et J. Lewis. 1992. Effect of sediment transport on survival of salmonid embryos in a natural stream: a simulation approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 2337-2344.
- McCauley, J. E., R. A. Parr et D. R. Hancock. 1977. Benthic infauna and maintenance dredging: A case study. *Water Res.* 11 : 233-242.

- Morgan, R. P. II, V. J. jr Rasin et L. A. Noe. 1983. Sediment effects on eggs and larvae of Striped Bass and White Perch. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112 : 220-224.
- NMFS<sup>1</sup> (National Marine Fisheries Service), <http://kingfish.ssp.nmfs.gov/coastamer/93glakes.html>
- NMFS<sup>2</sup> (National Marine Fisheries Service), <http://kingfish.ssp.nmfs.gov/coastamer/tts2acd.html>
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) Chesapeake Bay Office, <http://155.206.19.100/habitat/poplar.html>
- Somerfield, P. J., H. L. Rees et R. M. Warwick. 1995. Interrelationship in community structure between shallow-water marine meiofauna and macrofauna in relation to dredgings disposal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 127 : 103-112.
- Touré, M.A. 1996. Impacts biologiques des déversements de sédiments de dragage sur le fond marin dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal. 44 pages plus annexes.
- Van Dolah, R. F., D. R. Calder et D. M. Knott. 1984. Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries.* 7(1) : 28-37.
- Zajac, R. N. et R. B. Whitlatch. 1989. Natural and disturbance-induced demographic variation in an infaunal polychaete, *Nephtys incisa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 57(1) : 89-102.

**5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES SUPPLÉMENTAIRES QUI N'ONT PAS ÉTÉ CONSULTÉES MAIS QUI POURRAIENT CONTENIR DE L'INFORMATION PERTINENTE.**

- Ainslie, W. B. 1994. Rapid wetland functional assessment: its role and utility in the regulatory arena. *Water Air Soil Pollut.* 77 : 433-444.
- ASCE Task Committee on Sediment Transport and Aquatic Habitats- Sedimentation Committee. 1992. Sediment and aquatic habitat in river systems. *J. Hydraul. Eng.* 118(5) : 669-687.
- Beechie, T., E. Beamer et L. Wasserman. 1994. Estimating coho salmon rearing habitat and smolt production losses in a large river basin, and implications for habitat restoration. *N. Am. J. Fish. Manage.* 14(4) : 797-811.
- Busch, W. -D N. et S. J. Lary. 1996. Assessment of habitat impairments impacting the aquatic resources of Lake Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(Suppl.1) : 113-120.
- Clarke, D. et T. Miller-Way. 1992. Environmental assessment of the effects of open-water disposal of maintenance dredged material on benthic resources in Mobile Bay, Alabama. US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station. : 173p.
- Coleman, R. E. et M. Konikoff. 1991. Containment area aquaculture. Army Corps of Engineers Information Exchange Bull. D-91-1(August) : 1-7.
- de Silva, M. S., G. Fleming et P. G. Smith. 1991. Alternative strategies for the disposal of UK estuarine dredgings. *Water Sci. Technol.* 24(10) : 9-17.
- DeGoursey, R. E., J. K. Watson et R. V. Grillo. 1984. Field Techniques for in situ long term monitoring of the effects of dredged material disposal on the mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Technology Soc. J.* 18(4) : 9-16.
- Dortch, M. S. 1990. Methods of determining the longterm fate of dredged material for aquatic disposal sites. US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station Technical Report D-90-1; AD A219763. : 205p.
- Engler, R. M. 1990. Managing dredged materials. *Oceanus.* 35(2) : 63-69.
- Erwin, R. M., G. M. Haramis, D. G. Kremenz et S. L. Funderburk. 1993. Resource protection for waterbirds in Chesapeake Bay. *Environmental Manage.* 17(5) : 613-619. n/d (résumé seulement) [60]

- Erwin, R. M., J. S. Hatfield et T. J. Wilmers. 1995. The value and vulnerability of small estuarine islands for conserving metapopulations of breeding waterbirds. *Biol. Conservation*. 71(2) : 187-191.
- Essink, K., F. H. I.M. Steyaert, H. P. J. Mulder, V. N. de Jonge et T. van Heuvel. 1992. Effects of dredging activities in the Ems Estuary and Dutch Wadden Sea. *Netherlands J. Sea Res.* S20 : 243-246.
- Garton, L. S., R. L. Autenrieth, J. S. Bonner et B. A. Sylvester. 1992. Aquatic sediments. *Water Environmental Res.* 64(4) : 610-625.
- Giammona, C. P., R. W. Hann, K. Wooters et D. Burke. 1989. Optimum disposal methods for use on the Gulf Intracoastal Waterway. Disponible auprès du National Technical Information Service, Springfield, VA 22161. Texas Transportation Institute, Texas A and M University system, College Station(Report 1194-1F) : 121p.
- Grimwood, C. 1983. Effects of dredging on adjacent waters [of New Orleans, Louisiana]. *J. Environmental Engineering (American Society of Civil Engineers)*. 109(1) : 47-65.
- Homziak, J. et C. D. Veal. 1992. Producing fish and shellfish in dredged material containment areas. Mississippi-Alabama Sea Grant Program. Publication No. MASGP-90-011 : 14p.
- Homziak, J., C. D. Veal, D. Dugger, R. Coleman et M. Konikoff. 1992. Guide to site selection, design, and construction of dredged material containment areas for aquaculture. Mississippi-Alabama Sea Grant. Publication No. MASGP-90-031 : 19p.
- Hoogweg, P. H. A. et F. Colijn. 1992. Management of utch Estuaries the Ems-Dollard and the Western Scheldt. *Water Sci. Techno.* 26(7/8) : 1887-1896.
- Johnson, B. H., M. J. Trawle et S. A. jr Adamec. 1988. Dredged material disposal modeling in Puget Sound. *J. Waterway Port Coastal Ocean Engineering*. 114 : 700-713.
- Jokiel, P. L. 1989. Effects of marine mining dredge spoils on eggs and larvae of a commercially important species of fish, the mahimahi (*Coryphaena hippurus*). *Mar. Mining*. 8(3) : 303-316.
- Jungwirth, M., O. Moog et S. Muhar. 1993. Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria. *Regulated Riv. Res. Manage.* 8(1/2) : 195-204.
- Kagan, R. A. 1991. The dredging dilemma: Economic development and environmental protection in Oakland Harbor. *Coastal Manage.* 19(3) : 313-341.

- Kenny, A. J. et H. L. Rees. 1994. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: Early post-dredging recolonization. *Mar. Pollut. Bull.* 28(4) : 442-447.
- Kenny, A. J. et H. L. Rees. 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: Results 2 years post-dredging. *Mar. Pollut. Bull.* 32(8/9) : 615-622.
- Konikoff, M., D. Love et J. Homziak. 1992. Managing legal and institutional constraints on aquaculture in dredged material containment areas. Mississippi-Alabama Sea Grant Program. Publication No. MASGP-90-011 : 21p.
- Lasalle, M. W., M. C. Landin et J. G. Sims. 1991. Evaluation of the flora and fauna of a *Spartina alterniflora* marsh established on dredged material in Winyah Bay, South Carolina. *Wetlands.* 11(2) : 191-208.
- Lazor, R. L. et R. Medina. 1990. Beneficial uses of dredged material. Proceedings of the Gulf Coast Regional Workshop. April 26-28 1988, Galveston, Texas, US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, WES/TR/EL-D/90-3 ; AD A219782 : 297p.
- Lee, C. R., H. E. Tatem, D. L. Brandon, S. H. Kay et R. K. Peddicord. 1991. General decisionmaking framework for management of dredged material: Example application to Commncement Bay, Washington. Disponible par le National Technical Information Service, Springfield, VA. 22161. Army Corps of Engineers Miscellaneous Paper : D-91-1, June 1991, Final Report.
- Lisle, T. E. 1989. Sediment transport and resulting deosition in spawning gravels, North Coastal California. *Water Resour. Res.* 25(6) : 1303-1319.
- Malherbe, B. 1991. A case study of dumping of dredged material in open areas. *Terra et Aqua.* 45 : 5-32.
- Marek, D. W., M. K. Ali et A. N. Ernest. 1996. Aquatic sediments. *Water Environmental Res.* 68(4) : 629-662.
- Marquis, H., J. Therrien, P. Bérubé, G. Shooner et Y. Vigneault. 1991. Physical modifications of fish habitats upstream of Montreal and downstream of Trois-Pistoles from 1945 to 1988 and effects on commercial fisheries. *Canadian Technical Rep. Fish. Aq. Sci.* 0(1830)
- McAnally, W. H. jr et S. A. jr Adamec. 1987. Designing open water disposal for dredged muddy sediments. *Continental Shelf Res.* 7 : 1445-1455.
- McCartney, B. L., F. A. Hermann et H. B. Simmons. 1991. Estuary\*waterway projects-lessons learned. *J. Waterway Port Coast. Ocean Eng.* 117(4) : 409-421.

- Messieh, S. N., T. W. Rowell, D. L. Peer et P. J. Cranford. 1991. The effects of thawling, dredging and ocean dumping on the eastern canadian continental shelf seabed. *Continental Shelf Res.* 11(8/10) : 1237-1263.
- Montgomery, R. L. Leach, J.W. 1984. Dredging and dredged material disposal. Proceedings of the conference Dredging '84. November 14-16, 1984, Clearwater Beach, Florida, *American Society of Civil Engineers(New York)* : 2 volumes, 1115p.
- Moran, P. J. 1991. The effects of dredging on the larval settlement and community development of fouling organisms in Port Kembla harbour, Australia. *Wat. Res.* 25(9) : 1151-1155.
- Moon, V., W. De Lange, S. Warren et T. Healy. 1994. Post-disposal behaviour of sandy dredged material at an open-water, inner shelf disposal site. *J. Coastal Res.* 10(3) : 651-662.
- Moser, M. L. et S. W. Ross. 1995. Habitat use and movement of Shortnose and Atlantic Sturgeons in the Lower Cape Fear, North Carolina. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124(2) : 225-234.
- Nichols, A. B. 1992. Novel project uses dredged material to restore wetland. *Water Environment and Technology.* 4 : 15.
- Nichols, M., R. J. Diaz et L. C. Schaffner. 1990. Effects of hopper dredging and sediment dispersion, Chesapeake Bay (USA). *Environmental Geol. Water Sci.* 15(1) : 31-44.
- O'Connor, B., D. McGrath, G. Koennecker et B. F. Keegan. 1993. Benthic macrofaunal assemblage of greater Galway Bay. *Biol. Environment.* 93B(3) : 127-136.
- Permanent International Association of Navigation Congresses(PIANC). 1992. Beneficial uses of dredged material: a practical guide. Report of PIANC Working Group 19. *Bulletin of the PIANC.* 76(Suplement) : 36pp.
- Ramraj, R. 1994. The WRDA of 1986: Background and beneficial use of dredged material with particular reference to the Great Lakes. *J. Coastal Res.* 10(1) : 30-38.
- Roberts, K. J., D. G. Marschall et J. Homziak. 1992. Economic potential of aquaculture in dredged material containment areas. Mississippi-Alabama Sea Grant Consortium. Publication No. MASGP-90-032 : 19p.
- Sanders, R. M. jr, D. G. Huggins et F. B. Cross. 1993. The Kansas River system and its biota. *US National Biological Survey Biological Rep.* 0(19) : 295-326.

- Scarlett, P. G. et R. L. Allen. 1992. Temporal and spatial distribution of winter flounder (*Pleuronectes americanus*) spawning in Manasquan river, New Jersey. *Bull. New Jersey Acad. Sci.* 37(1) : 13-17.
- Smith, C. D., D. M. Harper et P. J. Barham. 1990. Engineering operations and invertebrates: Linking hydrology with ecology. *Regulated Riv. Res. Manage.* 5(1) : 89-96.
- Somer, W. L. et T. J. Hassler. 1992. Effects of suction-dredge gold mining on benthic invertebrates in a northern California stream. *N. Am. J. Fish. Manage.* 12(1) : 244-252.
- Steiner, F., S. Pieart, J. Rich et V. Coltman. 1994. State wetlands and riparian area protection programs. *Environmental Manage.* 18(2) : 183-201.
- Thorp, J. H. 1992. Linkage between islands and benthos in the Ohio River, with implications for riverine management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 1873-1882.
- Thouzeau, G., G. Robert et R. Ugarte. 1991. Faunal assemblages of benthic megainvertebrates inhabiting sea scallop grounds from eastern Georges Bank, in relation to environmental factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 74(1) : 61-82. résumé seulement, article disponible à l'U.L.
- Toumazis, A. D. 1995. Environmental impact associated with the dumping of dredged material at sea. A study for the Limassol port extension works. *Water Sci. Technology.* 32(9/10) : 151-158.
- Visel, T. C. 1988. Mitigation of dredging impacts to oyster populations. *J. Shellfish Res.* 7 : 267-270.
- Wainwright, T. C., D. -A. Armstong, P. A. Dinnel, J. M. Orensanz et K. A. McGraw. 1992. Predicting effects of dredging on a crab population: An equivalent adult loss approach. *Fish. Bull.* 90(1) : 171-182.
- Wright, T. D. et L. H. Saunders. 1990. USA Army Corps of Engineers dredged material testing procedures. *Environmental Professional.* 12(1) : 13-17.
- Zajac, R. N. et R. B. Whitlatch. 1988. Population ecology of the polychaete *Nephtys incisa* in Long Island Sound; the effects of disturbance. *Estuaries.* 11 : 117-133.

**PARTIE 2. REVUE DES DIFFÉRENTES POLITIQUES DE  
GESTION DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE NON  
CONTAMINÉS EN REGARD DE LA FAUNE  
AQUATIQUE, AILLEURS QU'AU QUÉBEC**



## 6. PRÉSENTATION DE LA DEUXIÈME PARTIE

Dans cette partie, on trouvera la liste et la nature de documents recueillis en fonction du mandat, c'est-à-dire des documents des documents pouvant servir à encadrer la gestion des sédiments de dragage. Les documents concernés ont été assemblés dans un cahier distinct de ce rapport. De plus, on y trouvera la liste de contacts établis lors de recherches d'information ainsi que ce qu'ils ont donné en réponse à notre demande.

## 7. MÉTHODE DE RECHERCHE D'INFORMATION

La recherche d'information a été principalement effectuée à partir de l'Internet. Des recherches par mots-clés à l'aide de différents moteurs de recherche ont permis d'établir une liste d'organismes ou d'États où il est possible d'obtenir de l'information sur le mode de gestion utilisé pour la mise en déposition des sédiments de dragage en milieu aquatique. Grâce à ces recherches nous avons obtenu deux types d'information, l'adresse de pages WEB touchant au sujet et les coordonnées (téléphone, fax, adresse postale ou de courrier électronique) de certaines personnes ou organismes pouvant nous aider dans notre démarche. Des contacts ont pu être établis et nous avons pu obtenir l'adresse d'autres personnes ressources.

## 8. LISTE ET NATURE DES DOCUMENTS OBTENUS

Au cours de recherches intensives, il a été possible de recueillir de l'information concernant les procédures, les lois et les règlements touchant au dragage et à la déposition des sédiments de dragage en milieu aquatique aux États-Unis. Les documents disponibles dans le domaine sont reliés ensemble un peu comme sous la forme d'un réseau et non pas de façon linéaire. C'est pour cette raison qu'il est difficile de dire si les documents recueillis nous permettent d'avoir une vue complète de la situation aux États-Unis. Il est sûrement possible de compléter la liste mais les documents obtenus peuvent cependant donner une bonne idée du contexte.

⇒ Guide procurant au personnel du US Corps of Engineers et de l'Environmental Protection Agency de l'information technique pour l'utilisation d'alternatives acceptables au niveau environnemental pour la gestion de sédiments de dragage.

- US Environmental Protection Agency; US Army Corps of Engineers; Department of the Army. **Evaluating environmental effects of dredged material management alternatives: A technical Framework.** Office of Water (4504F). 1992; EPA842-B-92-008: pagination multiple.

⇒ Lignes directrices ou objectifs qui encadrent les actions des organismes de l'État de la Louisiane dans la gestion des sédiments de dragage:

- Louisiana Department of Natural Resources (non officiel). **Guidelines applicable to all uses.** 11p.

⇒ Entente entre le US Corps of Engineers et le Louisiana Department of Natural Resources en ce qui concerne les procédures à suivre lors des opérations de dragage:

- Anonyme. **Memorandum of understanding between the US Army Corps of Engineers, New Orleans District and the Louisiana Department of Natural Resources.** . 1995: 7pp.

⇒ Exemples de projets pour l'élaboration de plans de gestion de sédiments de dragage aux États-Unis:

- US Army Corps of Engineers, New York District. **Dredged material management plan for the Port of New York/New Jersey: Notice of intent.** Federal Register. 1996; 61(229): 60096.
- Corps of Engineers; Department of the Army. **Intent to prepare a Draft Environmental Impact Statement (DEIS) for long-term dredged material management at Grand Haven Harbor, Michigan.** Federal Register. 1997; 62(28): 6226-6227.

⇒ Lois et règlements de niveau fédéral, pertinents au mandat, qui encadrent le US Army Corps of Engineers dans la gestion de certaines activités touchant les voies navigables et les milieux humides:

- US Army Corps of Engineers. **Laws Regulating the Program.** <http://wetland.usace.mil/regs/start.html>
- US Army Corps of Engineers. **Regulatory Regulations 33CFR (US Army Corps of Engineers) Navigation and Navigable Waters.** <http://wetland.usace.mil/regs/33cfr.html>
- US Army Corps of Engineers. **33CFR Part 336 - Factors to be Considered in the Evaluation of Army Corps of Engineers Dredging Projects Involving the Discharge of Dredged Material into Waters of the U.S. and Ocean Waters.** <http://wetland.usace.mil/regs/33cfr336.html>
- US Army Corps of Engineers. **Regulatory Program of the US Army Corps of Engineers - Part 323 - Permits for Discharges of Dredged or Fill Material into Waters of the United States.** <http://www.wetlands.com/coe/coe323p0.htm>
- US Environmental Protection Agency. **Regulatory Regulations 40CFR (US Environmental Protection Agency) Protection of Environment** <http://wetland.usace.mil/regs/40cfr.html>
- US Environmental Protection Agency. **40CFR Part 230 - Section 404(b)(1) Guidelines for specification of Disposal Sites for Dredged or Fill Material.**

<http://wetland.usace.mil/regs/40cfr230.html> et

[http://www.wetland.com/epa/epa\\_230pd.htm](http://www.wetland.com/epa/epa_230pd.htm) (pour la Subpart D-- Potential Impacts on biological Characteristics of the Aquatic Ecosystem)

- US Army Corps of Engineers. **Section 9 of the Rivers and Harbours Act of 1899.** <http://wetland.usace.mil/regs/section9.html>
- US Army Corps of Engineers. **Section 10 of the Rivers and Harbours Act of 1899.** <http://wetland.usace.mil/regs/section10.html>
- US Army Corps of Engineers. **Section 103 of the Marine Protection Research and Sanctuaries Act of 1972.** <http://wetland.usace.mil/regs/section103.html>
- US Environmental Protection Agency. **Section 404 of the Clean Water Act.** <http://wetland.usace.mil/regs/section404.html>
- US Environmental Protection Agency. **Summary of Marine Protection Research and Sanctuaries Act Title 1 (MPRSA) - (Ocean Dumping Act).** <http://www.epa.gov/OWOW/OCPD/marine.html>

⇒ Liste d'activités réglementées par le US Corps of Engineers dont l'impact est jugé mineur et qui peuvent faire l'objet d'un permis général aux États-Unis (Nationwide Permit) et informations concernant certaines activités qui ont un certain intérêt dans le cadre de ce mandat:

- « <http://sparky.nce.usace.army.mil/regu/html/PDD-list.html> »
- NWP #19 : Minor Dredging: « <http://sparky.nce.usace.army.mil/regu/html/pdd-19.html> »
- NWP #27: Wetland Restoration Activities: « <http://sparky.nce.usace.army.mil/regu/html/pdd-27.html> »
- Department of Defense (Department of the Army Corps of Engineers). **Final notice of issuance, reissuance, and modification of nationwide permits; notice.** Federal Register. 1996; 61(241): 65873-65922.

⇒ Exemple d'un gouvernement régional (région de Minneapolis, Minnesota, USA) qui a décidé de réglementer les différentes opérations pouvant toucher l'intégrité du bassin hydrographique dont les opérations de dragage et celles touchant les milieux humides.

- **Minnehaha Creek, Watershed District. - Improving quality of water, quality of life.** <http://www.minnehahacreek.org:80/default.htm>
- **Minnehaha Creek, Watershed District. - Rules.** <http://www.minnehahacreek.org:80/rules/index.htm>

## 9. LISTE DES PERSONNES CONTACTÉES PAR COURRIER ÉLECTRONIQUE

Tout comme au Canada, on trouve aux États-Unis plusieurs organismes fédéraux et d'autres sous juridiction des États qui vont intervenir dans les opérations de dragage.

Au cours de la recherche d'information, il a été possible d'établir certains contacts avec des personnes ou des organismes. Le résultat de cette démarche s'est avéré peu fructueux dans un objectif à court terme, les quelques documents obtenus ont présenté peu d'intérêts; des contacts entretenus sur une plus longue période temps auraient probablement donné plus de résultats mais le mandat actuel ne le permettait pas.

Les contacts avec des personnes appartenant à différents organismes américains n'ont pas permis de faire le tour du sujet, chacune ayant un champ de connaissances plus ou moins précis dans le grand ensemble de la législation touchant le dragage.

Les demandes d'information ont généralement été formulées de la façon suivante:

« I am doing research for the Quebec Department of Environment and Wildlife (Ministère de l'environnement et de la faune du Québec) concerning the effects of non-contaminated dredged materials on aquatic wildlife.

I have to collect publications about these effects and also find information about standards, regulations and policies used by your State regarding to the management of non-contaminated dredged materials in relation to aquatic wildlife (especially benthic community, fish and waterfowl).

Do you have this kind of information?

Is it possible to get a copy of it, or maybe the reference and the place where I can order? »

Cette demande a été faite auprès d'une vingtaine d'organismes. Des réponses n'ont été obtenues que par les personnes et organismes suivants:

⇒ Matzat, Robert « MatzaR@mail01.dnr.state.wi.us »

ORGANISME: Wisconsin Department of Natural Resources

RÉPONSE: Your request has been forwarded to the appropriate bureaus. Thanks for browsing our website.--Robert

⇒ Conway, Dennis « CONWAYD@dnrserver1.dnr.state.mi.us »

ORGANISME: Michigan Department of Natural Resources

RÉPONSE: I have forwarded your request to Mr. James Boulton, Land and Water Management Division, Department of Environmental Quality to see if he might be able to assist you. In addition I will try to determine if we have any publications onhand that might be of assistance.

⇒ Carpenter, Kathy" « KATC461@ecy.wa.gov »

Cc: "Thielen, Jerry" « JTHI461@ecy.wa.gov »

"Betts, Brett" « BBET461@ecy.wa.gov »

ORGANISME: non précisé

RÉPONSE: Thank you for your request. Your question has been forwarded to staff in our sediment unit. They will gather information and send you a response. If you have any other questions pertaining to the rules of this department I would be glad to assist you. My e-mail address is katc461@ecy.wa.gov.

⇒ Schanzle, Bob « bschanzle@dnrmail.state.il.us »

Cc: CON084R1.JTHOMPSO\_at\_CON084P2@dnrmail.state.il.us

ORGANISME: Illinois Department of Natural Resources

RÉPONSE: Your request for information was forwarded to me by Jean Thompson of our Wildlife Resources Division. In the State of Illinois, dredged material standards and regulation are handled by the Illinois Environmental Protection Agency, Division of



Water Pollution Control. They would probably be able to provide the information you are seeking, and you can contact them at 217-782-0610. Please let me know if I can be of further assistance.

⇒ Feist, Char « char.feist@dnr.state.mn.us »

ORGANISME: Minnesota Department of Natural Resources

RÉPONSE: I'm the reference librarian at the Minnesota DNR. I'd like to suggest that you call Steve Colvin, Environmental Review Manager in our agency. His phone number is 612-296-0786. He will know much more than I do about the scientific and statutory aspects of your request.

⇒ Perry, Judith « Judith.Perry@state.ma.us »

ORGANISME: Executive Office of Environmental Affairs, Department of Environmental Protection

RÉPONSE: I have been writing permits for dredging in fresh and marine waters of Mass. for over ten years. I am not aware of any policies/regulations/standards used here regarding your subject (effects of non-contaminated dredged material on wildlife). We do add conditions to permits to minimize the dispersal of fine sediments, even when relatively uncontaminated, because of the potential adverse effects on aquatic life of higher than normal concentrations of particles in the water column or as may be carried downstream into critical fish spawning habitat. The permit is written certifying that no significant degradation to water quality will occur as we understand the project or as conditioned in the permit. Since waters are designated for use by aquatic life and wildlife, we use the best information we have to determine if and when a project may threaten any type of water-dependent wildlife. Wetlands are defined in our regulations as waters, so standard erosion control to limit or prevent sedimentation in wetlands is also covered in this permit, called a Water Quality Certification. It derives from federal Clean Water Act as well as state implementing regulations at 314 CMR 9.00. I will send you a copy of the state reg., although I am not sure all of this is quite what you are looking for. Please contact me again (617-292-5655) if you think I may be able to assist you.....J.Perry, Environmental Analyst, MSc.

⇒ King, Ingrid « KING\_I@epic6.dep.state.fl.us » tél: (904) 921-1222

ORGANISME: Florida Department of Natural Resources

RÉPONSE: Thank you for contacting the Florida Department of Environmental Protection, Office of Ombudsman. In response to your questions and search of information, I am going to suggest you contact Doug Fry at Phone Number: 904-921-9890 or e-mail address: fry\_d@dep.state.fl.us. He works with the Department's Environmental Resource Permitting Section, which includes dredging. He is also very familiar with the rules and regulations associated with dredging. Good Luck! If you need additional information, please e-mail me back. Ingrid King DEP Office of Ombudsman

⇒ Harris, Jeff « JEFFH@dnr.state.la.us »

ORGANISME: Louisiana Department of Natural Resources

RÉPONSE: Your E-mail to the Louisiana Department of Natural Resources was routed to me for response, and I apologize for the delay. DNR's Coastal Management Division is responsible for balancing natural resource preservation and appropriate development of coastal Louisiana. CMD regulates spoil disposal in the coastal zone by private, commercial and governmental agencies, including the U. S. Army Corps of Engineers, who is by far the largest dredge operator. The standards by which we evaluate a proposed project are the Coastal Use Guidelines, part of our coastal management program. A copy of our Guidelines is appended to this message. In addition, I have appended a copy of a Memorandum of Understanding between CMD and the Corps describing procedures and requirements the Corps must meet in order for their projects to receive our approval (i.e., our concurrence with their determination that their proposed dredging plans are consistent with our program). These documents are in WordPerfect format. They are rather lengthy, so if you have difficulty receiving them let me know and I can send paper copies. If you have not done so already, I suggest you direct your inquiries to the Corps and to the U. S. Fish and Wildlife Service. The Corps has conducted numerous studies on impacts to wildlife associated

with spoil disposal. USFWS has also produced a number of research reports and recommendations.

I hope this has been of help to you. If it is convenient, I would be very interested in receiving a copy of your final report. I may be reached at: Jeff Harris, Coastal Management Division, Louisiana Department of Natural Resources P.O. Box 44487, Baton Rouge, LA, USA 70804. If you have any further questions, please feel free to E-mail me, or call me at (504) 342-7949 or (800) 267-4019. --Jeff Harris

⇒ Information Email Address « info@fwd.anr.state.vt.us »

ORGANISME: Vermont Agency of Natural Resources

RÉPONSE: I have sent your request on to Barb Johnson, Fish Biologist and Bill Crenshaw, Wildlife Biologist. Thanks and have a nice day! Fonda

⇒ Ferguson, Mark « mferguson@FPR.ANR.STATE.VT.US »

ORGANISME: Nongame & Natural Heritage Program, Vermont Department of Fish & Wildlife, Vermont Agency of Natural Resources

RÉPONSE: You recently requested information on the management of non-contaminated dredged materials on aquatic wildlife. I am not aware of any specific regulations or guidelines in Vermont regarding non-contaminated dredged materials. However, this may be addressed by the state Dept. of Environmental Conservation regulations. I suggest contacting Carl Pagel in the Wetlands Unit for more information. His phone # is 241-3760. His e-mail is carlp@waterq.anr.state.vt.us. Act 250 (land development regulation) and the Wetland Rules can apply to this issue. For more information on these laws, visit the website: <http://www.state.vt.us/anr/regulate.htm>

Mark Ferguson, Zoologist. Nongame & Natural Heritage Program. Vermont Department of Fish & Wildlife

⇒ Stucki, Curt « CurtS@DIS.WA.GOV »

Cc: Christine Dolan <chrisd@DIS.WA.GOV>

RÉPONSE: Please look at the Dept. of Ecology web site, especially: <http://www.wa.gov/ecology/swfa/swhome.html>

There is an address listed for further contact on solid waste on this page. I hope this information will be useful. Thank you for your interest.

**ANNEXE 1. DEVIS DÉTAILLÉ DU CONTRAT**

## DEVIS DE CONTRAT

### Impact de la mise en dépôt des sédiments de dragage sur la faune aquatique

#### A. DESCRIPTION DU MANDAT

##### 1. **Revue de littérature sur les impacts du dragage sur la faune aquatique**

- 1.1 Rechercher, dans la littérature, les impacts physiques et biologiques associés à la mise en dépôt des sédiments de dragage sur le benthos, la faune ichtyologique et son habitat. Prêter une attention spéciale aux effets des modifications de la bathymétrie et de la granulométrie sur les groupes d'espèces visées parce que ces sujets ont souvent été négligés dans les revues de littérature sur la question. Ne pas considérer les effets de l'augmentation de la turbidité sur la faune aquatique puisqu'une revue de littérature exhaustive sur ce sujet a été réalisée en 1995 par la province de l'Ontario.

Ne pas considérer les impacts chimiques sur la faune, c'est-à-dire ceux qui pourraient être engendrés par la toxicité rencontrée dans les sédiments.

De plus, réaliser une revue de littérature sur l'utilisation des sédiments de dragage pour réaliser des aménagements fauniques. Ne considérer que la période depuis 1989 puisqu'une revue sur cette question a été réalisée en 1990 par le Centre Saint-Laurent.

Les résumés des documents les plus pertinents devront nous être fournis.

- 1.2 Synthétiser, pour chacun des sujets traités, les résultats de la revue de littérature sous forme d'un rapport. Celui-ci doit être livré sous forme papier et sous forme disquette du logiciel Microsoft Word 6.0.

##### 2. **Revue des différentes politiques de gestion des sédiments de dragage non contaminés en regard de la faune aquatique, ailleurs qu'au Québec.**

Communiquer avec différents organismes gouvernementaux en Amérique du Nord afin qu'ils nous fournissent les normes ou les politiques qu'ils appliquent à ce chapitre. Les organismes gouvernementaux visés sont ceux qui ont des cours d'eau importants, dont l'envergure se rapproche de celle du Saint-Laurent (ex. : autour des Grands Lacs, du Mississippi, ou dans les états de l'est des États-Unis). Faire une synthèse de la nature des informations reçues pour chacun des états et des provinces concernés.

## B. L'ÉCHÉANCIER

Le contrat devra être terminé au plus tard à la fin de février 1997.

Un document préliminaire dactylographié devra être présenté au MEF pour approbation, avant la rédaction du rapport final.

## C. LES DOCUMENTS NÉCESSAIRES À L'ACCOMPLISSEMENT DU MANDAT ET FOURNIS PAR LE MEF

- Roche ltée (1990). Création d'aménagements à partir de déblais de dragage et applicabilité de ce concept au Saint-Laurent. Rap. fin. Env. Canada, Conserv. et prot., Centre Saint-Laurent. 206 p. annexes.
- Environnement Canada (1994). Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments. Document préparé par Les Consultants Jacques Bérubé inc. pour la Section du dév. tech. Dir. de la prot. de l'env., rég. du Québec et de l'Ontario, no de catalogue En 153-39/1994F. 109 p.
- Kerr, S. J. 1995. Silt, turbidity and suspended sediments in the aquatic environment: an annotated bibliography and literature review. Ontario Ministry of Natural Resources, Southern Region Science et Technology Transfer Unit Technical Report TR-008.277p.
- Touré, M. A. 1996. Impacts biologiques des déversements de sédiments de dragage sur le fond marin dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal. 46 pages.

Ces documents devront être remis au MEF après la finalisation du mandat.

**ANNEXE 2. RÉSUMÉS DES ARTICLES CITÉS À LA SECTION 3**



# Importance of habitat and migration to sturgeons with emphasis on lake sturgeon

Nancy A. Auer

**Abstract:** Sturgeons utilize a variety of habitat types throughout their life: rivers for spawning; rivers, lakes, estuaries, or the sea for feeding and wintering adults; and estuarine areas for feeding young. Distances covered by some sturgeons during spawning migrations show a positive relationship to average adult size. The lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, is the only sturgeon endemic to the Great Lakes basin. Most remaining populations in the basin are restricted in movement, yet a few, free-ranging populations still remain. Study of these populations will more adequately define range and habitat preferences of the species. Some state and federal agencies are now creating management plans for lake sturgeon. Those plans need to be based on information gathered from free-ranging groups. A barrier-free 250–300 km combined river and lake range is suggested as a minimum distance to support self-sustaining populations and distances of 750–1000 km should not be considered unusual. Fishery managers should give barrier removal or fish passage greater consideration than habitat enhancement for populations currently isolated and restricted in range.

**Résumé:** Les esturgeons utilisent des habitats variés tout au long de leur vie: des cours d'eau pour le frai, des cours d'eau, des lacs, des estuaires ou la mer pour l'alimentation et l'hivernage des adultes et des estuaires pour l'alimentation des jeunes. La distance parcourue par certains esturgeons pendant les migrations de frai présente une relation positive avec la taille moyenne à l'âge adulte. L'esturgeon jaune est le seul qui soit indigène au bassin des Grands Lacs. La plupart des populations qui y survivent encore voient leurs déplacements limités, mais il demeure quelques populations à libres déplacements. L'étude de ces populations permettra de bien définir l'aire de répartition et les habitats préférés de l'espace. Certains organismes d'États ou du gouvernement fédéral élaborent actuellement des plans de gestion pour l'esturgeon jaune. Ces plans doivent reposer sur les données obtenues à partir de groupes à déplacements libres. On propose des zones de cours d'eau et de lacs libres d'obstacles infranchissables sur une distance de 250 à 300 km comme minimum pour la survie de populations auto-suffisantes, mais des distances de 750 à 1000 km ne doivent pas être jugées comme anormalement grandes. Les gestionnaires des pêches devraient accorder une attention plus grande à l'élimination des obstacles ou à la mise en place de passages pour poissons qu'à l'amélioration de l'habitat lors de la mise en valeur de populations actuellement isolées et dont l'aire est limitée.

[Traduit par la Rédaction]

## Introduction

Of the 27 species of sturgeons recognized worldwide, most are currently viewed as extinct, endangered, or threatened (Birstein 1993). All sturgeon species have experienced drastic declines in abundance caused by overharvest, barriers to migration, and (or) disturbance or pollution of habitat (Rochard et al. 1990). Fishery closures have not effected increases in abundance of sturgeons as is often the case for other species of fish that mature at earlier ages. Loss of spawning and nursery habitat, coupled with blockage of migratory spawning routes, may be the greatest factors that keep most sturgeon populations repressed. Sturgeons are beginning to gain the attention of state, provincial, national, and international agencies (Houston 1987; Rochard et al. 1990; Birstein 1993), and efforts to protect, reintroduce, or enhance habitat for sturgeon populations are just beginning to grow (Wallace 1991; Graham 1992; Booker et al. 1993; Moreau and Parrish 1994).

All species of sturgeon have shown drastic declines in abundance; most species are believed to be in some jeopardy of long-term survival if they are not already extinct in the wild (Birstein 1993). The general life history of sturgeons (slow growing, late maturing, intermittent spawning) complicates protection and recovery programs. In some locations, some species such as European Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, are maintained solely through stocking (P. Bronzi, ENEL Centro Ricerca Termica e Nucleare, Via Monfalcone 15, Milan, Italy 20132, personal communication). Artificial rearing techniques are developed, and stocking is economical for only a few species or hybrids (Conte et al. 1988; Steffens et al. 1990). In many areas populations of sturgeons are now restricted in movement because of human activity. Isolated populations are more vulnerable to extinction caused by disease, catastrophic events, genetic isolation, and density-dependent responses (Shaffer 1981; Gilpin 1987). Rehabilitation plans for sturgeons are being based on information gathered from isolated populations and may not give a true picture of life-history requirements of these unique fish. Efforts to conserve sturgeons must include a knowledge of minimum viable population (MVP) size and range needs (Soule 1987).

Although nine species of sturgeon are found in North America only the lake sturgeon, *A. fulvescens*, is endemic to the entire Great Lakes basin. This species is now considered

Received November 1994. Accepted November 5, 1995.  
J13179

N.A. Auer, Department of Biological Sciences, Michigan Technological University, 1400 Townsend Drive, Houghton, MI 49931-1295, U.S.A.  
e-mail: naauer@MTU.EDU

## Effect of siltation on stream fish communities

Hilary E. Berkman & Charles F. Rabeni

*Missouri Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, School of Forestry, Fisheries and Wildlife,  
112 Stephens Hall, University of Missouri, Columbia, MO 65211, U.S.A.*

**Keywords:** Feeding. Reproduction. Guild analysis

### Synopsis

The effect of siltation on stream fish in northeast Missouri was evaluated using community structural measurements and a functional approach that emphasized feeding and reproductive guilds. As the percentage of fine substrate increased, the distinction among riffle, run, and pool communities decreased, primarily because the number of individuals of typical riffle species decreased. Within the riffle communities the abundance of fish of two feeding guilds – benthic insectivores and herbivores – was reduced as the percent of fine substrate increased. The abundance of fish in other feeding guilds was not affected. The only reproductive guild to be similarly affected was the simple and lithophilous, whose members require a clean gravel substrate for spawning. Species within each guild affected by siltation had significantly similar trends in abundance. The guild analysis indicated that species with similar ecological requirements had a common response to habitat degradation by siltation.

### Introduction

Increased siltation of streams reduces fish production and diversity. In a survey of waters of the United States, excessive siltation from erosion occurred in 46% of all streams and was considered the most important factor limiting usable fish habitat (Judy et al. 1984). Such conclusions are primarily subjective, and in the central United States are based largely on observations of changes in the fish fauna as the intensity of agricultural activity increases (Aitken 1936, Trautman 1981, Smith 1971, Menzel et al. 1984). The effects of sedimentation on fish communities need to be examined to substantiate the qualitative opinions in the literature, and to understand the biological basis for the effects.

Community functional analysis has been sug-

gested as one way to detect the effects of low level chronic impacts, such as erosion, but few analyses have been made (Cairns & Dickson 1980, Hendricks et al. 1980, Stauffer & Hocutt 1980, Karr 1981). An examination of how siltation affects feeding and reproductive activities of fishes may be more fruitful than comparative taxonomic inventories, because the primary influences of increased sedimentation on stream fish are believed to be the disruption of normal reproduction and the destruction of the food supply (Ellis 1936, Cordone & Kelley 1961, Allen 1969, Smith 1971, Karr & Dudley 1981).

Objectives of this study were to quantify the effects of sedimentation on stream fishes in some small northeast Missouri streams, and to relate the effects of sedimentation to ecological characteristics of the fish fauna. We were interested first in

# The Effects of Silt and Sand on the Invertebrate Fauna of Streams and Rivers\*

by

F. M. CHUTTER

Hydrobiological Research Group, National Institute for Water Research,  
South African Council for Scientific and Industrial Research,  
Grahamstown

## INTRODUCTION

In the rainy season South African rivers are expected to be highly turbid and laden with silt and sand. Indeed it is only in restricted areas such as the Natal foothills of the Drakensberg and the mountains of the south-western Cape that increases in stream and river flows are not accompanied by very great increases in turbidity. Some idea of the amount of silt and sand in South African rivers is given by SCHWARTZ & PULLEN (1966). They estimate that, depending on the river concerned, between 0.14 and 4.25% of the annual flow of South African rivers consists of sediment. Data given by these authors for rivers mentioned later in this paper include 0.31% sediment for the Vaal River just before it reaches Vaal Dam and 0.24% for the Wilge River (whose confluence with the Vaal River is submerged by Vaal Dam) also shortly before it enters Vaal Dam. HYNES (1960) described the two principal ways in which the fauna of streams and rivers may be affected by inert solids. Firstly, when the solids are suspended in the water, they may render all plant and algal growth impossible through reducing the penetration of light. There is then no food for herbivores and the detritus feeders have to rely on detritus of an allochthonous origin. Secondly,

This work forms part of a dissertation submitted to Rhodes University Grahamstown, in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy.  
Received June 14th, 1968

sand in the river beds did result in a depletion of the sediment fauna in the summer. This was probably the result not so much of the presence of this sedimentary material but rather the result of the amount the sediments moved due to the general instability of the river bed.

The fauna of sediments was not studied in the Vaal River below the Vaal Barrage nor in the river between the Vaal Hartz Diversion Weir and Barkley West, so that the response of the sediment fauna to the artificially stable conditions below the barrage and the weir is unknown. However HARRISON et al. (1963) studied the sediment fauna in the waters held back by the Vaal Barrage. This was found to be very sparse and it was suggested that a constant rain of settling fine clay particles could have been an important factor bringing this about.

#### DISCUSSION

When biotopes are completely smothered by silt and sand it is easy to understand why the fauna disappears. However when biotopes are not smothered the effects of silt and sand are less obvious and the studies on the separate species show a number of ways in which animals are affected by the changed environment. For instance HARRISON & FARINA's studies on Gastropods show that the egg stage may be adversely affected. ELLIS's study of bivalve Molluscs shows that in other animals feeding and respiration are interfered with. WU's observation of *Simulium* larvae and HARRISON & ELSWORTH on *Pseudocloeon vinosum* suggest that some animals require an extremely silt-free environment. It is easy to understand why *Simulium* larvae find silt covered surfaces unsuitable, for they are sedentary and attach themselves to solid surfaces, always in a current. Then again it is easy to visualise that some animals would be particularly sensitive to sand abrasion and that others would find the food resources of the biotope unsuitable because of the reduced growth of minute plants in highly turbid waters. In these and doubtless many other ways the fauna of unsmothered biotopes may be affected by silt and sand.

The stones in current biotopes in the Vaal Dam Catchment were not smothered by silt and sand and even in the Unstable Depositing Zones there was little sand among the stones in the current. Hence the author cannot agree with HAMILTON's (1961) conclusion that it is only when a thick layer of finely divided inorganic material covers the river bottom that normal fauna cannot be found.

Since the suggested effects of silt and sand on the fauna of the

from field observations only, it must be admitted that it is very probable that some of the faunal changes ascribed to silt and sand in this paper were due to other factors. For instance temperature records in this study were not as detailed as is desirable and one wonders whether some of the faunal change where there was a lot of silt and sand was not due to a change in the temperature regime of the streams. It is easy to conceive that where there is a lot of silt and sand in a river bed the water may be shallower and therefore more influenced by air temperature changes than that in a normal stream. One might therefore predict that the diurnal range of temperature fluctuation would be greater in a high-lying Unstable Depositing Zone stream than in an Eroding Zone stream. This might bring about several changes in the composition of the fauna of the streams. It is hoped that this interpretation of the interrelationships between fauna and environment in the Vaal Dam Catchment will encourage others to take up these observations and investigate them further by detailed studies under both field and laboratory conditions.

Finally it is obvious that where man mismanages the land so that there is soil erosion, large quantities of silt and sand will find their way into the water courses. This will adversely affect the majority of the stream animals and it is in this way that the subject matter of this contribution fits into the subject of the symposium as a whole. However the author hesitates to suggest that the natural state of the present-day normal Unstable Depositing Zone in the Vaal River system would be for it to be similar to the present-day Stable Depositing Zone. Certainly in an account of a visit to the Orange River (BARROW, 1801) before intensive agricultural development of its catchment, one may read of a very large flood of muddy water, indicating that the natural intensity of soil erosion in South Africa may be higher than it is in parts of the world with a more evenly distributed rainfall.

#### SUMMARY

Most of the literature concerned with the effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers has described changes taking place when biotopes are completely smothered by silt and sand. In few of these studies were the kinds of animals found recorded. There have been few studies of the effect of silt and sand on individual species. The invertebrate fauna of two biotopes in the streams and rivers of the Vaal River system, South Africa, changed with the amount of silt and sand in the watercourses. Where there were large amounts of silt and sand the variety of animals recorded from the stones in

Chaffee 1969

current biotopes was reduced, but the density of the fauna as a whole did not change (Tables I and II, Unstable Depositing Zones, summer). However the density of many groups of animals was affected (Table III). Some of the animals adversely affected by silt and sand appear in larger numbers below impoundments in which silt and sand would settle. In the sediment biotopes the summer density of the fauna was lowest where there was a lot of silt and sand (Table IV, the two Unstable Depositing Zones). Large amounts of silt and sand were associated with large summer declines in the surface dwelling animals as a proportion of the whole sediment fauna (Table IV). Differences between the summer proportions of surface dwelling forms in fine and coarse sediments were due to faunal differences. Sediments were studied below impoundments.

It is concluded that there may be considerable changes in the composition of the stones in current fauna due to silt and sand without the biotope being smothered, and that increases in the amount of silt and sand in river beds lead to increased instability of the sediments, which adversely affects their fauna.

#### ZUSAMMENFASSUNG

Die Abhandlungen, die sich mit dem Einfluß von Schlamm und Sand auf die Invertebratenfauna von Bächen und Flüssen befassen, haben meistens die Veränderungen beschrieben, die sich ergeben, wenn Biotope ganz von Schlamm und Sand erstickt werden. In wenigen dieser Forschungen werden die Arten der gefundenen Tiere eingetragen. Es gibt wenige Arbeiten über den Einfluß von Schlamm und Sand auf einzelne Arten.

Die Invertebraten-Fauna zweier Biotope in Bächen und Flüssen des Vaalsystems, Süd-Afrika, hat sich mit der Menge von Schlamm und Sand in den Flüssen geändert. Wo es große Mengen von Schlamm und Sand gab, ist die Verschiedenartigkeit der Tiere von Steinen in flüssigem Biotop vermindert worden, aber die Dichte der ganzen Fauna ist dieselbe (Tabellen I und II, „Unstable Depositing Zones, Summer“). Jedoch die Dichte vieler Tiergruppen ist beeinträchtigt worden (Tabelle III). Einige von Schlamm und Sand ungünstig beeinflusste Tiere erscheinen in größerer Anzahl unter Einsperrungen, wo Schlamm und Sand sich niederschlagen können. In Niederschlagbiotopen ist die Sommerdichte der Fauna am niedrigsten, wo es viel Schlamm und Sand gibt (Tabelle IV, Die zwei „Unstable Depositing Zones“). Große Mengen von Schlamm und Sand geben

Unterschiede zwischen den Verhältnissen oberflächlich lebender Formen in feinen und groben Niederschlägen im Sommer sind die Folge faunaler Unterschiede. Niederschläge unterhalb von Einsperrungen sind nicht untersucht worden.

Es wird geschlossen, daß es beträchtliche Änderungen in der Zusammenstellung der Fauna der Steine in Flüssen wegen Schlammes und Sandes geben kann, ohne daß der Biotop erstickt wird, und daß Steigerungen der Menge von Schlamm und Sand in Flußbetten zu vermehrter Instabilität der Sedimente führt, welche ungünstig auf die Fauna einwirkt.

#### REFERENCES

- BARROW, J. - 1801 - An account of travels into the interior of Southern Africa in the years 1797 to 1798. - 1; 1-419. - Cadell & Davis, London.
- BARTSCH, A. F. - 1960 - Settling solids, turbidity and light penetration as factors affecting water quality. - Second Seminar on Biological Problems in Water Pollution, U.S. Dept. of Health, Educ. and Welfare, Public Health Service, R. A. Taft San. Eng. Cent. Cincinnati, Ohio, pp. 118-127.
- CRUTTER, F. M. - 1963 - Hydrobiological studies on the Vaal River in the Vereeniging area. Part I. Introduction, water chemistry and studies on the fauna of habitats other than muddy bottom sediments. - *Hydrobiologia* 21: 1-65.
- CRUTTER, F. M. - 1967 - Hydrobiological studies on the Vaal River and some of its tributaries, including an introduction to the ecology of *Simulium* in its lower reaches. - Unpublished dissertation, Rhodes University (in preparation for publication).
- CORDONE, A. J. & KELLY, D. W. - 1961 - The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams. - *Calif. Fish Game* 47: 189-228.
- ELLIS, M. M. - 1936 - Erosion silt as a factor in aquatic environments. - *Ecology* 17: 29-42.
- HAMILTON, J. D. - 1961 - The effect of sand-pit washings on a stream fauna. - *Verh. int. Verein. Limnol.* 14: 435-439.
- HARRISON, A. D. - 1961 - The role of river fauna in the assessment of pollution. - C.C.T.A./C.S.A. Publication number 64, pp 199-212.
- HARRISON, A. D. - 1965 - River zonation in Southern Africa. - *Arch. Hydrobiol.* 61: 380-386.
- HARRISON, A. D. & ELSWORTH, J. F. - 1958 - Hydrobiological studies on the Great Berg River, Western Cape Province. Part I. General description, chemical studies and main features of the flora and fauna. - *Trans. R. Soc. S. Afr.* 35: 125-226.
- HARRISON, A. D. & FARINA, T. D. W. - 1965 - A naturally turbid water with deleterious effects on the egg capsules of planorbid snails. - *Ann. trop. Med. Parasit.* 59: 327-330.
- HARRISON, A. D., KELLER, P. & LOMBARD, W. A. - 1963 - Hydrobiological studies on the Vaal River in the Vereeniging Area. Part 2. The chemistry, bacteriology and invertebrates of the bottom muds. - *Hydrobiologia* 21: 66-80.

Crutter 1969

# Effects of Fine Sediments on Growth of Juvenile Coho Salmon in Laboratory Streams

M. R. CROUSE<sup>1</sup>, C. A. CALLAHAN, K. W. MALUEG,  
AND S. E. DOMINGUEZ

Corvallis Environmental Research Laboratory  
United States Environmental Protection Agency  
200 Southwest 35th Street  
Corvallis, Oregon 97330

### Abstract

Juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) production (tissue elaboration) was monitored in 12 laboratory streams under six replicate treatment levels of fine sedimentation. Increasing sedimentation suppressed fish production. Our data confirm that habitats of salmonid juveniles, as well as spawning areas, should be protected against fine sediments. Substrate Score, a visual technique for evaluating stream substrate quality, correlated closely with both the geometric mean particle size of the substrate and fish production, and can be easily applied in the field.

The objective of this research was to evaluate the impact of sedimentation on the ability of stream systems to support production (measured as tissue elaboration) or growth of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). This research should help establish sediment standards that will more effectively protect stream-dwelling salmonid juveniles.

Sedimentation can affect salmon and trout streams by decreasing embryo survival (Cooper 1965), by reducing stream capacity to produce food organisms (Phillips 1971), and by reducing habitat for juvenile and adult fish (Bjornn et al. 1977). Thus far, the major emphasis by regulatory agencies in controlling sedimentation of salmonid habitat has been to protect spawning areas (Iwamoto et al. 1978). This may not be sufficient protection for those species whose juveniles rear in small streams for 1 or more years. However, the effects of sediment on salmonid production are unclear. Although increased siltation generally reduces invertebrate density and diversity (Cordone and Kelley 1961; Hynes 1970) such effects on food organisms can be masked by opportunistic feeding by salmonids on terrestrial insects. Fine sediments may reduce protective cover for juveniles, es-

pecially in winter (Bjornn et al. 1977), but this has not been investigated for many salmonid species.

In the experiments reported here, we attempted to isolate some of the habitat variables associated with stream sedimentation.

### Methods

The 12 laboratory streams used in this study were located in a greenhouse at the Oak Creek Laboratory of Biology, Oregon State University, Corvallis, Oregon. Each stream was a wooden trough 3.3 m long, 0.66 m wide, 0.25 m deep, divided lengthwise by a partition with an opening at each end (Fig. 1). Area available to the fish and for insect colonization was 1.55 m<sup>2</sup>, which excludes the space occupied by the paddle wheel. Stainless steel paddle wheels driven by electric motors at 12 revolutions per minute maintained constant water velocities. Exchange water from a small spring-fed stream was added to each channel at a rate of 2 liters/minute. Shade cloth was placed over the greenhouse roof during the summer to reduce ambient light and this inhibited periphyton growth in the streams and lowered daytime temperatures in the building. When necessary during the summer, a refrigeration unit was used to cool the exchange water to a temperature suitable for salmonid survival and growth. Water temperature ranged from 0.0 C in February to 20 C in August.

<sup>1</sup> Present address: United States Department of Interior, Bureau of Land Management, Vale District, Post Office Box 700, Vale, Oregon 97918.

methods, Iowa  
owa, USA.  
D. PETTY, 1979,  
analysis of persis-  
al contaminants  
Hall, editor. Mea-  
s in water and  
for Testing and  
Philadelphia, Penn.  
AND J. FORESTER,  
hed mirex on se-  
tives of Environ-  
xicology 3:371-  
PROTECTION AGEN-  
e levels found in  
the Hopewell, VA  
Laboratory, Re-  
arolina, USA.  
A. J. WILSON, JR.  
Kepone in marine  
Science 18:222-  
1973. Accumu-  
lected organisms  
Mississippi—1971-72.  
7:112-116.

## Response of tidal freshwater macrobenthos to sediment disturbance

Robert J. Diaz

Virginia Institute of Marine Science, School of Marine Science, College of William and Mary, Gloucester Point, VA 23062, U.S.A

**Key words:** disturbance, dredging effects, fluid mud, macrobenthos, tidal freshwater, Tubificidae

### Abstract

The macrobenthic fauna in the tidal freshwater James River, Virginia, U.S.A. exhibited a high degree of resilience and limited temporal response to sediment disturbance caused by large quantities of low bulk density ( $< 1.3 \text{ g cm}^{-3}$ ) fluid mud. The fluid mud was produced by hydraulic dredge deepening of a ship channel with disposal of dredged sediments onto a nearby shoal. The response of tidal freshwater communities to fluid mud was limited to mainly quantitative changes in abundance of dominant taxa (*Linnodrilus* spp., *L. hoffmeisteri*, *Ilyodrilus templetoni*, *Corbicula fluminea*, *Coelotanypus scapularis*) and was directly related to the thickness of fluid mud layers. Disturbance effects were short lived and for tubificids most obvious in areas with  $> 0.3 \text{ m}$  fluid mud. In areas that received  $< 0.3 \text{ m}$  fluid mud, acute effects were limited to chironomids and small ( $< 10 \text{ mm}$ ) *C. fluminea*. The fauna colonizing the areas disturbed by fluid mud was the same as that inhabiting the shoal prior to disturbance. There was no indication of a successional sequence, as reported for other freshwater and marine habitats. Three weeks after the disturbance ended, all but a few insect taxa had recolonized. Changes in community structure from fluid mud disturbance were slight with total taxa best characterizing the disturbance. The insensitivity of community structure measures reflects the high resiliency of macrobenthic communities to physical stresses in tidal freshwater systems.

### Introduction

The disturbance response of tidal freshwater fauna has received little attention despite extensive tidal freshwater systems around the world that serve as important nursery grounds for many anadromous and catadromous fish, and feeding grounds for wading and shore birds (Pfannkuche *et al.*, 1975; Odum *et al.*, 1984; Setzler-Hamilton, 1987; Grant & Olney, 1991). Population and industrial centers also tend to locate on tidal freshwater rivers placing various pollutant stresses on the fauna (Pfannkuche, 1981; Diaz, 1989).

Tidal freshwater systems are transitional areas between riverine and estuarine habitats and possess unique features. They are depositional environments where the bulk of the suspended load carried by nontidal rivers settles. This settlement is due in part to reduced currents caused by tides, and increased cross-sectional area as the river-estuary proceeds to the sea (Nichols, 1979). Physical stress is a prominent feature of tidal freshwater areas, particularly stress due to sedimentation and sediment instability. These stresses reduce habitat heterogeneity, leaving most bottom habitats as unconsolidated mud.

**Title: Environmental Effects of Aquatic Disposal of Dredged Material,**

Author(s): R. Engler, L. Saunders, and T. Wright.

Citation: *The Environmental Professional*, Vol. 13, No. 4, p 317-325, 1991. 46 ref.

Much of the current information about the environmental effects of dredged material has been obtained through research managed by the U.S. Army Corps of Engineers. The results of laboratory investigations have shown conclusively that no relationship exists between bulk sediment analysis and the effects of aquatic disposal on water quality or aquatic biota. Contaminants in dredged material are not released readily to the water column during disposal. Turbidity is primarily an aesthetic phenomenon having little direct impact on biota. The most serious effects of aquatic disposal are from the physical impact of burial or smothering. Some organisms are able to recover through as much as a meter of dredged material, and benthic recolonization by these and other organisms is relatively rapid. The effects of bioaccumulation of contaminants in deposited dredged material vary. Metals are rarely accumulated, but when they are, there is no relationship between sediment concentrations and body burden. Hydrocarbon contaminants are relatively insoluble in water and are released from sediments only in small concentrations. Animals exposed to contaminated sediments demonstrate no overt mortality directly attributable to contaminants. Chlorinated hydrocarbons are tightly sorbed to dredged material, and disposal is unlikely to release effective amounts of these contaminants. Field investigations in numerous locations confirm the results of laboratory studies. Physical burial is the most adverse environmental impact. Turbidity occurs at levels an order of magnitude lower than those recorded to have an impact on aquatic organisms and persists for only a few hours. Results from fresh-water, estuarine, and marine disposal sites show no increase in the bioaccumulation of metals and chlorinated hydrocarbons by several test organisms. The environmental effects of highly contaminated dredged material placed in upland, wetland, and aquatic sites demonstrate that upland disposal has the greatest and most persistent impacts. (See also W9301076) (Doyle-PTT)

Related Areas \*Dredging wastes, \*Environmental impact, \*Sediment contamination, \*Spoil disposal, \*Waste disposal, Bioaccumulation, Chlorinated hydrocarbons, Land disposal, Metals, Recolonization, Sediment analysis, Turbidity, Water quality, Wetlands.



be approached as systems component parts and opera-

able in CATS for determining frequency are by no means. Additional functions and possibly more real- easily expanded so that management strategy could be specified budgetary and

information needed to use CATS from standard creel survey many fisheries, agencies the required information presentation. These data used to develop more efficient well as to evaluate current primary value of CATS the user in making decision the selection of management

LITERATURE CITED

1. Evaluation of trout stock-out Fishery Investigations. Report F-13-R-1, Job No. 1, Commonwealth of Virginia, Comm. of Fisheries. 28 pp.

2. P. BORCESON. 1965. California trout fisheries. Calif. Dep. Fish. Bull. 127. 47 pp.

3. Trout stocking as an aid to trout production. Pa. Agric. Exp. Sta. Bull. 663.

4. A rationale for modeling complex systems. Pages 123-194 in Systems analysis and simulation. Academic Press, New York.

5. Priority research in fisheries management. Soc. Bull. 2(2): 63-66.

6. R. G. MOND. 1973. Creel census of trout in proposed pump-storage reservoirs in Montgomery counties. Commonwealth of Virginia Electric and Power Co., Report 73-10.

7. Trends in freshwater sport fishing in America. Trans. Am. Fish. Soc. 102: 150.

8. Systems analysis and simulation. Academic Press, New York.

9. D. E. LOUDER. 1967. Cold-water trout. Federal Aid Project F-13-R-1, North Carolina Wildl. Resour.

# Influence of Sand in Redds on Survival and Emergence of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*)<sup>1</sup>

DONALD A. HAUSLE<sup>2</sup> AND DANIEL W. COBLE  
 Wisconsin Cooperative Fishery Research Unit<sup>3</sup>  
 College of Natural Resources, University of Wisconsin  
 Stevens Point, Wisconsin 54481

## ABSTRACT

Alevins of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) were buried in laboratory troughs in spawning gravel containing 0 to 25% sand. Sand slowed emergence and reduced the number of fry emerging. Weight of fry was not related to proportion of sand in the gravel, but was related to time; the fry were heaviest near the time of peak emergence, and lighter before and after the peak. Survival was estimated to be 84% from egg deposition to hatching for brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin, and 70% from hatching to emergence, providing a total estimate for survival from egg deposition to emergence of 59%.

Objectives of this study were to investigate the effect of sand in spawning gravel on emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) from redds and to estimate the survival rate from egg deposition to emergence for brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin. Miller (1970) put forth the hypothesis that the high proportion of sand in redds of brook trout in Lawrence Creek prevents a substantial proportion of young trout from emerging.

Fines (sand and smaller particles) in spawning gravel can be deleterious to eggs and young salmonids by reducing the flow of intragravel water, which reduces the rate at which dissolved oxygen is delivered to the animals and the rate of removal of metabolic wastes produced by developing embryos. Fines also may obstruct movement of fish at the time of emergence. Several studies have shown that fines are detrimental to survival of salmonids (Harrison 1923; Hobbs 1937, 1940; Gangmark and Broad 1956; Koski 1966) and that the dissolved oxygen and velocity of intragravel water are positively correlated with survival (Coble 1961; Bianchi 1963; Silver, Warren, and Doudoroff 1963;

Shumway, Warren, and Doudoroff 1964; Peters 1965). Some studies have indicated that more fry emerge from large than from small gravel (Shelton 1955; Dill and Northcote 1970a, 1970b) and some have shown an inverse relationship between number of emergents and the proportion of sand in redds (Bjornn 1969; Hall and Lantz 1969).

## METHODS

In a laboratory experiment brook trout alevins were put in sand-gravel mixtures of known composition in a fiberglass trough, and subsequently the emerging fry were recovered. The alevins, from eggs hatched in an open tray in the trough, were from eyed eggs of Osceola hatchery strain brook trout obtained on 20 October 1972, from the Wisconsin Department of Natural Resources hatchery near Osceola, Wisconsin.

The trough, 20.6 m long, 0.48 m wide, and 0.5 m deep, had a slope of 0.2%. A total discharge of wellwater of 37 liters minute (26 liters fresh water; 11 liters recirculated) maintained a water depth of 40 cm. Gravel in the trough was held in boxes 46 cm square constructed of aluminum window screen on a wooden frame. Gravel from a local pit and from the bed of Lawrence Creek was made up into the following mixture (parts by weight) based on the size composition of the substrate of Lawrence Creek:

<sup>1</sup>Based on a thesis submitted by D.A.H. in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science from the University of Wisconsin at Stevens Point.

<sup>2</sup>Present address: Box 698, NCRI, Department of Game, Fish, and Parks, Pierre, South Dakota 57501.

<sup>3</sup>U.S. Fish and Wildlife Service, Wisconsin Department of Natural Resources, and University of Wisconsin (Stevens Point) cooperating.

# Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment

Dennis Lemly

Department of Biology, Wake Forest University, Winston-Salem, NC 27109, U.S.A.

Keywords: stream pollution, inorganic sedimentation, nutrient enrichment, benthic insects, filamentous bacteria, surface adhesion, acidification, filter feeders

## Abstract

Responses of the benthic insect community of a southern Appalachian trout stream to inorganic sedimentation and nutrient enrichment were monitored over a period of eight months. Entry of pollutants from point sources established differentially polluted zones, allowing an assessment of impacts due to sedimentation alone and in association with elevated nutrient levels. Input of sediment resulted in a significant increase in bed load and decrease of pH at the substrate-water interface ( $P < 0.05$ ). The zone receiving nutrient runoff from livestock pasture exhibited elevated levels of nitrate and phosphate, but available data indicated such concentrations to be quite low. Species richness, diversity, and total biomass of filter feeding Trichoptera and Diptera, predaceous Plecoptera, and certain Ephemeroptera were significantly reduced in the polluted zones. Inorganic sedimentation, operating indirectly through disruption of feeding and filling of interstitial spaces, was considered to be the primary factor affecting filter feeding taxa. Decomposition of compounds associated with materials in the bed load may depress pH and eliminate acid sensitive species of Plecoptera and Ephemeroptera. Such processes of acidification may be particularly important to Appalachian streams since the pH of regional surface waters is characteristically acidic prior to sedimentation. Accumulation of particles on body surfaces and respiratory structures, perhaps as a function of wax and mucous secretion or surface electrical properties, appears to be the major direct effect of inorganic sedimentation on stream insects. Growths of the filamentous bacterium *Sphaerotilus natans* were also frequently associated with silted individuals in the zone receiving nutrient addition. Distribution of the bacterium suggested that silted substrates, perhaps as related to the presence of iron compounds, are required for colonization in dilute nutrient solutions. The primary effect of *Sphaerotilus* colonies appears to be augmentation of particle accumulation through net formation by bacterial filaments. Data indicate that inorganic sedimentation and nutrient addition operate synergistically, eliminating a significantly greater number of taxa than exposure to one pollutant alone.

## Introduction

As pointed out by a number of workers (Coffman *et al.* 1971; Cummins 1973, 1974; Petersen & Cummins 1974; Anderson & Sedell 1979; Cummins & Klug 1979), immature stages of stream insects are responsible for much of the energy flow occurring in lotic ecosystems. The presence of several functional groups allows allochthonous and autoch-

thonous inputs to be processed efficiently and transformed into biomass available to higher trophic levels. Freshwater salmonids and many other stream fishes are almost entirely dependent upon this resources base for survival (Tebo & Hassler 1963; Hynes 1970). Any disturbance, whether natural or man-made, which is detrimental to water quality and stream invertebrate populations will be quickly reflected in the fish population as well.

Hydrobiologia 37, 229-245 (1982). 0018-8158 82.0873-0229. \$03.40.

© Dr W. Junk Publishers, The Hague. Printed in The Netherlands.

- more levels. *Mar. Biol.* 66, 231-236.
- Luoma, S. N. & Bryan, G. W. (1978). Factors controlling the availability of sediment-bound lead to the estuarine bivalve *Scrobicularia plana*. *J. mar. Biol. Assoc. U.K.* 58, 793-802.
- Luoma, S. N. & Bryan, G. W. (1982). A statistical study of environmental factors controlling concentrations of heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* and the polychaete *Nereis diversicolor*. *Estuar. Coastl. Shelf Sci.* 15, 95-108.
- Majori, L. & Petronio, F. (1973). Marine pollution by metals and their accumulation by biological indicators (accumulation factor). *Rev. Int. Oceanogr. Med.* 31-32, 55-90.
- Marina, M. & Enzo, O. (1983). Variability of zinc and manganese concentrations in relation to sex and season in the bivalve *Donax trunculus*. *Mar. Pollut. Bull.* 14, 342-346.
- Martin, M. & Castle, W. (1984). Petrowatch: petroleum hydrocarbons, synthetic organic compounds, and heavy metals in mussels from the Monterey Bay area of Central California. *Mar. Pollut. Bull.* 15, 259-266.
- N.A.S. (1980). *The International Mussel Watch*. 248pp. National Academy of Sciences, Washington D.C.
- Okazaki, R. K. & Panietz, M. H. (1981). Depuration of twelve trace metals in tissues of the oysters *Crassostrea gigas* and *C. virginica*. *Mar. Biol.* 63, 113-120.
- Phillips, D. J. H. (1976). The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Mar. Biol.* 38, 59-69.
- Phillips, D. J. H. (1977). The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments—a review. *Environ. Pollut.* 13, 281-317.
- Phillips, D. J. H. (1978). Use of biological indicator organisms to quantify organochlorine pollutants in aquatic environments—a review. *Environ. Pollut.* 16, 167-229.
- Phillips, D. J. H. (1979). The rock oyster *Saccostrea glomerata* as an indicator of trace metals in Hong Kong. *Mar. Biol.* 53, 353-360.
- Phillips, D. J. H. (1980). *Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution*. 488pp. Applied Science, London.
- Phillips, D. J. H. (1985). Organochlorines and trace metals in green-lipped mussels *Perna viridis* from Hong Kong waters: a test of indicator ability. *Mar. Biol. Prog. Ser.* 21, 251-258.
- Phillips, D. J. H. & Yim, W. W.-S. (1981). A comparative evaluation of oysters, mussels and sediments as indicators of trace metals in Hong Kong waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 6, 285-293.
- Popham, J. D. & D'Auria, J. M. (1983). Statistical approach for deciding if mussels (*Mytilus edulis*) have been collected from a water body polluted with trace metals. *Envir. Sci. Technol.* 17, 576-582.
- Ratkowsky, D. A., Thrower, S. J., Eustace, I. J. & Olley, J. (1974). A numerical study of the concentration of some heavy metals in Tasmanian oysters. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31, 1165-1171.
- Riscbrough, R. W., de Lappe, B. W., Walker, W., Simoneit, B. R. T., Ratz, D. A., Swain, R. & Elliott, N. G. (1982). Use of the mussel *Mytilus edulis planulatus* (Lamarck) in monitoring heavy metal levels in seawater. *Aust. J. mar. Freshwat. Res.* 33, 491-506.
- Romeril, M. G. (1979). The occurrence of copper, iron and zinc in the hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*, and sediments of Southampton water. *Estuar. Coastl. mar. Sci.* 9, 423-434.
- Satsmadjis, J. & Voutsinou-Taliadouri, F. (1983). *Mytilus galloprovincialis* and *Parapenaeus longirostris* as bioindicators of heavy metals and organochlorine pollution. *Mar. Biol.* 76, 115-124.
- Seymour, A. H. & Nelson, V. A. (1973). Decline of  $^{65}\text{Zn}$  in marine mussels following the shutdown of Hanford reactors. In *Radioactive Contamination of the Marine Environment*, IAEA-SM-158/16. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Simpson, R. D. (1979). Uptake and loss of zinc and lead by mussels (*Mytilus edulis*) and relationships with body weight and reproductive cycle. *Mar. Pollut. Bull.* 10, 74-78.
- Stein, J. E., Hom, T. & Varanasi, U. (1984). Simultaneous exposure of English sole (*Parophrys vetulus*) to sediment-associated xenobiotics: Part I. Uptake and disposition of  $^{14}\text{C}$ -polychlorinated biphenyls and  $^3\text{H}$ -benzo(a)pyrene. *Mar. Environ. Res.* 13, 97-119.
- Stephenson, M. D., Martin, M., Lange, S. E., Fiegal, A. R. & Martin, J. H. (1979). California Mussel Watch 1977-78, Vol. II. Trace metal concentrations in the California mussel, *Mytilus californianus*. California State Water Resources Control Board (Sacramento). Water Quality Monitoring Report 79-22.
- White, K. N. & Walker, G. (1981). Uptake, accumulation, and excretion of zinc by the barnacle, *Balanus balanoides* (L.). *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 51, 285-298.
- Widdows, J., Moorc, S. L., Clarke, K. R. & Donkin, P. (1983). Uptake, tissue distribution and elimination of (1- $^{14}\text{C}$ ) naphthalene in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 76, 109-144.
- Widdows, J., Donkin, P., Salkeld, P. N., Cleary, J. J., Lowe, D. M., Evans, S. V. & Thompson, P. E. (1984). Relative importance of environmental factors in determining physiological differences between two populations of mussels (*Mytilus edulis*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 17, 33-47.
- Wolfe, D. A. (1970). Levels of stable Zn and  $^{65}\text{Zn}$  in *Crassostrea virginica* from North Carolina. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 27, 47-57.
- Young, D. R., Heesen, T. C. & McDermott, D. J. (1976). An offshore biomonitoring system for chlorinated hydrocarbons. *Mar. Pollut. Bull.* 7, 156-159.
- Zarogian, G. E. (1980). *Crassostrea virginica* as an indicator of cadmium pollution. *Mar. Biol.* 58, 275-284.
- Zidck, J. (1984). Detailed statistical approach to sediment chemistry monitoring. In *Beaufort Sea Monitoring Program: Proceedings of a Workshop and Sampling Design Recommendations* (Houghton, J. P., Segar, D. A. & Zeh, J. E., eds.), pp. 97-108. Ocean Assessments Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, Maryland.

## REPORTS

*Environ. Pollution Bulletin*, Vol. 17, No. 1, pp. 17-20, 1986  
 Printed in Great Britain

00125-326X/86 \$3.00+0.00  
 © 1986 Pergamon Press Ltd.

# The Effects of Dredging and Spoil Disposal on Macrobenthos, Hawkesbury Estuary, N.S.W.

A. R. JONES

Department of Marine Ecology, The Australian Museum, P.O. Box A285, Sydney, 2000, Australia

Dredging resulted in the decreased density of two common species which differed in their rates of recolonization. The recovery of the total number of individuals was faster than that of the total number of species. Dis-

posal of spoil reduced the number of species but not the number of individuals because the numerically dominant species appeared to survive the disposal process.

## Variable effects of sediment addition on stream benthos

David R. Lenat, David L. Penrose & Kenneth W. Eagleson  
North Carolina Division of Environmental Management, Raleigh, NC, U.S.A.

Keywords: sediment, invertebrates, benthos, stream

### Abstract

Two upper Piedmont streams were studied to determine the effects of road construction, especially sediment inputs. Benthic macroinvertebrate data suggest that the stream community responded to sediment additions in two different ways. Under high flow conditions the benthic fauna occurs mainly on rocky substrates. As sediment is added to a stream the area of available rock habitat decreases, with a corresponding decrease in benthic density. There is, however, little change in community structure. Under low flow conditions, stable-sand areas may support high densities of certain taxa. Density of the benthic macroinvertebrates in these areas may be much greater than the density recorded in control areas, and there are distinct changes in community structure.

### Introduction

Section 208 of the Clean Water Act (PL 92-500) has focused attention on many 'non-point source' pollutants. The North Carolina Department of Natural Resources has investigated the effects of non-point source pollutants in streams and rivers throughout North Carolina. The Biological Monitoring Group has studied the effects of agriculture, road construction, urban development, and mining (Penrose & Lenat, 1978; Lenat et al., 1979).

Land-disturbing activities may cause the introduction of large amounts of sediment into nearby streams and rivers. Sediment input may impact stream communities through a variety of direct and indirect processes (Oschwald, 1972), including reduced light penetration, smothering, habitat reduction, and the introduction of absorbed pollutants (pesticides, metals, nutrients). Sediment addition has been found to affect fish populations (Ritchie, 1972), periphyton (Hansmann & Phinney, 1973), and benthos (Rosenberg et al., 1975).

Studies of the effects of sediment have resulted in some apparently contradictory conclusions. Most

investigators report that the density of benthic macroinvertebrates is severely reduced by sediment addition (Tebo, 1955; Gammon, 1970; Nutall & Bielby, 1973; Reed, 1977), but several other studies have suggested that sediment additions have little effect on total density (Hamilton, 1961; Chutter, 1969; Barton, 1977). There is a similar discrepancy concerning the effects of sediment on community structure. Most studies indicate that sediment inputs cause a change in the composition of the benthic community, usually a shift towards dominance by certain chironomids (Etnier, 1972; Rosenberg & Snow, 1975; Leudtke et al., 1976; Dance, 1978). However, other investigators have found community structure largely unchanged by sediment addition (Herbert et al., 1961; Hansen, 1971; Pearson & Jones, 1975). The results of this investigation should help to resolve these apparent conflicts and illustrate the variable effects of sediment additions.

### Study site

Spainhour Creek and Warrior Creek are located

# Effects of Sediment Transport on Survival of Salmonid Embryos in a Natural Stream: A Simulation Approach

Thomas E. Lisle and Jack Lewis

USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 1700 Bayview Drive, Arcata, CA 95521, USA

Lisle, T. E., and J. Lewis. 1992. Effects of sediment transport on survival of salmonid embryos in a natural stream: a simulation approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2337-2344.

A model is presented that simulates the effects of streamflow and sediment transport on survival of salmonid embryos incubating in spawning gravels in a natural channel. Components of the model include a 6-yr streamflow record, an empirical bedload-transport function, a relation between transport and infiltration of sandy bedload into a gravel bed, effects of fine-sediment infiltration on gravel properties, and functions relating embryo survival to gravel properties. High-flow events drive temporal variations in survival; cross-channel variations in bedload transport cause spatial variations. Expected survival, as a result, varies widely from year to year and between spawning runs in a single year. Alternative functions from previous research that relate survival to fine-sediment concentration in spawning gravel and to intergravel rates of flow yield categorically different results. The relative uncertainty of the components of this model indicates that the greatest research needs are to understand how sediment transport affects the intergravel environment and how these changes affect embryo development and survival.

Nous présentons un modèle qui simule les effets de l'écoulement d'un cours d'eau et du transport des sédiments sur la survie des embryons de salmonidés en incubation dans des frayères de gravier dans un chenal naturel. Les composantes du modèle incluent un relevé du débit du cours d'eau pendant 6 ans, une fonction empirique de transport des sédiments de fond, une relation entre le transport et l'infiltration de la charge de fond sableuse dans une couche de gravier, les effets de l'infiltration de sédiments fins sur les propriétés du gravier et des fonctions mettant en relation la survie des embryons et les propriétés du gravier. Les épisodes de débit élevé entraînent des variations temporelles de la survie; les variations à travers le chenal du transport des sédiments de fond causent des variations spatiales. Par conséquent, la survie prévue varie considérablement d'une année à l'autre et d'une montaison de traye à l'autre au cours de la même année. D'autres fonctions établies lors d'études précédentes qui mettent en relation la survie et la concentration de sédiments fins dans le gravier de la frayère ou l'écoulement entre les graviers donnent des résultats totalement différents. L'incertitude relative des composantes de ce modèle indique que le besoin le plus pressant sur le plan de la recherche est la compréhension de la manière dont le transport des sédiments influe sur l'environnement du gravier et des répercussions de ces changements sur le développement et la survie des embryons.

Received January 2, 1992

Accepted May 21, 1992

(JB354)

Reçu le 2 janvier 1992

Accepté le 21 mai 1992

Survival of salmonid embryos to emergence from the streambed has been related to substrate and flow conditions in many experiments (Phillips et al. 1975; Tappel and Bjornn 1983; among others) and field studies (Koski 1966; Tagart 1984; Scrivener and Brownlee 1989). The suitability of incubation habitat ultimately depends on how much, what size, and when sediment is transported. Almost regardless of the original condition of gravel, the spawning female can alter the grain size and porosity of gravel to ensure that the ova begin with an adequate flow of oxygenated water (Burner 1951; Cordone and Kelley 1961; among others). For many regions and species, however, incubation coincides with seasonal high flows that carry sediment. Accumulated fine sediment in the gravel can restrict intergravel flow and block emergence of fry. Therefore, the key to embryo survival is not the condition of spawning gravel before or immediately after spawning but during the several weeks or months of incubation. Moreover, stream temperature can control the rate of development and thereby determine the period of incubation (Heggberget 1988). Processes that change gravel conditions vary widely in time and pace because they are driven by climatic events and modified

by the complexity of natural channels.

Are effects of sediment transport sufficiently intensive, pervasive, and frequent to significantly affect embryo survival? To answer this question, we need to know how a hierarchy of processes leading from (1) water discharge to (2) sediment transport to (3) changes in gravel conditions to (4) physiologic functions of embryos are linked. We also need to know how the variability of processes affects survival of the population of embryos incubating in a stream. This problem can be approached effectively by modeling if relationships between processes are quantifiable and data are available.

We present a model that links variations in flow and sediment transport to the fraction of salmonids that survive in a natural channel. We do not intend it to serve as a management tool, but as a framework to build more accurate and comprehensive models, reveal gaps in understanding, and explore the temporal and spatial variability of sediment effects on embryo survival in a natural stream. Furthermore, we do not presuppose that quality of incubation habitat limits fish production. Rather, we offer a mechanistic approach to deciphering the physical-biological linkage for one critical life stage of salmonids in streams.

## BENTHIC INFAUNA AND MAINTENANCE DREDGING: A CASE STUDY

JAMES E. MCCAULEY, ROBERT A. PARR\*, and DANIL R. HANCOCK

School of Oceanography, Oregon State University, Corvallis, Oregon 97331, U.S.A.

(Received 6 July 1976)

**Abstract**—Monitoring studies of a small maintenance dredging operation in Coos Bay, Oregon, showed that significant decreases of benthic infaunal abundance immediately after dredging extended at least 100 m from the site of actual dredging. The infauna re-adjusted to pre-dredging conditions within 28 days in the dredged area and within 14 days in the adjacent areas. At the spoil site a similar decrease was followed by a 2-week recovery period. The authors suggest that an area subjected to maintenance dredging is also subjected to frequent disturbances from ship movements and other harbor activities and that the infauna is well adapted to this. Thus, maintenance dredging is a relatively normal event and should not be expected to have catastrophic effects.

### INTRODUCTION

A dredging operation in Coos Bay, Oregon, on October 4, 1972, provided an opportunity to study the acute effects of hopper dredging and spoiling on the benthic invertebrate community of a previously dredged estuary. Although the dredging operation was small, removing approximately 8000 yd<sup>3</sup>, it was possible immediately afterwards to delineate significant dredge-induced changes in the total abundance and diversity of the benthic infaunal community.

Benthic invertebrates, have frequently been used as indicators of water quality (Gaufin & Tarzwell, 1952; Reish, 1960; Wass, 1967; and McNulty, 1970). The infaunal components, of primary concern in this study, are strongly dependent upon the biological, physical, and chemical characteristics of the surrounding substrate. This dependence combined with low mobility makes infauna particularly sensitive to disruptions associated with dredging and spoiling.

Previous investigations have shown significant declines in faunal abundances at dredge and spoil sites followed by numerical recovery; the rate of recovery dependent upon specific characteristics of the dredge operation and the affected community (Harrison *et al.*, 1964; Pfitzenmeyer, 1970; Sails *et al.*, 1972; Stickney, 1973). Although the broad, biological consequences of dredging activity are generally well known, localized biological and physical mechanisms responsible for these biotic repercussions are not. Intensive study of a minor hopper dredging incident allowed us to: (1) measure the removal of benthic infauna; (2) monitor rate of numerical recovery; and (3) delineate disruptive biological and physical mechanisms associated with hopper dredging and mid-channel spoiling.

### METHODS

The dredge site was located at the mouth of Isthmus Slough, a small arm of Coos Bay (Fig. 1) bordered by wood processing mills and log storage areas and located 26 km from the Pacific Ocean. Continual buildup of silt necessitates periodic maintenance dredging; five times in the last 10 y, most recently in 1971 2 y before the study (Slotta, *et al.*, 1973). The spoil site was located 0.5 km downstream in mid-channel. Both sites experience extensive shipping activity, and water quality is poor due to industrial, domestic, and shipping wastes (U.S.D.I., 1971).

The study was conducted during a period of minimum rainfall and low fresh water runoff. Bottom salinity ranged between 11.9 and 20.2‰. Tidal flushing generated most current activity; maximum current velocities observed two feet off the bottom exceeded 45 cm/sec (Slotta, *et al.*, 1973).

Six stations, approximately 33 m apart, were established on a cross-channel transect perpendicular to the proposed dredging channel (Fig. 1). The dredge passed over two of the stations (2 and 3) but did not pass over the other four (1, 4, 5, and 6).

Three stations (10, 11, and 12) in the spoil area were similarly defined. Two stations (10 and 11) had spoil material dropped directly over them, but the third (12) did not.

Four Shipek (1/25 m<sup>2</sup>) grab samples were taken 3–6 days before dredging at all stations, and six samples were taken at each dredge station within 24 h after dredging. At each spoil station two samples were taken within 24 h. These 78 samples allowed us to measure immediate effects. Recovery studies were based on subsequent duplicate Shipek samples from each station 7, 14, 28, and 56 days after dredging.

Samples were measured volumetrically and preserved in 10% formalin. In the laboratory they were sieved with a 0.50 mm mesh screen, subsampled,

\* Dames & Moore, Cranford, N.J.

### Sediment Effects on Eggs and Larvae of Striped Bass and White Perch

RAYMOND P. MORGAN II, V. JAMES RASIN, JR.,  
AND LINDA A. NOE

*Appalachian Environmental Laboratory  
Center for Environmental and Estuarine Studies  
University of Maryland, Frostburg, Maryland 21532*

#### Abstract

Eggs and larvae of white perch *Morone americana* and striped bass *Morone saxatilis* were exposed to a range of suspended-sediment concentrations. Percent hatch of white perch eggs was not significantly affected by 50–5,250 mg/liter of suspended sediment, but developmental rates were significantly lower at sediment concentrations above 1,500 mg/liter. Hatch of striped bass eggs was not significantly affected by 20–2,300 mg/liter suspended sediment, but development was slowed significantly at concentrations above 1,300 mg/liter. Four concentrations of suspended sediment in the range of 1,626 to 5,380 mg/liter resulted in 15–19% mortality of white perch larvae during 1-day exposures and 23–49% mortality during 2-day exposures. Four suspended-sediment concentrations in the range of 1,557 to 5,210 mg/liter caused 20–31% mortality of striped bass larvae during 1-day exposures, and 25–57% mortality during 2-day exposures. Covering the white perch eggs with a sediment layer greater than 2 mm thick (to about 1.2 mm above the top of the egg) resulted in 100% mortality; layers less than 0.45 mm thick did not influence hatchability. Rate of egg development was significantly lowered when sediments were over 0.8 mm thick. Eggs and larvae of both species were resistant to high sediment concentrations.

Received June 18, 1982

Accepted October 25, 1982

Striped bass *Morone saxatilis* and white perch *Morone americana*, important recreational and commercial fishes along the Atlantic coast, usually spawn in low-salinity reaches of estuaries and tidal rivers. Eggs and larvae produced in these areas are vulnerable to high concentrations of suspended sediments produced through either natural or anthropogenic processes. Suspended sediments provide increased surface areas for microorganism growth and for adsorption and absorption of chemicals, reduce temperature fluctuations and light penetration, and blanket or abrade organisms (Cairns 1968). Of particular concern to estuarine fishes ex-

posed to high sediment loads are covering of eggs and mechanical abrasion of eggs or larvae.

The effect of suspended sediments on fish eggs and larvae is of potential importance in the Chesapeake and Delaware Canal area. The canal carries commercial and recreational traffic between upper Chesapeake Bay and the Delaware River; with its approaches, it provides major and nursery habitats for a variety of estuarine species, including striped bass and white perch (Johnson 1972; Johnson and Koo 1975).

When coastal authorities proposed to widen and deepen the Chesapeake and Delaware Canal, we studied the effect of suspended sediment on the mortality, percent hatch, and developmental rate of eggs and larvae of striped bass and white perch, and the effect of deposited sediment on the development and hatch of white perch eggs.

#### Methods

Assays were performed with an apparatus as designed by Schubel et al. (1972) except that the stirring motor operated at 25 revolutions per minute and the feeder reservoir was omitted. Distribution of the suspended solids in our tanks basically followed the type of variation noted by Schubel et al. (1972).

The sediment used in all experiments was collected from the western end of the Chesapeake and Delaware Canal, where the depth was 12 m and the salinity of 0.5‰. Only the top 2–5 cm of the Peterson dredge sample was retained for use. The sediment was kept hydrated in plastic bags and transported on ice to the laboratory. The suspension was concentrated and any agglomerates were dispersed during 15 minutes in a Biosonik IV sonifier. Sorted through sieves, 2% (by weight) of the suspended material had particle sizes of 0.0625–2.0 mm, 38% was between 0.00391 and 0.0625 mm, and 60% was less than 0.00391 mm. Sediment concentration was measured daily in triplicate for each tank. Aliquots of suspended sediment were filtered through pre-weighed 0.5 µm Nucleopore filter membranes and dried over silica gel to a constant weight; coefficients of variation (SD/mean) for sediment concentrations generally were less than 1%. The pH of the test water during the experiments was 7.9 ± 0.03 and dissolved oxygen was 80–90% of saturation.

Fertilized striped bass eggs were obtained from the Chesapeake and Delaware Canal or

# Interrelationships in community structure between shallow-water marine meiofauna and macrofauna in relation to dredgings disposal

P. J. Somerfield<sup>1,\*</sup>, H. L. Rees<sup>2</sup>, R. M. Warwick<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Plymouth Marine Laboratory, Prospect Place, The Hoe, Plymouth PL1 3DH, United Kingdom

<sup>2</sup> MAFF Fisheries Laboratory, Remembrance Avenue, Burnham-on-Crouch, Essex CM0 8HA, United Kingdom

**ABSTRACT:** Patterns in community structure of macrofauna (Day grab samples), nematodes (Craib core samples and subsamples from Day grabs) and copepods (Craib core samples) along a transect through a dredgings disposal site in Liverpool Bay, UK, are compared, and related to a range of environmental measurements. Disposal of dredged material at the site has different effects on different components of the benthos. Nematodes are more sensitive to sediment structure and the ongoing disposal of dredgings at the site, but the method used to sample them influences the perceived pattern of impact. Subsampling from grabs is not found to be an adequate method of sampling meiofauna in studies designed to examine details of changes in community structure, although such samples may be sufficient for detecting that substantial changes have occurred. Macrofauna are more sensitive to concentrations of metals and longer term events at the site.

**KEY WORDS:** Meiofauna · Macrofauna · Nematodes · Community structure · Dredgings · Sampling

## INTRODUCTION

Meiofauna have evoked considerable interest as potential indicators of anthropogenic perturbation in aquatic ecosystems (see review by Coull & Chandler 1992) as they have several potential advantages over macrofauna, which have traditionally been the component of the benthos examined in pollution monitoring surveys. These include their small size and high densities, so that smaller samples may be collected, shorter generation times and no planktonic phase in their life-cycles, suggesting a potentially shorter response time and higher sensitivity to pollution (Heip et al. 1988, Warwick 1993). Although the responses of different groups of organisms to certain types of perturbation might be expected to differ, there are few studies in which the impact of anthropogenic disturbance on more than one component of the biota has been examined directly.

The 'New Site Z' dredgings disposal site in Liverpool Bay, UK, has received approximately 2 to 3 Mt of mud

and sand annually since 1982, arising from the continuous dredging of navigational channels in the Mersey estuary and its approaches. The disposal site is dispersive as it is shallow (10 m), exposed to wave action from the west to the north, and tidal currents of up to 0.8 m s<sup>-1</sup> occur in the vicinity. Previous surveys (Rowlatt et al. 1986, Rees et al. 1992) indicate a marked change in macrofauna community structure in the vicinity of the disposal site. The present study has 3 objectives: (1) to compare changes in meiofauna and macrofauna community structure in the vicinity of the disposal site; (2) to assess the utility of meiofauna samples collected by taking subsamples from grab samples in comparison with samples collected with a deliberate corer (Craib corer); (3) to relate the observed changes to measured environmental variables.

## MATERIALS AND METHODS

**Sampling design.** Samples were collected along a transect running approximately north-south through the Liverpool Bay 'New Site Z' dredgings disposal site

\*E-mail: pjs@pml.ac.uk



## RÉSUMÉ

La progression de l'industrie de la pêche et de la navigation en général a créé le besoin d'augmenter la productivité en construisant des ports, des quais, de plus gros navires pour assurer le transport des marchandises et en installant des traversiers. Cet essor a vite entraîné la nécessité de draguer pour entretenir les accès aux installations portuaires. C'est ainsi que le dragage est devenu un pré-requis à l'industrie de la pêche et à la navigation. Plusieurs études ont documenté un impact négatif du déversement des sédiments sur la faune. Mais peu d'entre elles portent sur la microfaune benthique, à l'exception de certaines effectuées sur les bactéries pathogènes.

Chaque année, pour assurer un tirant d'eau constant, la Ville de Rivière-Du-Loup fait draguer environ 50.000 m<sup>3</sup> de sédiments à l'intérieur de son port, sans pour autant se préoccuper des répercussions que cette opération peut entraîner sur l'environnement marin et particulièrement sur la faune benthique. Le présent travail a pour objectif de contribuer à une meilleure connaissance générale de l'impact des déversements de sédiments de dragage sur l'écosystème benthique au large de Rivière-Du-Loup.

Trois zones différentes ont été échantillonnées. La zone de dépôt de sédiments de dragage (zone 2) se situe entre la zone de déposition secondaire (zone 3) en aval et la zone de contrôle en amont (zone 1). Chaque zone a plusieurs points de prélèvement ou stations. Les sédiments récoltés ont subi des analyses biogéochimiques, granulométriques et faunistiques.

Les résultats de ces analyses démontrent qu'il semble y avoir des signes apparents du rejet de sédiments dragués sur la faune benthique dans la zone de dépôt (zone 2) et dans la zone de dépôt secondaire (Zone 3). Par contre la croissance bactérienne semble plutôt stimulée aux endroits où il y a eu apport de nouveaux sédiments.

Un an après le dépôt des signes de recolonisation sont apparents dans ces mêmes zones. Cependant, le déversement fréquent de sédiments (1 fois / an) semble limiter la récupération du milieu et de la faune qui y est associée.

# Effects of Dredging and Open-Water Disposal on Benthic Macroinvertebrates in a South Carolina Estuary<sup>1</sup>

ROBERT F. VAN DOLAH  
DALE R. CALDER<sup>2</sup>  
DAVID M. KNOTT  
South Carolina Marine Resources Research Institute  
Post Office Box 12559  
Charleston, South Carolina 29412

**ABSTRACT:** Approximately 28,475 m<sup>3</sup> of muddy sediments were dredged from a shoal in a South Carolina estuarine system and released near the surface at a nearby site having high tidal current velocities. Effects at the dredged sites included decreased macrofaunal abundance and changes in species composition. These effects appeared to be short term, with substantial recovery occurring within 3 months. Rapid recovery was primarily attributed to immigration through slumping of channel wall sediments similar to those dredged. Detrimental effects on benthic macrofauna in the area of open water disposal were minimal. Most differences noted in community structure between collection dates were attributed to sampling and seasonal variability. The absence of a major long-term disruption to the benthos in the disposal area was probably due to (1) strong tidal currents, which rapidly dispersed the moderate amount of mud sediments released; (2) surface disposal, permitting wider dispersal; and (3) disposal during late autumn, a period of low faunal recruitment.

## Introduction

Dredging and disposal of dredged material constitutes one of the most important problems in coastal zone management. Over 300 million m<sup>3</sup> of materials are dredged annually to maintain prescribed channel depths in waterways of the United States (Lee 1976). Published studies on the ecological effects of dredging and disposal of dredged material, reviewed by Saila et al. (1972), Windom (1976), Morton (1977), and others, indicate that initial impacts vary from minimal to severe, and that disruptions range from short to long term.

Alternative methods for disposal of dredged material are being explored in many areas because the number of diked spoil dis-

posal areas is limited. One alternative to the use of costly diked disposal areas, which often destroy valuable wetlands and provide breeding grounds for insect pests, is open water disposal. Yet, the biological impacts of such unconfined disposal are inadequately known, particularly in the estuarine environment. Windom (1976) noted that the effects of unconfined disposal vary depending upon factors such as the volume and sediment characteristics of the material discharged at a given site: water depths, volumes, and hydrography of the disposal area; the time of year; the types of organisms inhabiting the disposal area; the similarity of sediments in dredged and disposal areas; the amount of resulting turbidity; and the presence of toxic substances in the dredged material.

Our study was initiated to assess the impact of dredging and open water disposal of dredged material on macrobenthic communities inhabiting an estuarine system in South Carolina. The primary goal of the investigation was to determine whether open

<sup>1</sup> Contribution No. 172 from the South Carolina Marine Resources Center, P.O. Box 12559, Charleston, South Carolina 29412.

<sup>2</sup> Present address: Department of Invertebrate Zoology, Royal Ontario Museum, Toronto, Ontario M5S 2C6.

19  
water disposal  
environments  
at this loca

The Daw  
necting the  
comprises  
Waterway  
na. Bottom  
consist of  
at its moul  
proximatel  
ments were  
draulic dred

Dredged  
water surfa  
head of the  
short, deep  
tic Ocean (  
position in  
and rubble  
being the p  
of the estu  
only a thin  
Marl bedro

The Dav  
erally has i  
lities due  
water sourc  
observed in  
River to 23  
and highest  
in autumn  
33.8% in ti

Samples  
the Dawho  
from Octob  
of the static  
River: three  
DE03) and  
from those  
In the Nor  
was located  
DE04 and 1  
km distant)  
ripheral site  
posal area.  
were locate  
area (4.1 kr  
serve as co  
lected at all

# Natural and disturbance-induced demographic variation in an infaunal polychaete, *Nephtys incisa*

Roman N. Zajac<sup>1</sup>, Robert B. Whitlatch<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Graduate Program in Environmental Sciences, The University of New Haven, 300 Orange Avenue, West Haven, Connecticut 06516, USA

<sup>2</sup> Department Marine Sciences, The University of Connecticut, Avery Point, Groton, Connecticut 06340, USA

**ABSTRACT:** Demography of the infaunal polychaete *Nephtys incisa* was investigated for periods of 1 yr prior to and following disturbance (dredge material disposal) at a site in central Long Island Sound, USA. Infaunal grab samples were taken at 5 stations 200 m to 3 km apart. The demography of populations at each station was based on age-classes spanning juveniles to adults 4+ yr of age. Age-specific survivorship and fecundity were based on changes in mean density of each cohort and a positive correlation between female size and egg production, respectively. Analyses of population matrix models indicated pre-disposal populations had positive population growth rates, despite differences in vital rates among stations. During the second year, population growth rates were reduced by 50%, below population maintenance levels, at each station, primarily due to recruitment failure across the entire study site. Population growth rates were reduced an additional 25% by disturbance at the dump site and next closest station (200 m away) due to decreased worm size and survivorship relative to other stations, and the absence of recolonization by worms > 2 yr of age. Populations of *N. incisa* appear to experience several demographic 'states', related to periods of potential population growth, decline and recovery from disturbance. Based on analyses of related demographic parameters, there is a concomitant change in the contribution of different age-classes to population growth. During periods of growth 2-yr-old worms make the greatest contribution, older age-classes during declines, while younger age classes become important during recovery from disturbance. These differences result from temporal and spatial fluctuations in recruitment, individual growth and reproductive activity. Responses of long-lived marine infauna to disturbance likely depend on their current demographic state at the time of disturbance (reflecting demographic conditions such as size/age structure) and factors external to the population (e.g. environmental influences on settlement and recruitment or the type of disturbance). In this case, the disposal of contaminated dredge material had a negative impact on vital rates and potential population growth of *N. incisa* at and 200 m away from the disposal site, but little or no effect on populations 400 m to 3 km away.

## INTRODUCTION

As in many habitats (Pickett & White 1985), disturbance has a major influence on the structure and dynamics of soft-bottom communities (e.g. Boesch et al. 1976, McCall 1978, Pearson & Rosenberg 1978, Woodin 1981, VanBlaricom 1982, Dobbs & Vozarik 1983). Johnson's (1973) 'temporal mosaic' model concisely depicts infaunal communities as collections of patches at different stages of succession. Such successional mosaics are common, being generated by the interplay between forces of disturbance and the ecology of the resident and/or recolonizing species (Whittaker & Levin 1977, Paine & Levin 1981, Sousa 1984, Shugart & Seagle 1985). A key subset of this interplay involves species life histories (e.g. Paine 1979, Whittaker & Goodman

1979, Sousa 1980, Cockburn et al. 1981, Thompson 1985). In this regard, marine infauna are generally seen as falling along a continuum bounded by opportunistic, or weed species adapted to frequent disturbances and 'equilibrium' (or climax) species which are not (Grassle & Grassle 1974, McCall 1977, Rhoads et al. 1978). [We use the terms 'opportunist' and 'equilibrium' as a convenient shorthand for species with particular sets of life history attributes, without reference to factors which promote the evolution or maintenance of such traits.] Opportunists typically are small, tubicolous deposit-feeders (often surface feeders) with short life spans (months) and generation times, and semi-continuous reproduction. They usually respond quickly after disturbance in relatively high numbers, dominate early seral stages and subsequently experience high mortal-