



Environnement
Canada

Environment
Canada

Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments



Saint-Laurent Vision 2000

Canada

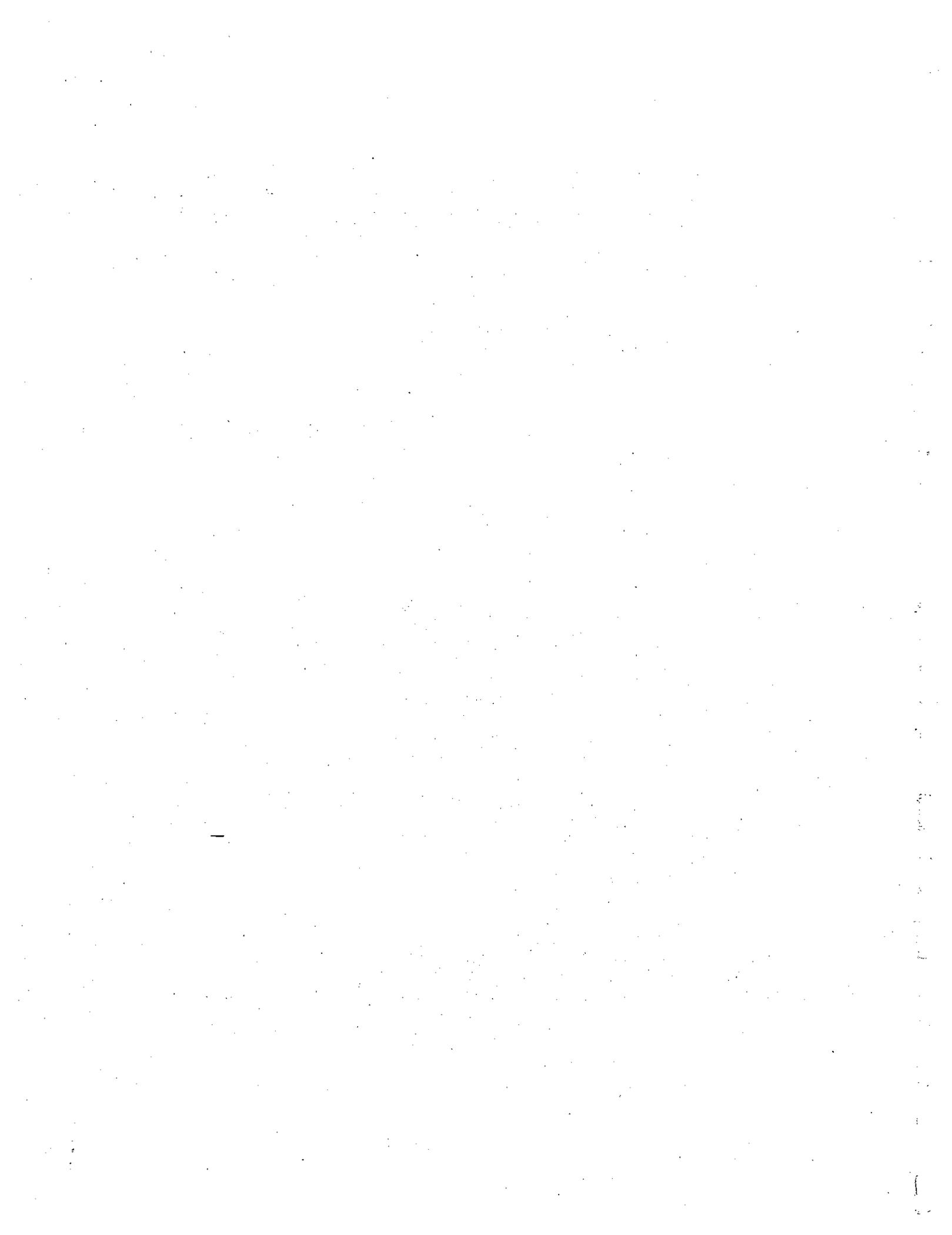
Direction de la protection
Régions du Québec et de l'Ontario

**RÉPERCUSSIONS ENVIRONNEMENTALES
DU DRAGAGE ET DE LA MISE EN DÉPÔT DES SÉDIMENTS**

Section du développement technologique
Direction de la protection de l'environnement
Régions du Québec et de l'Ontario
Environnement Canada

Préparé par
Les Consultants Jacques Bérubé Inc.

SEPTEMBRE 1994



ENVIRONNEMENT CANADA
Direction de la Protection
Section du développement technologique
685, rue Cathcart, 8e étage
Montréal (Québec)
H3B 1M6

1er septembre 1994

Madame,
Monsieur,

Il nous fait plaisir de vous transmettre un document intitulé *Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments*. Ce document s'ajoute à ceux déjà publiés par Environnement Canada en collaboration ou en consultation avec d'autres partenaires ou spécialistes dans le domaine de la restauration et de la gestion des sédiments :

1. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments;
2. Guide méthodologique pour la caractérisation des sédiments;
3. Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage;
4. Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent;
5. Cadre législatif de la gestion des sédiments au Québec;
6. Guide pour l'évaluation et le choix des techniques de traitement des sédiments.

Ce septième document, qui s'appuie sur des données et des recherches bien documentées, présente une revue des répercussions pouvant découler des activités de restauration, de dragage et de mise en dépôt des sédiments : il vise notamment à rendre accessibles aux différents intervenants dans ce domaine les références et les informations qui leur permettront de mieux comprendre le contexte et l'importance des impacts environnementaux de ces activités ainsi que les moyens d'atténuation possibles.

Cette publication, comme les précédentes, a été conçue en vue de répondre à l'un des mandats de l'*Équipe des Technologies de restauration* qui vise notamment à rendre accessibles les

connaissances sur la qualité des sédiments du Saint-Laurent, à développer des outils qui permettront d'identifier et de décrire la problématique associée aux opérations de restauration et de dragage, à évaluer les répercussions de ces projets sur les milieux naturel et humain et à améliorer la gestion de ces interventions sur le plan environnemental. La diffusion de ces documents est assurée auprès des gestionnaires tant privés que publics qui sont impliqués dans la planification, l'évaluation, la réalisation et le suivi de ces projets ainsi qu'auprès des promoteurs de projets de dragage et de restauration, des firmes d'experts-conseils en génie et en environnement de même que les laboratoires qui réalisent l'échantillonnage et les analyses de sédiments. Pour leur part, les groupes environnementaux et les citoyens peuvent y trouver l'information désirée sur les impacts potentiels de ces projets ainsi que les mesures qui peuvent être mises en oeuvre pour en atténuer la portée, lorsque de tels projets sont réalisés dans leur communauté ou lorsqu'ils doivent, par exemple, faire valoir leurs préoccupations lors d'audiences publiques en environnement.

Pour les uns et les autres, nous espérons que ce document permettra de mieux comprendre la problématique des activités de restauration et de dragage et de mieux intégrer les considérations environnementales à la réalisation de ces travaux.



René Rochon
Coordonnateur, Technologies de restauration
(514) 283-0676

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Ce document a été préparé par Les Consultants Jacques Bérubé inc. sous la supervision de M. René Rochon, gestionnaire de programme, Section du développement technologique. Par leurs commentaires et leurs suggestions, les personnes suivantes ont participé à la révision du document : Jean-René Michaud et Lucie Olivier (Section du développement technologique d'Environnement Canada), Monique Simond (Centre Saint-Laurent), Martine Lafond (ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec), Yves Lavergne (Pêches et Océans Canada), Serge Lemieux (Direction des affaires ministérielles d'Environnement Canada), Marc Provencher (Direction de la protection de l'environnement d'Environnement Canada, région du Québec), Francine Richard (Garde côtière canadienne) et Jean-Pierre Pelletier (Direction de la protection de l'environnement d'Environnement Canada, région de l'Ontario).

AVIS AUX LECTEURS

Pour obtenir des informations sur le présent rapport, s'adresser à :

Environnement Canada
Section du développement technologique
685, rue Cathcart, 8^e étage
Montréal (Québec)
H3B 1M6
(514) 283-9274

Ce document devra être cité de la façon suivante :

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 développement technologique. Direction de la protection de l'environnement, régions du Québec et de l'Ontario. N° de catalogue En 153-39/1994F. 109 pages.

Ce document est publié avec l'autorisation d'Environnement Canada

©Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1994
N° de catalogue : En 153-39/1994F
ISBN 0-662-99982-7

RÉSUMÉ

Les travaux maritimes peuvent agir de diverses manières sur plusieurs éléments du milieu. Le présent document vise à fournir aux personnes et organismes impliqués dans les projets portuaires et maritimes une revue des répercussions des activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments à la lumière des observations faites dans le cadre des récents travaux de recherche et de suivi menés au Canada et à l'étranger. Il vise également à rendre accessibles aux groupes environnementaux ainsi qu'au public en général les références et les informations qui leur permettront de mieux comprendre le contexte et l'importance des impacts environnementaux pouvant découler de ces activités.

Après une revue rapide du contexte des activités de dragage et de la mise en dépôt dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs, le document présente les répercussions associées au dragage et à la mise en dépôt des sédiments. On discute ensuite des répercussions liées aux principales méthodes de gestion pour minimiser les effets de la mise en dépôt des sédiments dragués, comme le recouvrement en milieu aquatique ou le confinement en rive ou en milieu terrestre. Le document se termine enfin avec la présentation des résultats de plusieurs suivis de travaux de dragage.

ABSTRACT

Maritime projects act on elements of the environment in a variety of ways. This paper reviews the impacts of dredging and sediment disposal activities in light of recent research and monitoring work done in Canada and elsewhere, and is aimed at individuals and agencies involved in port and maritime projects. It is also aimed at providing both environmental groups and the general public with the references and information that will better enable them to understand the context and the importance of the environmental impacts of dredging and sediment disposal activities.

This paper looks briefly at the potential impacts of such activities for the St. Lawrence River and the Great Lakes, then presents the related impacts of dredging and sediment disposal activities. The effects of special sediment disposal and management methods (capping and confined disposal facilities) are discussed as well. The document finally presents the results of several monitoring studies related to dredging projects.

TABLE DES MATIÈRES

	RÉSUMÉ	iii
	ABSTRACT	iii
	LISTE DES FIGURES	viii
	LISTE DES TABLEAUX	ix
1	INTRODUCTION	1
1.1	Objectifs	1
1.2	Contenu	1
2	CONTEXTE ET RÉPERCUSSIONS POTENTIELLES DES ACTIVITÉS DE DRAGAGE ET DE GESTION DES SÉDIMENTS	 3
2.1	Travaux de dragage dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs	 3
2.2	Types de projets de dragage	4
2.2.1	Entretien des chenaux de navigation et des aires portuaires	4
2.2.2	Construction de nouvelles aires portuaires	5
2.2.3	Installation d'infrastructures en milieu aquatique	6
2.2.4	Restauration de sites pollués	6
2.3	Matières en suspension dans les Grands Lacs et dans le Saint-Laurent	 6
2.4	Répercussions environnementales généralement associées aux activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments	 9

3	RÉPERCUSSIONS DES ACTIVITÉS DE DRAGAGE ET DE REJET SUR LE MILIEU AQUATIQUE	15
3.1	Modifications physiques aux sites des travaux et effets de ces modifications sur les organismes vivants	15
3.1.1	Modifications physiques aux sites excavés	15
3.1.2	Modifications physiques aux sites de rejet en eaux libres	17
3.2	Mise en suspension de sédiments	18
3.2.1	Mise en suspension lors du dragage	18
3.2.1.1	Influence des caractéristiques des sédiments	18
3.2.1.2	Influence des caractéristiques physico-chimiques du site et du régime hydrodynamique	20
3.2.1.3	Influence du type de drague	20
3.2.2	Mise en suspension lors du rejet en eaux libres	30
3.3	Répercussions associées aux sédiments mis en suspension	38
3.3.1	Hausse de la concentration de matières en suspension	39
3.3.1.1	Effets sur la production primaire	40
3.3.1.2	Effets sur les invertébrés	40
3.3.1.3	Effets sur les poissons	41
3.3.2	Comportement des contaminants	46
3.3.2.1	Métaux	47
3.3.2.2	Composés organiques	51
3.3.2.3	Contamination, biodisponibilité et toxicité	52
3.3.2.4	Dispersion des contaminants	54
3.4	Nuisances associées à la présence et à l'opération des équipements	56
3.4.1	Répercussions sur les ressources fauniques	56
3.4.2	Répercussions sur la navigation, sur la chasse et la pêche et sur les autres activités récréatives	57
3.4.3	Répercussions sur le milieu humain	57

4	RÉPERCUSSIONS DU CONFINEMENT EN MILIEU AQUATIQUE, RIVERAIN ET TERRESTRE DES SÉDIMENTS DRAGUÉS	58
4.1	Confinement en milieu aquatique (capping)	58
4.2	Mise en dépôt sécuritaire en milieu terrestre	67
4.3	Sites de mise en dépôt contrôlés	69
4.4	Dépôt dans des marécages	71
5	SUIVIS ENVIRONNEMENTAUX DE TRAVAUX RÉALISÉS DANS LE SAINT-LAURENT ET LES GRANDS LACS	73
5.1	Suivi des travaux d'approfondissement de la rivière Bécancour	73
5.2	Suivi des travaux d'agrandissement du Terminal Racine au Port de Montréal	74
5.3	Suivi des travaux effectués au Port de Bécancour	74
5.4	Suivi des travaux de nivellement au quai de QIT-Fer et Titane Inc.	77
5.5	Suivi des travaux effectués aux installations de MIL Davie inc.	78
5.6	Suivi des travaux de dragage au Port de Québec	81
5.7	Suivi de travaux de dragage dans la Baie des Chaleurs	81

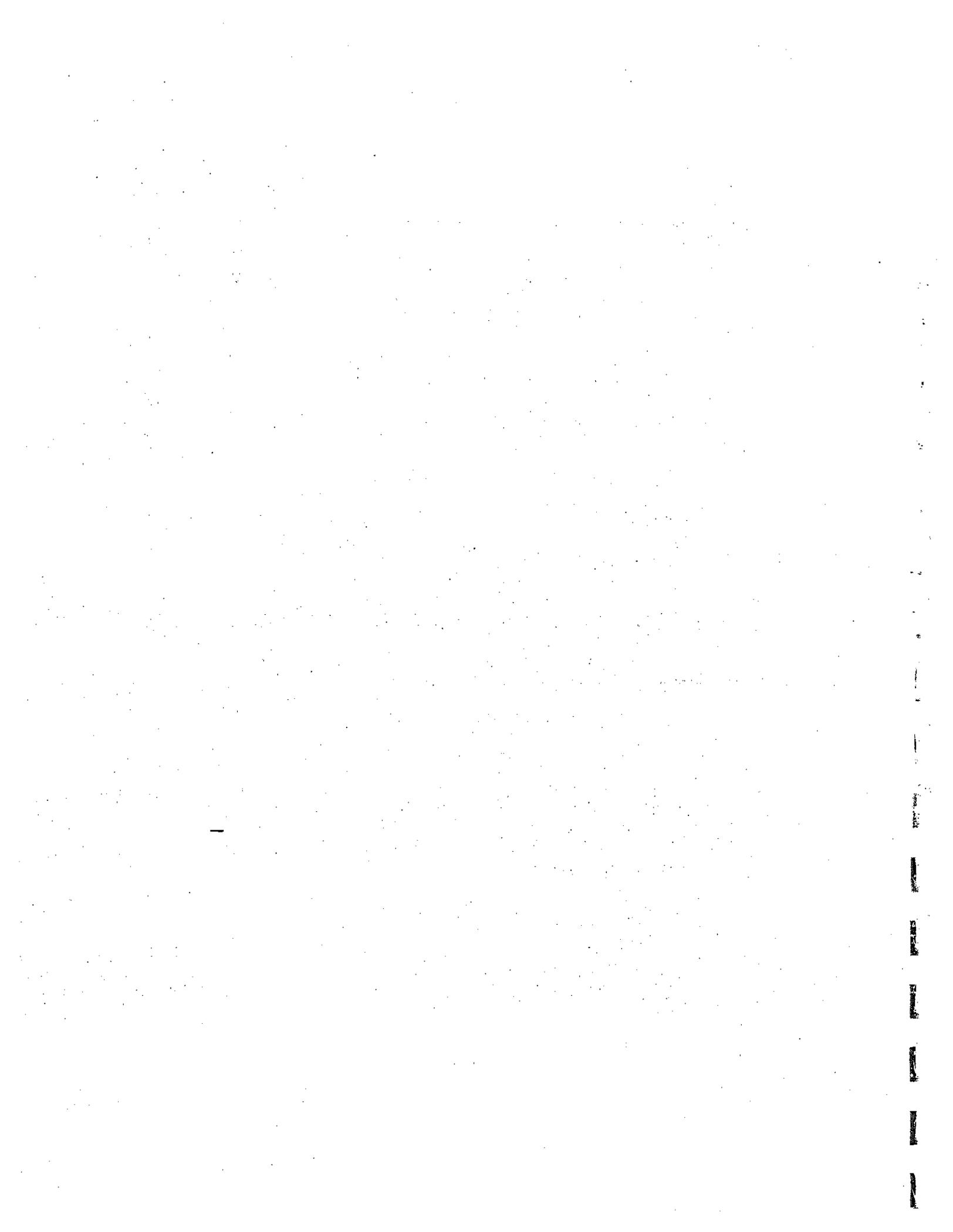
5.8	Suivi des travaux effectués au Port de Pointe-Noire	82
5.9	Suivi de travaux de dragage dans la rivière Welland	83
5.10	Suivi de travaux de dragage dans le Port de Toronto	84
5.11	Suivi de travaux de dragage dans le port de Collingwood	85
5.12	Suivi de travaux de dragage à la station nucléaire Pickering	87
5.13	Synthèse des suivis	89
6	CONCLUSION	95
	GLOSSAIRE	96
	BIBLIOGRAPHIE ET OUVRAGES CONSULTÉS	101

LISTE DES FIGURES

1	Vitesse de sédimentation de particules sphériques dans un liquide suivant la Loi de Stokes	19
2	Représentation schématique de la dispersion du nuage de particules engendré par la surverse d'une drague suceuse-porteuse	23
3	Schématisation du comportement des sédiments au cours d'un rejet en eaux libres	33
4	Comportement des sédiments au cours d'un rejet en eaux libres à partir de différents équipements	35
5	Profils typiques d'un recouvrement en milieu aquatique	59
6	Évolution du pH et du potentiel redox durant l'oxydation d'une suspension de sédiments dragués peu tamponnés	69
7	Localisation des stations d'échantillonnage lors du suivi environnemental des travaux d'agrandissement du Terminal Racine, au Port de Montréal	75
8	Localisation des stations d'échantillonnage lors du suivi des travaux de dragage au port de Bécancour	76
9	Moyennes des résultats de MES obtenues aux stations d'échantillonnage lors du suivi environnemental des travaux de restauration du quai Murphy, MIL Davie Inc. à Lauzon	79

LISTE DES TABLEAUX

1	Concentrations de matières en suspension entre Kingston et Cap-Tourmente	8
2	Répercussions environnementales et mesures de mitigation généralement associées aux activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments dragués	11
3	Évaluation de la mise en suspension associée à différents types de dragues	25
4	Évaluation de la mise en suspension à différentes profondeurs au site de dragage	27
5	Estimation de la proportion de matériaux «perdus» par unité de volume dragué	29
6	Sommaire des études ayant porté sur le comportement des sédiments durant un rejet en eaux libres	32
7	Résultats de déterminations expérimentales des effets des matières en suspension sur les mollusques et crustacés	42
8	Résultats de déterminations expérimentales des effets des matières en suspension sur les poissons	44
9	Effets du pH, du potentiel redox et de la salinité sur la dissolution des métaux dans une suspension eau/sédiments	51
10	Résumé des réactions des métaux dans un milieu qui subit des transformations chimiques	52
11	Teneurs normales et effets de l'incorporation des métaux par les plantes	55
12	Résultats de quelques expériences de recouvrement en milieu aquatique	63
13	Synthèse des suivis environnementaux réalisés dans le Saint-Laurent	90



1 INTRODUCTION

1.1 Objectifs

Le présent document, qui a pour objet la revue des répercussions environnementales liées aux activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments, est destiné principalement aux personnes et organismes impliqués dans les projets portuaires et maritimes. Il vise également à rendre accessibles aux groupes environnementaux ainsi qu'au public en général, les références et les informations qui leur permettront de mieux comprendre le contexte et l'importance des effets potentiels de ces activités sur l'environnement.

Il va de soi que la probabilité de certaines répercussions environnementales tient avant tout à la présence de tel ou tel élément sensible qui pourrait être touché par les travaux de dragage ou de mise en dépôt, mais il est également possible que la potentialité d'une répercussion environnementale soit plutôt attribuable à une incertitude ou à une appréhension quant à l'étendue ou à la portée réelle d'une intervention dans le milieu. L'identification et l'évaluation des répercussions nécessitent donc d'une part, la collecte de données fiables et détaillées permettant de décrire les éléments du milieu et, d'autre part, une analyse documentée des effets potentiels généralement associés aux activités de dragage et à la gestion des sédiments. Ce document s'attarde principalement sur ce dernier point et cherche avant tout à clarifier et à valider la nature, la portée et l'importance de ces répercussions, à la lumière des observations obtenues dans le cadre des récents travaux de recherche et de suivi menés au Canada et à l'étranger.

1.2 Contenu

Même si toutes les modalités de gestion des sédiments sont abordées, le document vise principalement à fournir les éléments d'information relatifs au milieu aquatique, qui est le plus fréquemment touché par les interventions de dragage et de mise en dépôt des sédiments (en excluant toutefois les travaux de dynamitage). Le document s'attarde donc davantage sur les répercussions du dragage proprement dit ainsi que sur celles découlant des modes de mise en dépôt en milieu aquatique tels que le rejet en eaux libres et le recouvrement en milieu aquatique.

Après une revue rapide du contexte et des répercussions potentielles des activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments, le document traite des répercussions associées au dragage et au rejet des sédiments, puis des répercussions

liées aux principales méthodes mises en oeuvre pour minimiser les effets de la mise en dépôt des sédiments dragués, comme le recouvrement en milieu aquatique ou le confinement en rive ou en milieu terrestre. Le document présente enfin les résultats de suivis de travaux de dragage réalisés dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs.

Il convient enfin de souligner que le présent document ne se veut pas une revue exhaustive des répercussions de la mise en dépôt terrestre mais vise plutôt à fournir certains éléments d'information qui donnent une vue d'ensemble des principales méthodes de gestion qui s'offrent aux promoteurs dans le cadre de projets de dragage.

2 CONTEXTE ET RÉPERCUSSIONS POTENTIELLES DES ACTIVITÉS DE DRAGAGE ET DE GESTION DES SÉDIMENTS

2.1 Travaux de dragage dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs

Dans le Saint-Laurent, les activités de dragage du chenal de navigation, des ports et des marinas ont entraîné, de 1983 à 1991, le déplacement d'environ 5,5 millions de mètres cubes de sédiments, ce qui représente en moyenne 617 000 mètres cubes par année. La Gaspésie vient en tête pour ce qui est du nombre de projets réalisés avec 52 p. 100 de tous les dragages effectués sur le Saint-Laurent, soit 267 sur un total de 507. Viennent ensuite les Îles-de-la-Madeleine, l'estuaire moyen, l'estuaire fluvial et le secteur de l'île d'Orléans. La plus forte moyenne de matériaux déplacés par dragage (44 000 m³) revient au secteur de l'île d'Orléans. De Cornwall au Petit bassin de La Prairie, la Voie maritime du Saint-Laurent n'est pratiquement jamais draguée. De Montréal au lac Saint-Pierre, les activités de dragage sont généralement très limitées, impliquant chaque fois un très petit volume de matériaux. C'est donc à partir du lac Saint-Pierre que ces activités sont significatives. Dans le couloir fluvial, le dragage est surtout concentré dans le chenal de navigation alors que dans l'estuaire maritime et le Golfe, il est localisé le long des rives. Dans ces derniers environnements, le volume de matériaux touché par chaque activité est en moyenne très faible.

Dans les Grands Lacs, de 1985 à 1989, 214 activités de dragage ont entraîné l'excavation et le déplacement de 15 778 853 mètres cubes de sédiments représentant une moyenne annuelle approximative de 3 155 770 mètres cubes. La majorité des projets de dragage ont pris place dans les lacs Érié et Michigan (respectivement 38,3 p. 100 et 33,6 p. 100). Le lac Érié vient en tête pour ce qui est du volume de sédiments extraits : 9 009 724 mètres cubes, ce qui représente environ 57 p. 100 du volume de sédiments dragués dans les Grands Lacs. Durant cette période, 83 p. 100 des activités de dragage entreprises dans les Grands Lacs ont eu lieu en territoire américain et représentaient 87 p. 100 du volume total de sédiments extraits dans tout le bassin. Au total, les États-Unis ont dépensé pour cette période 90,3\$ millions pour déplacer 13 746 756 mètres cubes de matériaux, pendant que le Canada dépensait 16,2\$ millions pour déplacer 2 042 096 mètres cubes de sédiments.

2.2 Types de projets de dragage

Les sections qui suivent présentent les quatre principaux types de projets de dragage qui peuvent être réalisés dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs. Il faut noter que dans certains cas, plusieurs types de projets interviennent simultanément et que le présent découpage n'a pas pour but de fournir une classification exhaustive mais plutôt de cerner les grands ensembles de projets et les caractéristiques et problèmes qui s'y rapportent.

2.2.1 Entretien des chenaux de navigation et des aires portuaires. - Les matières en suspension se déposent dans les dépressions artificielles calmes que constituent la plupart des ports et des chenaux de navigation, tendant ainsi à rétablir le profil initial du lit du cours d'eau. Les travaux de dragage d'entretien visent à retirer ces sédiments afin de maintenir des profondeurs sécuritaires pour la navigation.

Des différents types de projets de dragage, les dragages d'entretien constituent sans doute l'intervention la plus courante dans le fleuve Saint-Laurent et dans les Grands Lacs. Ces travaux concernent principalement l'excavation de sédiments relativement récents dont la granulométrie est généralement fine (silts et argiles), ce qui n'exclut pas que des matériaux plus grossiers comme les sables puissent se retrouver en certains endroits du chenal maritime.

Les dragages d'entretien sont généralement les plus problématiques sur le plan environnemental en raison de leur nature périodique et des problèmes de pollution et de mise en dépôt des sédiments enlevés. D'une part, la granulométrie généralement fine de ces matériaux peut causer davantage de problèmes de turbidité. D'autre part, les sédiments qui font l'objet de ces opérations sont souvent composés de matériaux fins auxquels ont tendance à se fixer les éléments ou les composés chimiques présents dans le milieu aquatique sous forme dissoute.

En contrepartie, il faut souligner que les dragages d'entretien des ports et marinas sont réalisés là où l'activité maritime ne permet pas toujours le maintien ou l'exploitation des potentiels biologique ou récréatif. Ces projets ont donc peu de chances d'entrer en conflit avec d'autres usages sur le site même des travaux; la problématique environnementale sera alors surtout associée aux opérations de mise en dépôt des déblais de dragage.

Les principales portions du chenal de navigation du Saint-Laurent qui sont sujettes à une forte sédimentation et, par conséquent à des dragages d'entretien réguliers, sont le lac Saint-Pierre, l'aire de mouillage de Batiscan, la courbe de

Bécancour, la traverse de Cap-Santé, l'aire de mouillage de Portneuf et la Traverse Nord de l'île d'Orléans. De plus, dans l'estuaire moyen, la Gaspésie et les Îles-de-la-Madeleine, respectivement 5, 18 et 9 localités font l'objet de dragages d'entretien très fréquents. La drague mécanique est le type généralement utilisé. La drague suceuse porteuse est également fréquemment utilisée.

Dans les Grands Lacs, différents ports canadiens et américains sont dragués annuellement pour permettre la navigation. De 1985 à 1989, la majorité des projets de dragage entrepris dans les Grands Lacs ont nécessité l'excavation de petits volumes de sédiments (moins de 25 000 mètres cubes) ou de très grands volumes (plus de 100 000 mètres cubes). Les activités de dragage dans les lacs Michigan et Ontario concernaient de petits volumes, alors que dans le lac Érié, les activités, quoique moins nombreuses, ont porté sur de plus grandes quantités de sédiments. Du côté canadien, les ports de Toronto («Keating Channel»), Oshawa, Whitby et Grand Bend sont dragués fréquemment. Du côté américain, les ports de Green Bay, Holland et Leland (pour n'en nommer que trois) sont dragués périodiquement.

2.2.2 Construction de nouvelles aires portuaires. - La construction de nouvelles installations portuaires donne presque toujours lieu à l'excavation de volumes importants de matériaux lors de la création des aires de navigation et d'accostage. On parle dans ces cas de dragages de capitalisation. Les matériaux à enlever résultent souvent d'une sédimentation ou d'une accumulation d'origine pré-industrielle et présentent une granulométrie très variable. Il peut s'agir autant de roc que d'argile marine datant de la mer de Champlain.

La problématique environnementale associée à ce type d'intervention peut toucher de nombreux éléments rattachés à l'utilisation humaine ou faunique; toutefois, les matériaux excavés ne sont généralement pas pollués en profondeur (aire pré-industrielle). La problématique qui se pose est donc souvent liée à une perte d'habitat faunique (terrestre, humide et (ou) aquatique) par empiétement ou par excavation, en raison des volumes souvent très importants qui sont impliqués, ainsi qu'à des changements hydrodynamiques. La pollution des matériaux excavés ou mis en dépôt ne constitue généralement pas une problématique importante. La drague hydraulique à tête désagrégatrice est souvent utilisée pour la construction de nouvelles aires portuaires.

2.2.3 Installation d'infrastructures en milieu aquatique. - L'installation d'émissaires d'égout ou de prises d'eau, le passage de lignes de transport d'énergie ou de pipelines ou encore la mise en place de structures telles que les piliers de pont sont autant de travaux qui nécessitent le dragage et la mise en dépôt des matériaux excavés. Généralement, les volumes de matériaux qui font l'objet de telles interventions sont relativement faibles et leur nature est très variable. Les dragues utilisées peuvent être hydrauliques ou mécaniques.

2.2.4 Restauration de sites pollués. - Suite à des déversements continus (rejets industriels, par exemple) ou accidentels, certains travaux de dragage vont viser spécifiquement à restaurer des sites très pollués. Les matériaux excavés seront constitués le plus souvent de sédiments fins (silt et argile).

Ces projets de restauration peuvent parfois entrer en conflit avec d'autres usages. La mise en dépôt des matériaux est particulièrement délicate. Il faut donc prévoir des mesures de sécurité très précises destinées à limiter les impacts environnementaux tant au site d'extraction que durant le transport, le traitement ou la mise en dépôt des déblais de dragage. Certaines dragues spéciales peuvent être utilisées pour ce type d'intervention. Les dragues conventionnelles munies d'équipement de protection minimisant la perte de matériaux peuvent également être retenues.

2.3 Matières en suspension dans les Grands Lacs et dans le Saint-Laurent

La concentration de matières en suspension (MES) dans les Grands Lacs varie d'abord selon les endroits et ensuite en fonction des périodes de l'année. La profondeur moyenne des Grands Lacs (Supérieur : 147 m, Michigan : 85 m, Huron : 59 m, Érié : 19 m et Ontario : 86 m) et le temps de séjour des eaux (Supérieur : 191 ans, Michigan : 99 ans, Huron : 22 ans, Érié : 2,6 ans et Ontario : 6 ans) permettent aux particules en suspension de sédimenter plus rapidement qu'en rivière. La concentration de matières en suspension dans les Grands Lacs est en moyenne la suivante: lac Ontario, 1 mg/L; lac Érié, légèrement supérieure à 1 mg/L et les lacs Huron et Supérieur, 0,5 à 1 mg/L. Aucune valeur n'est disponible pour le lac Michigan. En général, ces valeurs augmentent sensiblement à proximité de la rive et des tributaires.

Quant au Saint-Laurent, il transporte naturellement des quantités importantes de matières solides en suspension. À titre d'exemple, l'ensemble des particules solides qui transite quotidiennement dans le fleuve à la hauteur de la ville de Québec, représente en moyenne près de 17 000 tonnes métriques (Hydrotech inc., 1989). Ces particules solides se déposent sur les grandes étendues profondes de l'estuaire maritime et du golfe, bien qu'une partie de celles-ci effectuent une halte plus ou moins prolongée sur les battures et les marécages côtiers d'où elles sont évacuées lentement sous l'action des glaces, des courants littoraux, des marées ou des tempêtes. Il faut noter qu'en raison des caractéristiques de son bassin versant, le Saint-Laurent affiche un débit solide relativement moins élevé que celui de grands fleuves d'importance tel le Mississippi.

Les matières en suspension (MES) sont composées en bonne partie de fines particules minérales (silt, argile, colloïdes) auxquelles s'ajoutent, en proportions variables suivant les saisons, des débris d'origine végétale ou animale. Se joignent également à cette masse d'apports naturels les matériaux d'origine industrielle, domestique ou agricole qui sont déversés dans le milieu à l'état particulaire.

La concentration de MES dans le Saint-Laurent peut varier considérablement selon les endroits, les périodes de l'année et les conditions météorologiques (Hydrotech inc., 1989). Elle est en moyenne de 9 mg/L à Montréal; cette moyenne atteint 13 mg/L à Trois-Rivières et 18 mg/L au niveau de Québec; à l'aval de Québec, entre l'île d'Orléans et l'île-aux-Coudres, l'influence de la marée et la rencontre des eaux douces et saumâtres contribuent à former le bouchon de turbidité à l'intérieur duquel les concentrations moyennes varient de 25 à 70 mg/L et peuvent facilement atteindre 200 et même 400 mg/L (Frenette et Verrette, 1976). Il faut noter que ces valeurs constituent des moyennes générales à long terme. À court terme cependant, au printemps par exemple, les concentrations locales de MES peuvent être beaucoup plus élevées, dépassant facilement 1000 mg/L. Les concentrations locales dans les différents couloirs d'écoulement du fleuve, notamment près des rives, peuvent ainsi être nettement plus élevées que les moyennes observées dans le chenal maritime.

À l'aval du bouchon de turbidité maximale, la concentration de MES diminue rapidement et les valeurs moyennes mesurées à Rivière-du-Loup et à la hauteur du Saguenay sont respectivement de 5 mg/L et de 2 mg/L (Frenette et Verrette, 1976).

Le Saint-Laurent lui-même contribue généralement peu à l'accroissement de sa propre charge de matières en suspension. Cette situation est due à sa morphologie et à la nature de ses fonds, où dominant les argiles de la mer de Champlain (Hydrotech

inc., 1989). Ainsi, selon Carignan *et al.* (1983), environ 70 p. 100 de la charge de matières en suspension que transporte le Saint-Laurent à la hauteur de Québec proviendraient des tributaires du Québec.

Le tableau 1 fournit la concentration de matières en suspension dans différents secteurs entre la sortie du lac Ontario et le cap Tourmente. On peut y noter l'augmentation graduelle des valeurs observées de l'amont vers l'aval, augmentation causée en grande partie par l'apport cumulatif des différents tributaires du Saint-Laurent (Hydrotech inc., 1989).

Tableau 1 **Concentration de matières en suspension entre Kingston et Cap-Tourmente**

Localité	Concentration (mg/l)
Kingston	1 - 2
Lac Saint-François	4 - 5
Lac Saint-Louis	7 - 8
Lac Saint-Pierre	9 - 13
Québec	16 - 20
Pointe est de l'île d'Orléans	25 - 70
Zone de turbidité maximale	200 - 400

Tiré de Hydrotech inc., 1989

Selon différents auteurs, la charge de matières en suspension dans les eaux du Saint-Laurent à Québec varierait entre 3,5 millions et 6,5 millions de tonnes annuellement (Holeman, 1968; Frenette et Verrette, 1976; Yeats, 1988; Hydrotech inc., 1989). De cette quantité, 140 000 t (2,2 p. 100) proviennent des effluents urbains et 120 000 t (1,8 p. 100) des effluents industriels (Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1978). Les variations saisonnières des caractéristiques hydrodynamiques du Saint-Laurent influencent sa charge sédimentaire; on a calculé que 60 à 70 p. 100 de la charge totale est transportée au printemps, 15 à 25 p. 100 à l'automne, 15 p. 100 en été et 5 p. 100 en hiver (Hydrotech inc., 1989).

Selon les conditions actuelles d'écoulement du Saint-Laurent, l'apport de sédiments ne forme qu'un dépôt mineur dans le moyen estuaire, ne couvrant que 10 p. 100 de la surface du lit. La plus grande portion des sédiments fins est exportée vers l'estuaire maritime et le golfe (d'Anglejan, 1990). Les bassins protégés dans les différents ports du Saint-Laurent constituent également des secteurs de sédimentation.

Les échanges sédimentaires entre les zones intertidales et les chenaux de plus grande profondeur sont importants dans l'estuaire moyen. Des études réalisées aux deux extrémités de la zone de turbidité maximale démontrent que l'intensité et la position du maximum de turbidité de cette zone sont intimement liées à ce type d'échange (d'Anglejan *et al.*, 1981; Lucotte et d'Anglejan, 1986). Dans cette région, la sédimentation sur les estrans du cap Tourmente, de la côte sud et des rivages des îles de l'archipel de Montmagny est favorisée en période estivale par la croissance de la végétation (*Scirpus americanus*, principalement) et la marée, qui tendent à ramener vers l'estran des sédiments fins accumulés au large de ce dernier en fin d'hiver.

Les glaces qui se forment en début d'hiver protègent les berges dans les zones intertidales du Saint-Laurent. Sans la présence du couvert de glace, les rives de l'estuaire seraient en effet érodées par l'action des vagues engendrées par les vents violents qui soufflent en hiver (Drapeau, 1990). À la fin de l'hiver, c'est l'opposé qui se produit, puisque les glaces qui dérivent lors de la débâcle servent d'agents de transport du matériel sédimentaire et érodent les zones intertidales ainsi que les secteurs de faibles profondeurs.

Dans l'ensemble, il convient donc de «relativiser» l'importance des matières remises en suspension lors de l'excavation des matériaux ou du rejet en eaux libres, en tenant compte des concentrations de matières en suspension normalement présentes dans le milieu.

2.4 Répercussions environnementales généralement associées aux activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments

Les répercussions environnementales généralement associées aux activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments sont liées à l'excavation des sédiments, à leur transport ainsi qu'à leur mise en dépôt. Quoique certaines d'entre elles puissent altérer le milieu de façon permanente, la plupart se manifestent de façon temporaire et ont une portée le plus souvent locale.

En ce qui concerne le milieu physique, les activités de dragage et de mise en dépôt touchent principalement la qualité de l'eau : augmentation de la turbidité, hausse de la concentration de matières en suspension, dispersion de contaminants et, dans des cas très particuliers, hausse de la demande chimique en oxygène (DCO), diminution de la teneur en oxygène dissous, dispersion d'éléments nutritifs, etc. Le dragage a également des effets sur les caractéristiques physiques des sites d'excavation ou de mise en dépôt, à la suite de la modification ou de la contamination

des fonds ou encore à la suite de la modification des conditions hydrodynamiques et de la bathymétrie.

Les activités de dragage et de mise en dépôt peuvent également toucher les éléments du milieu biologique, soit directement, par exemple par l'ensevelissement ou la perturbation de la faune benthique et des zones coquillères, par l'étouffement des oeufs et des larves de poissons ou soit indirectement, par la modification temporaire des caractéristiques des habitats aquatiques ou riverains ou par l'exposition des organismes à des substances toxiques.

La perturbation de la qualité de l'eau et la modification des caractéristiques physiques peuvent à leur tour affecter les éléments du milieu humain, tels les activités et les sites récréatifs, les prises d'eau, la pêche commerciale et sportive, l'aquiculture, la navigation, etc. Enfin, la présence et l'activité des équipements de dragage et de mise en dépôt peuvent temporairement entrer en conflit avec certaines activités humaines ou biologiques.

Le tableau 2 présente la liste des répercussions généralement associées aux activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments. Les mesures de mitigation habituellement reliées à ces répercussions sont également présentées.

Tableau 2 Répercussions environnementales et mesures de mitigation généralement associées aux activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments dragués

COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT	RÉPERCUSSIONS POTENTIELLES	MESURES DE MITIGATION
HYDRODYNAMIQUE, GLACES ET SÉDIMENTOLOGIE	<ul style="list-style-type: none"> • Modification du profil bathymétrique et des processus d'écoulement de l'eau et de transport sédimentaire aux différents sites touchés par les travaux • Modification du régime des glaces • Accélération des processus d'érosion ou de sédimentation dans les zones adjacentes 	<ul style="list-style-type: none"> • Limiter les travaux à certains moments propices du cycle de marée ou du cycle hydrologique (étiage ou crue) • Planifier les travaux pour tirer avantage des événements naturels comme le temps de l'année, le climat, la marée, les courants • Sélectionner un site de rejet en fonction de sa capacité à maintenir en place ou à propager les sédiments qui y seront déposés
NATURE ET QUALITÉ DES FONDS	<ul style="list-style-type: none"> • Déplacement sous l'action des courants des sédiments pollués vers des zones de sédimentation non polluées • Modification de la nature et de la qualité des sédiments (texture et granulométrie) 	<ul style="list-style-type: none"> • Considérer plusieurs options de réalisation • Utiliser des écrans de protection (membranes imperméables) au site des travaux ou au niveau des zones sensibles
QUALITÉ DE L'EAU	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation temporaire de la turbidité et des solides en suspension • Diminution de la transparence • Remise en circulation des polluants au site des travaux et dans les zones adjacentes • Possibilité de turbidité persistante liée à l'érosion du dépôt sous l'action des courants, des marées ou de la navigation • Possibilité de contamination des eaux de ruissellement et de la nappe phréatique 	<ul style="list-style-type: none"> • Sélectionner les équipements, les techniques d'opération ainsi qu'un mode de gestion appropriés (voir le <i>Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent</i>) • Considérer plusieurs options de réalisation • Utiliser des écrans de protection (membranes imperméables) au site des travaux ou au niveau des zones sensibles
FAUNE AVIENNE ET HABITAT RIVERAIN	<ul style="list-style-type: none"> • Dans le cas de projets de capitalisation, pertes ou modifications d'habitats liées directement aux activités d'excavation • Les dépôts de dragage entraînent, dans certains cas, la création de nouveaux habitats pour la faune avienne • Pertes ou modifications d'habitats liées directement au dépôt des matériaux de dragage en milieu aquatique, notamment dans les herbiers 	<ul style="list-style-type: none"> • Effectuer les travaux en évitant ou en considérant les périodes critiques pour la migration et la nidification • Lorsqu'il y a perte d'habitat, contribuer à l'aménagement de zones alternatives afin de redonner au milieu un potentiel biologique comparable à celui qui prévalait avant les travaux • Considérer plusieurs options de réalisation

Tableau 2 (suite)

COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT	RÉPERCUSSIONS POTENTIELLES	MESURES DE MITIGATION
FAUNE ET HABITAT TERRESTRES	<ul style="list-style-type: none"> • Modifications d'habitats liées au dépôt terrestre des matériaux dragués • Contamination de la flore 	<ul style="list-style-type: none"> • Considérer plusieurs options de réalisation
FAUNE ET HABITAT AQUATIQUES	<ul style="list-style-type: none"> • Perturbation des activités de fraie, d'alevinage, etc. • Dérangement des populations de mammifères marins • Pertes ou modifications d'habitats utilisés par les poissons et autres organismes aquatiques pour la reproduction ou l'alimentation, surtout dans le cas de projets de capitalisation (frayères, aires d'alevinage, d'alimentation, de repos ou de migration) • Entraînement d'organismes vivants par la succion des dragues hydrauliques (poissons, benthos) • Possibilités d'incidences toxicologiques dues à la dégradation de la qualité de l'eau et des sédiments lors de la mise en dépôt (contamination de la chair des poissons) • Ensevelissement de la faune benthique, ainsi que d'oeufs et de larves de poisson et autres organismes (éponges et coelentérés); étouffement ou gêne des organismes enfouis, dominance d'espèces tolérantes • Modification du substrat au site de dépôt, se traduisant par des modifications de la faune benthique (mortalités, augmentation de la compétition intra- et interspécifique, fixation des mollusques empêchée ou retardée) • Obstruction temporaire aux déplacements et migrations (poissons, crustacés, etc.) • Dégradation des lits de fraie et disparition de sources de nourriture (benthos et plancton) 	<ul style="list-style-type: none"> • Effectuer les travaux en évitant ou en considérant les activités importantes pour les organismes aquatiques (p. ex., périodes de fraie et d'alevinage) lorsque la problématique environnementale le justifie. • Contribuer à l'aménagement de zones adjacentes afin de redonner au milieu un potentiel biologique comparable à celui qui prévalait avant les travaux • Considérer plusieurs options de réalisation
PATRIMOINE ET ESPACES PROTÉGÉS	<ul style="list-style-type: none"> • Dans le cas de projets de capitalisation, pertes ou dégradation de sites archéologiques reconnus ou potentiels 	<ul style="list-style-type: none"> • Suspendre les travaux en cas de découverte d'artéfacts ou de vestiges, aviser les autorités responsables et procéder à un sauvetage archéologique

Tableau 2 (suite)

COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT	RÉPERCUSSIONS POTENTIELLES	MESURES DE MITIGATION
ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	<ul style="list-style-type: none"> • Perturbation des activités récréatives se déroulant dans ou sur l'eau au site des travaux • Entrave à la navigation de plaisance et à la pêche sportive • Pollution et détérioration des zones récréatives et des plages 	<ul style="list-style-type: none"> • Effectuer les travaux en évitant ou en considérant les périodes importantes pour les activités récréatives • Considérer plusieurs options de réalisation
PÊCHE COMMERCIALE ET SPORTIVE, CHASSE ET NAVIGATION COMMERCIALE	<ul style="list-style-type: none"> • Entrave à la navigation, à la pêche et à la chasse • Influence des travaux sur la navigation commerciale (p. ex., facilité de la navigation après les travaux, non accessibilité au plan d'eau pendant les travaux) • Des sites peuvent être affectés par les modifications de la qualité de l'eau, entre autres dans le cas de la pêche commerciale au moyen d'engins fixes ou de zones aquicoles • Des aires de pêche peuvent être affectées par les modifications de la morphologie des fonds 	<ul style="list-style-type: none"> • Effectuer les travaux en évitant ou en considérant les aires et les périodes de pêche commerciale et sportive et de chasse • Prévoir une signalisation adéquate des aires de manoeuvre • Prévoir l'affichage d'avis dans les marinas et à proximité des quais publics • Consulter les principaux centres de contrôle de la Garde côtière canadienne et les clubs nautiques
UTILISATION DU TERRITOIRE	<ul style="list-style-type: none"> • Conflit avec l'usage actuel ou souhaité du site • Création de nouvelles zones terrestres pouvant être aménagées 	<ul style="list-style-type: none"> • Considérer plusieurs options de réalisation
QUALITÉ DE VIE	<ul style="list-style-type: none"> • Nuisances temporaires causées par le bruit (transport par camions, opérations de la drague, etc.) • Nuisances dues aux odeurs ou aux poussières 	<ul style="list-style-type: none"> • Effectuer les travaux en évitant ou en considérant les aires et les périodes critiques en ce qui a trait à la qualité de vie de la population au voisinage des travaux • Considérer plusieurs options de réalisation

Tableau 2 (suite)

COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT	RÉPERCUSSIONS POTENTIELLES	MESURES DE MITIGATION
PRISES D'EAU	<ul style="list-style-type: none"> • Dégradation temporaire de la qualité de l'eau liée au dragage ou à la mise en dépôt des matériaux dragués 	<ul style="list-style-type: none"> • Considérer plusieurs options de réalisation • Limiter les travaux à certains moments propices du cycle de marée ou du régime hydrologique (étiage ou crue) • Utiliser des écrans de protection au site de dragage ou au niveau des zones sensibles • Suivi.
ESTHÉTIQUE ET PAYSAGE	<ul style="list-style-type: none"> • Modifications de la qualité du paysage autour des sites touchés par les travaux (modification de la morphologie du terrain, remblayage de berges, création de barrières visuelles et altération du panorama) 	<ul style="list-style-type: none"> • Considérer plusieurs options de réalisation

3 RÉPERCUSSIONS DES ACTIVITÉS DE DRAGAGE ET DE REJET SUR LE MILIEU AQUATIQUE

Le présent chapitre vise à identifier et à évaluer les principales répercussions généralement associées aux activités de dragage, soit l'excavation et le rejet en milieu aquatique des sédiments dragués. Les modalités de gestion permettant de minimiser les effets de la mise en dépôt des sédiments, notamment ceux du confinement en milieu aquatique («capping») et de la mise en dépôt en milieu riverain ou terrestre, sont traitées au chapitre suivant.

Les répercussions potentielles des activités de dragage comprennent les modifications physiques au site des travaux, la mise en solution des contaminants, la mise en suspension et l'exportation des sédiments et finalement, les nuisances causées par la présence et l'activité des équipements. Les sections qui suivent décrivent les principaux éléments à considérer et fournissent, dans la mesure où elles sont disponibles, des informations pertinentes et des évaluations quantitatives tirées d'analyses et de suivis réalisés dans diverses conditions et avec différents équipements.

3.1 Modifications physiques aux sites des travaux et effets de ces modifications sur les organismes vivants

3.1.1 Modifications physiques aux sites excavés.- Les travaux de dragage peuvent engendrer des répercussions directes sur le milieu en modifiant physiquement les caractéristiques de profondeur, d'écoulement ou d'exposition aux vagues des sites touchés. Ces répercussions ont une probabilité d'occurrence et une ampleur qui varient en fonction de l'importance des travaux entrepris, des méthodes de travail retenues pour la mise en oeuvre des projets et des caractéristiques du milieu où se déroulent les interventions.

Dans le cas des dragages d'entretien de zones portuaires ou de chenaux maritimes, les modifications physiques sont de faible ampleur puisque le dragage a pour objet de rétablir les conditions mises en place lors de la création de ces aménagements. Les répercussions attribuables à ces dragages peuvent cependant être considérées comme récurrentes. La fréquence et le moment où ces dragages s'effectuent déterminent en quelque sorte l'intensité des dérangements occasionnés aux organismes aquatiques. On observe que les activités de dragage répétées ont pour effet de réduire localement la diversité des espèces benthiques, la biomasse globale et la densité des organismes (Wildish et Thomas, 1985). En contrepartie, après

l'enlèvement de la faune par la drague, des espèces opportunistes recolonisent rapidement le nouveau substrat. Si les dragages se répètent annuellement ou à un rythme excédant la durée de retour aux conditions initiales, la communauté colonisant le secteur sera appauvrie et dominée par ces espèces opportunistes. En pratique, les répercussions des dragages d'entretien dans les secteurs portuaires sont le plus souvent minimales puisqu'il s'agit de secteurs voués aux activités maritimes qui sont, par conséquent, continuellement perturbés par le passage ou les manoeuvres des navires.

Par contre, dans le cas de nouveaux projets, dits «de capitalisation», qui nécessitent des travaux de dragage d'aires jusque là «naturelles», des répercussions importantes peuvent être associées aux modifications physiques du site dragué. Ainsi, des habitats importants pour les oiseaux, pour les poissons ou pour d'autres organismes peuvent être détruits suite à l'excavation des matériaux en place. De plus, la modification des conditions hydrodynamiques peut entraîner le déplacement des poissons.

Selon Robitaille *et al.* (1988), le tronçon fluvial du Saint-Laurent est pratiquement le seul secteur où il est possible de relier directement les perturbations physiques de l'habitat aquatique à l'affaissement des stocks de poissons. En effet, toutes les espèces pêchées dans cette région, sauf l'Esturgeon jaune, ont été affectées par les modifications physiques survenues particulièrement dans les années 1950 et 1960. Les changements les plus marqués se sont produits lors de la construction du chenal et de la Voie maritime du Saint-Laurent. Ces perturbations ont touché plus particulièrement cinq espèces : le Bar rayé, l'Alose, le Brochet, la Perchaude et le Doré. Les stocks d'Anguilles, de Barbottes et de Crapets semblent en meilleur état mais seulement depuis quelques années (Robitaille *et al.*, 1988). Il faut noter que plusieurs autres facteurs peuvent aussi contribuer à expliquer l'appauvrissement des stocks de poisson : la pollution industrielle, municipale et agricole, la surexploitation, la destruction des habitats riverains, l'érosion des berges, souvent liée à l'utilisation du chenal maritime, etc.

La probabilité d'occurrence des répercussions potentielles identifiées et leur ampleur dépendent aussi des caractéristiques du milieu touché par les travaux de dragage ou rejet. Ainsi, certaines modifications des courants ou de la profondeur consécutives à un important dragage pourraient engendrer une problématique importante dans le cas d'un projet donné en raison de la présence d'une importante prise d'eau, alors que le même projet ne soulèverait aucun problème à cet égard dans un autre site.

3.1.2 Modifications physiques aux sites de rejet en eaux libres.- Le rejet des sédiments en eaux libres peut entraîner la modification de la nature et du profil du fond au site de rejet. Par exemple, des fonds constitués de gravier ou de roc pourront être transformés en fonds sableux ou limoneux suite au rejet des matériaux excavés. Cependant, les conditions hydrodynamiques qui sont à la base de la présence du gravier à ces endroits auront pour effet de disperser les sédiments nouvellement déposés et de rétablir les conditions initiales à plus ou moins longue échéance. De la même façon, des matériaux grossiers qui auront été déposés dans un site bien abrité offrant des conditions favorables pour la sédimentation des particules fines seront éventuellement recouverts de matériaux fins.

Le rejet des sédiments en milieu aquatique est donc susceptible d'affecter les organismes benthiques colonisant les fonds ou, le cas échéant, les oeufs et les larves des espèces ichthyennes présentes. Cependant, Vale *et al.* (1989) indiquent que l'on note rarement l'appauvrissement de la faune benthique d'un secteur suite au rejet de matériaux dragués, probablement à cause de l'enrichissement en éléments nutritifs généralement associé à la mise en dépôt des sédiments et en raison de la capacité de recolonisation rapide des organismes benthiques.

Il semble en fait que la vitesse de recolonisation au site où les sédiments ont été mis en dépôt varie en fonction de l'épaisseur du dépôt (Wilber, 1992a), dans la mesure où la nature des nouveaux matériaux est comparable à celle des matériaux présents dans le secteur. Dans les secteurs où l'épaisseur des sédiments déposés est inférieure à 15 cm, cet auteur observe que l'abondance de la faune retrouve des valeurs comparables aux valeurs initiales après deux semaines. Par contre, dans les secteurs où l'épaisseur des sédiments déposés dépasse 15 cm, le rétablissement prend jusqu'à 20 semaines. Ces observations ont été faites en milieu estuarien et les matériaux rejetés étaient constitués de 40 p. 100 de sables et 50 p. 100 de silt.

Messieh *et al.* (1991) ont par ailleurs observé que le dépôt de sédiments sur les aires de fraie du Hareng entraîne des mortalités chez les oeufs. Wilber (1992a) observe d'autre part que l'abondance des poissons ne semble pas affectée par les sédiments déposés et même que certaines espèces, par exemple les Plies, sont attirées par les sites de rejet en eaux libres. Il est permis de penser que dans la mesure où des sites de reproduction ne sont pas directement touchés par une mise en dépôt en eaux libres, les populations de poissons sont peu susceptibles d'être affectées par ces interventions ponctuelles dans le milieu.

3.2 Mise en suspension de sédiments

Les répercussions du dragage qui apparaissent généralement les plus significatives sont le plus souvent liées à la dispersion, hors du site des travaux, de matières en suspension et de contaminants qui peuvent présenter un risque pour les ressources aquatiques, pour les zones d'intérêt adjacentes et pour les usages de l'eau. Le comportement des sédiments lors du dragage et du rejet et les effets des sédiments en suspension sur les organismes vivants sont traités dans les sections qui suivent.

3.2.1 Mise en suspension lors du dragage.- Les quantités de sédiments «perdus» lors des opérations de dragage sont variables et sont influencées par les caractéristiques des sédiments et le type de drague utilisée. Il faut souligner que ces deux paramètres, qui déterminent l'importance de la mise en suspension des sédiments, ne sont pas complètement indépendants puisque les caractéristiques des sédiments à draguer interviennent jusqu'à un certain point dans le choix de la drague utilisée. Des informations détaillées sont fournies à ce sujet dans le *Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent* (Centre Saint-Laurent, 1992). Il faut par ailleurs mentionner que l'environnement physique et le régime hydrodynamique du site de dragage auront un effet important sur la dispersion des sédiments dans le milieu.

3.2.1.1 INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES DES SÉDIMENTS.- La nature des sédiments dragués est évidemment le premier paramètre à considérer pour prévoir l'ampleur de la mise en suspension de sédiments. Les sédiments grossiers et cohésifs fins (p. ex., argiles glacio-lacustres compactées) se redéposeront rapidement alors que les sédiments fins non cohésifs auront tendance à former des panaches de matières en suspension, susceptibles de se disperser sur de plus longues distances.

Les caractéristiques des sédiments qui peuvent être considérées pour prévoir l'ampleur de leur dispersion comprennent généralement :

- la granulométrie (rapport sable/silt et argile),
- la densité,
- la viscosité,
- la cohésion et la compaction,
- le contenu en eau,
- le contenu en matière organique,
- la composition minéralogique.

La figure 1 illustre les vitesses de sédimentation de particules sphériques dans un liquide en fonction des diamètres, suivant la Loi de Stokes.

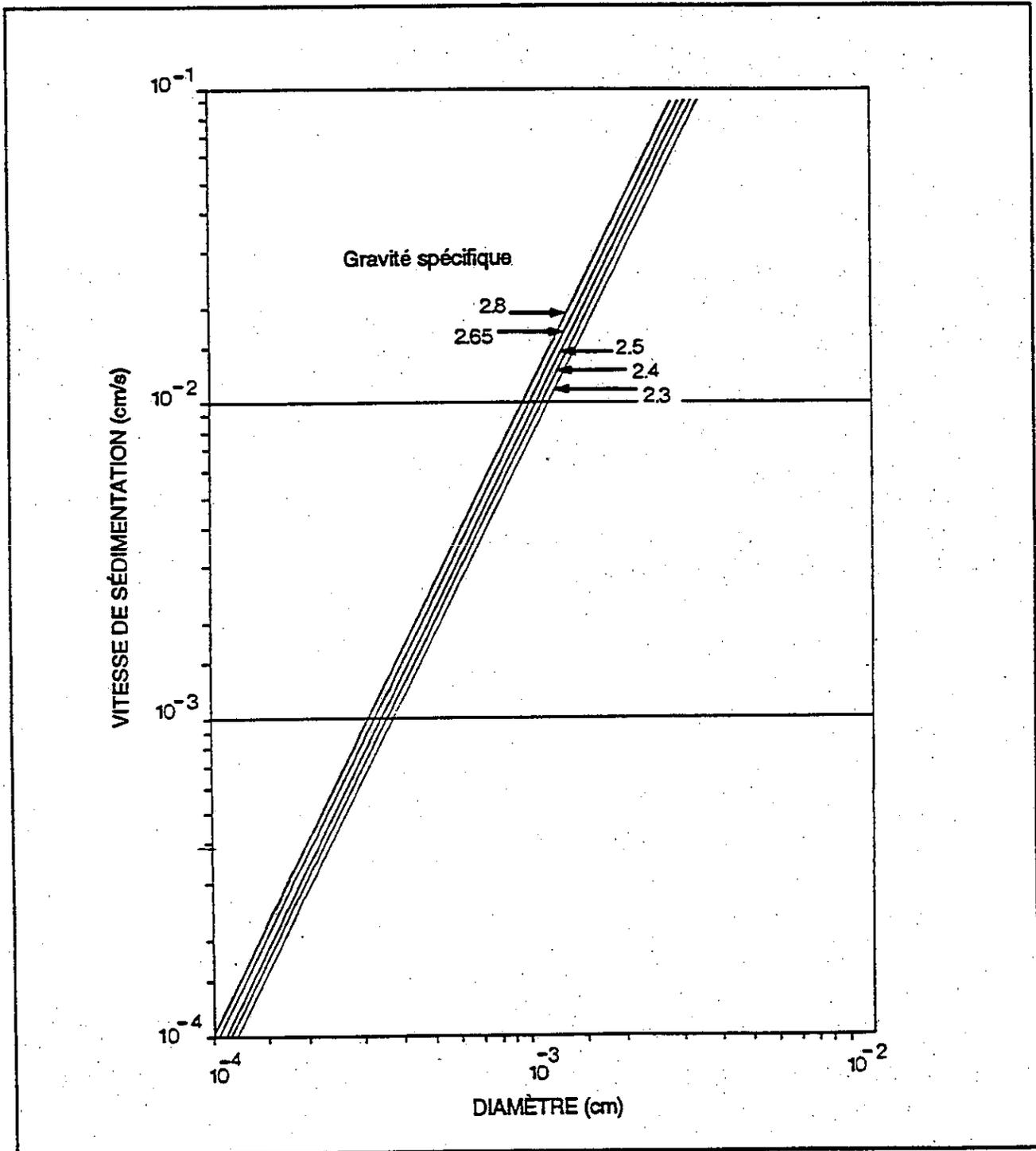


Figure 1 Vitesse de sédimentation de particules sphériques dans un liquide suivant la Loi de Stokes

De plus, la présence de gaz peut avoir un effet sur la mise en suspension des sédiments. En effet, les particules fines adhèrent aux bulles de gaz qui s'échappent ou profitent du mouvement ascendant de l'eau provoqué par la remontée des bulles.

Par ailleurs, en modifiant la structure des sédiments, le dragage a pour effet de diluer les vases cohésives et d'en favoriser l'érosion et la dispersion. Ces vases peuvent alors être mobilisées par entraînement, affaissement, abrasion, érosion de masse, fluidisation et érosion de surface (US Army Engineer Waterways Experiment Station, 1992b).

3.2.1.2 INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU SITE ET DU RÉGIME HYDRODYNAMIQUE.- Les conditions physiques au site de dragage, notamment la vitesse et la direction des courants, les vagues, les tempêtes, l'amplitude des marées, la bathymétrie et la morphologie des fonds auront une influence sur la persistance et la dispersion des matières en suspension. La salinité de l'eau, qui influence la floculation des particules donc leur temps de redéposition, ainsi que la température de l'eau et les courants de densité, qui créent une stratification verticale de l'écoulement en milieu estuarien et marin, sont également des paramètres qui influencent la dispersion des sédiments (Blokland, 1988). Enfin, le vent peut également avoir un pouvoir de dispersion assez important.

3.2.1.3 INFLUENCE DU TYPE DE DRAGUE.- Le type de drague utilisée aura également une influence sur la mise en suspension des sédiments. Trois principaux types de dragues oeuvrent dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs, soit les dragues mécaniques à benne preneuse, les dragues hydrauliques suceuses-refouleuses et les dragues hydrauliques suceuses-porteuses.

Dragues mécaniques à benne preneuse.- Ce sont les dragues les plus utilisées sur le Saint-Laurent. De façon générale, les dragues mécaniques engendrent une mise en suspension *a)* au moment où le godet frappe le fond, *b)* par la perte de matériaux à travers les mâchoires du godet, *c)* par la présence de débris empêchant la fermeture complète de la benne, *d)* par l'action érosive de la colonne d'eau pendant la remontée du godet et, *e)* par la surverse du godet au moment de sa sortie de l'eau.

Selon Kirby et Land (1991), les dragues mécaniques, telles les dragues à benne preneuse et les dragues à cuiller sont associées à des concentrations modestes de matières en suspension. L'augmentation des teneurs en MES dans les environs

immédiats de ces dragues varie entre 25 et 300 mg/L, mais est en général inférieure à 100 mg/L. Les teneurs en MES augmentent avec la taille de la drague, mais le volume total de sédiments perdus dans l'environnement, exprimé en pourcentage du volume dragué, tend alors à décroître.

L'une des mesures souvent préconisées pour minimiser la quantité de matériaux mis en suspension est l'utilisation d'un godet étanche. Cependant, une comparaison directe entre un godet conventionnel et un godet étanche indique que si le godet étanche permet une réduction des MES dans la partie haute de la colonne d'eau, il peut par contre contribuer à étendre la dimension du panache dans la partie profonde de la colonne d'eau; la configuration du godet peut en effet engendrer une onde de choc plus importante au moment de l'impact sur le fond (d'après Vellinga, 1989a et Raymond, 1983, cités par Arctic Laboratories *et al.*, 1985). Les modalités d'opération de ce type de drague influencent donc beaucoup les pertes de sédiments.

Le remplissage des barges est également l'une des causes de la mise en suspension des sédiments au site même du dragage. En effet, lorsqu'elles ne sont pas chargées de sédiments, les barges peuvent contenir une petite quantité d'eau; de plus, les matériaux qui sont chargés peuvent être constitués d'une certaine proportion d'eau. Ainsi, au fur et à mesure que des sédiments y sont déposés, le niveau de ces eaux monte graduellement dans la barge jusqu'à un point où elles sont amenées à déborder littéralement de la barge, entraînant une certaine quantité de matières solides fines.

Suite à une étude de bilan de masse, Tavolaro (1984) a estimé que 2 p. 100 des matériaux dragués étaient perdus sur le site même des travaux effectués à l'aide d'une drague à benne preneuse. Environ 61 p. 100 de cette quantité était reliée au dragage lui-même alors que 38 p. 100 de cette perte avaient pour cause le débordement des barges et des chalands ou *surverse*.

En cherchant à accroître la charge de leur barge, les opérateurs peuvent provoquer une surverse excessive des eaux qui sont contenues dans celle-ci. Cette pratique n'est toutefois pas forcément intéressante sur le plan du rendement. À ce sujet, Palermo *et al.* (1990) ont effectué le suivi de travaux menés à l'aide d'une drague à benne preneuse d'une capacité de 18 verges cubes dans un matériel composé d'une argile très compacte avec des traces de sable. Les matériaux étaient déposés dans des barges d'une capacité de 4000 verges cubes et étaient constitués de boues et de blocs d'argile. À deux reprises, les auteurs ont mesuré l'accroissement de la charge des barges suite à un remplissage accompagné d'une surverse. Entre le moment où l'eau surnageante commençait à déborder de la barge et celui où

l'opérateur jugeait que sa charge était optimale, l'accroissement réel de la charge n'a été que de 1,4 p. 100 et de 3,2 p. 100 avec une surverse s'étendant respectivement sur 9 et 28 minutes. La concentration moyenne de solides en suspension dans l'eau de la surverse passait de 88 g/L à 248 g/L du début à la fin de la surverse. Au cours de ces relevés, la concentration moyenne de solides en suspension dans le panache de dispersion généré par les activités de dragage proprement dites était de 47 mg/L au-dessus du bruit de fond (dont la valeur variait entre 10 et 40 mg/L). Cette concentration moyenne s'élevait à 65 mg/L lorsque l'effet de la surverse s'ajoutait à celui du dragage; les auteurs notent cependant que les deux moyennes ne présentaient pas de différences statistiquement significatives.

Dragues hydrauliques.- La drague hydraulique a généralement une performance élevée sur le plan environnemental au moment du dragage et les sédiments sont mis en suspension principalement lors du rejet en eaux libres ou de la mise en dépôt des sédiments. Les dragues hydrauliques utilisées dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs sont principalement de deux types : les *dragues suceuses-porteuses* et les *dragues suceuses-refouleuses*.

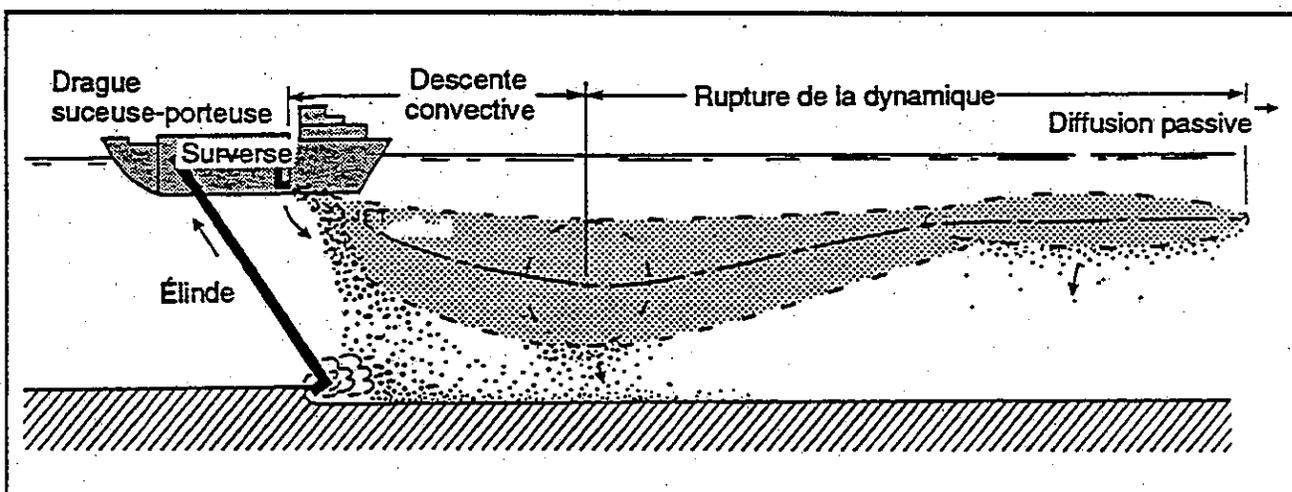
Les *dragues suceuses-porteuses* génèrent une importante mise en suspension lors du rejet en eaux libres des matériaux dragués mais plus encore au moment du dragage, en cours de remplissage. En effet, lorsque le mélange eau-sédiments est placé dans les compartiments de la drague, les sédiments se déposent au fond et un dispositif permet d'évacuer l'eau surageante. Étant donné le temps relativement court alloué à la déposition des particules, une grande partie des sédiments, notamment la partie très fine, est alors évacuée dans cette surverse.

La proportion de matériaux mis en suspension dépend évidemment des caractéristiques des sédiments dragués. McLellan *et al.* (1989) indiquent pour leur part que l'utilisation de la surverse lors de l'opération des dragues suceuses-porteuses contribue à doubler les panaches de dispersion et à augmenter par un facteur de 16 les concentrations maximales de MES observées sans l'utilisation de la surverse. Ces augmentations affectent toute la colonne d'eau. Selon Nichols *et al.* (1990), la quantité de matériaux mis en suspension par une drague hydraulique autoporteuse est de huit fois supérieure à celle mise en suspension par les dragues mécaniques. Kirby et Land (1991) indiquent eux aussi que les dragues suceuses-porteuses peuvent injecter des quantités considérables de sédiments dans la colonne d'eau lorsque la surverse est utilisée. Les concentrations de sédiments en suspension immédiatement derrière la

dragues peuvent selon eux atteindre 400 mg/L à la surface et plus de 4000 mg/L près du fond. Par contre, ils notent que si la drague opère sans surverse, très peu de sédiments sont mis en suspension; les concentrations dépassent alors rarement 100 mg/L et se situent généralement aux environs de 10 mg/L à 50 mg/L.

Nichols *et al.* (1990) observent, lors d'un dragage de silt argileux contenant 20 p. 100 de sable au moyen d'une drague suceuse autoportée dans la Baie Chesapeake (salinité de 13 à 21 p. 1000), que les concentrations sont normales à 5200 mètres de la drague et que l'effet de la forte hausse de turbidité dure moins de trois minutes à chaque point donné. Palermo *et al.* (1990) observent également que lors du dragage d'un chenal à l'aide d'une drague autoportée (86 p. 100 de silt argileux et 14 p. 100 de sable), les sédiments mis en suspension se redéposent rapidement, la concentration maximum étant observée à 30 m en aval.

La figure 2 présente un modèle conceptuel élaboré par Nichols *et al.* (1990) qui illustre la dispersion et les séquences de transport des particules évacuées avec la surverse d'une drague suceuse-porteuse. Deux phases de dispersion sont identifiées dans ce modèle : la phase de *descente convective des particules*, où la dynamique est principalement régie par la puissance de pénétration du jet d'eaux chargées de sédiments, et la phase de *rupture de la dynamique*, où la dispersion de l'énergie initiale entraîne un allongement du nuage de particules et où la diffusion n'est plus commandée que par la vitesse de sédimentation intrinsèque des particules ainsi que par les conditions hydrodynamiques du milieu.



Tiré de Nichols *et al.*, 1990.

Figure 2 Représentation schématique de la dispersion du nuage de particules engendré par la surverse d'une drague suceuse-porteuse

Quant aux *dragues suceuses-refouleuses*, les résultats de McLellan *et al.* (1989) et ceux rapportés par Vellinga (1989a) et Raymond (1983, cité dans Arctic Laboratories *et al.*, 1985) indiquent que ces dragues limitent la mise en suspension à la partie profonde de la colonne d'eau et qu'elles génèrent des panaches de MES dont les concentrations moyennes sont de 1,8 à 3,8 fois le bruit de fond. Kirby et Land (1991) estiment quant à eux que les dragues suceuses-refouleuses à désagrégateur sont fréquemment associées avec de hauts niveaux de sédiments en suspension, mais que ceux-ci sont restreints aux environs immédiats de la tête désagrégatrice. Des concentrations aussi élevées que 1100 mg/L ont été rapportées à proximité immédiate de la tête, mais elles étaient nettement inférieures à faible distance de celle-ci. Des concentrations de quelques dizaines de mg/L sont typiques à des distances de 50 m de la drague. La taille de la drague ne semble pas influencer le volume total de sédiments mis en suspension par volume unitaire dragué.

Un suivi de la qualité de l'eau effectué lors des projets de dragage de capitalisation et d'entretien réalisés dans le port de Bécancour en 1983 et 1984 à l'aide d'une drague hydraulique à désagrégateur indique que le seuil critique de 100 mg/L de MES n'a été dépassé qu'en de rares occasions à la proximité de la prise d'eau brute de la centrale nucléaire de Gentilly, située à 1 km en aval (La firme A.G.I.R. Ltée et André Marsan & associés, 1984).

Comparaison entre les types de dragues.- Le tableau 3 présente les taux de matières en suspension mesurés pour différents types de dragues dans des conditions de granulométrie comparables (d'après McLellan *et al.*, 1989). Le tableau 4 présente le même type d'information en mettant en évidence les concentrations observées à différentes profondeurs (d'après Vellinga, 1989a, et Raymond, 1983 cité par Arctic Laboratories *et al.*, 1985).

Ces auteurs mentionnent que, dans l'ensemble, les résultats des études sur le terrain confirment que la mise en suspension associée aux dragues à benne preneuse est engendrée par l'impact, la pénétration et la fermeture de la benne sur le fond. Les résultats indiquent également que des concentrations équivalentes à plusieurs fois le bruit de fond (5 à 24,4 fois) sur toute la colonne d'eau sont toujours associées à l'opération des bennes preneuses.

Tableau 3 Évaluation de la mise en suspension associée à différents types de dragues

ÉTUDE	TYPE DE DRAGUE	CONDITIONS DU MILIEU	TYPE DE SÉDIMENTS	VITESSE DU COURANT (pieds/s)	BRUIT DE FOND MES TOTAL (mg/l)		MES TOTALES Minimum et maximum observé (1) (sans égard à la profondeur ou à la distance) (mg/L)	RAPPORT DE LA CONCENTRATION MAXIMUM SUR LE BRUIT DE FOND au fond (en surface)	SUPERFICIE DU PANACHE (AU FOND) Équivalente à 4X le bruit de fond ⁽²⁾ (ha)
					Surface	Fond			
Calumet Harbor	Hydraulique suceuse-refouleuse à désagrégateur (12 pouces)	Eau douce	Argile-silt (80 %) molle	0 - 0,2	2	5	5,0 - 10,0	2,0 (5,0)	
Savannah River	Hydraulique suceuse-refouleuse à désagrégateur (18 pouces)	Estuaire	Argile silteuse molle	0,2 - 1,6	17	67	20 - 120	1,8 (7,1)	
James River	Hydraulique suceuse-refouleuse à désagrégateur (18 pouces)	Estuaire très peu salé	Argile silteuse non consolidée	0,5 - 2,3	42	86	40 - 200	2,3 (4,8)	
Calumet River	Mécanique benne ouverte (10 verges ³)	Riverain	Argile-silt (80 %) molle	0 - 0,18	10	12	20 - 140	11,7 (14)	3,5
Black Rock Harbor	Mécanique benne ouverte (10 verges ³)	Estuaire saumâtre	Sable et argile (90 %)	0,2 - 0,8	45	69	80 - 1,100	15,9 (24,4)	14,4
Duwarnish Waterway	Mécanique benne ouverte	Estuaire saumâtre	Silt avec sable et argile	0,3 - 1,1	11	26	20 - 160	6,1 (14,5)	
St. John River	Mécanique benne élanche (13 verges ³)	Estuaire	Silt (98 %)	0 - 0,2	47	72	50 - 380	5,0 (8,0)	2,0
	Mécanique benne ouverte (12 verges ³)	Estuaire	Silt (98 %)	0 - 0,2	47	72	70 - 480	6,7 (10,2)	0,515

Tableau 3 (suite)

ÉTUDE	TYPE DE DRAGUE	CONDITIONS DU MILIEU	TYPE DE SÉDIMENTS	VITESSE DU COURANT (pieds/s)	BRUIT DE FOND MES TOTAL (mg/l)		MES TOTALES Minimum et maximum observés (1) (sans égard à la profondeur ou à la distance) (mg/L)	RAPPORT DE LA CONCENTRATION MAXIMUM SUR LE BRUIT DE FOND au fond (en surface)	SUPERFICIE DU PANACHE (AU FOND) Équivalente à 4X le bruit de fond (2) (ha)
					Surface	Fond			
Grays Harbor	Hydraulique suceuse-porteuse (6000 verges ³) avec surverse	Estuaire saumâtre	Silt sableux	0,4 - 2,5	27,9	60,4	100 - 800	13,2 (28,6)	
	Hydraulique suceuse-porteuse (6000 verges ³) sans surverse				12,4	53,7			
Toronto	Mécanique Cable Arm	Eau douce	Silt-vase	0	6	6,3	3 - 71(3) 1 - 7(4)	11,3 (11,8) 1,1 (1,2)	
Hamilton	Mécanique Cable Arm	Eau douce	Silt-vase	0 - 1	3,5	8,3	4,8 - 18,3(3) 4 - 23,2(4)	2,2 (5,2) 2,8 (6,6)	
	Mécanique Cable Arm	Eau douce	Débris organiques(5)	5	12	12	5 - 110(6)	9,2 (9,2)	

Tiré de McLellan et al., 1989 et de Pelletier, 1994a, 1994b et 1994c

- (1) Sauf exception, les résultats proviennent de séries de mesures effectuées à des distances variant entre 15 m et 500 m de la drague.
- (2) Superficie de la zone (au fond) qui présente une concentration de MES équivalente à 4 fois la concentration du bruit de fond.
- (3) Station d'échantillonnage située à 10 m de la drague.
- (4) Station d'échantillonnage située à 25 m de la drague.
- (5) Matériel composé principalement de feuilles, poissons morts, algues, branches, etc. Très peu de sédiments de type silt-sable étaient présent.
- (6) Station d'échantillonnage située entre 13 et 22 m de la drague, suivant la position de cette dernière.

Tableau 4 *Évaluation de la mise en suspension à différentes profondeurs au site de dragage*

TYPE DE DRAGUE	MES (mg/L)*			SOURCE
	AU FOND	MI-PROFONDEUR	SURFACE	
À benne preneuse	60	35	15	Vellinga, 1989a
Nivelleuse	500	60	40	Vellinga, 1989a
Suceuse-porteuse (sans surverse)	300	150	120	Vellinga, 1989a
À injection	500	250	200	Vellinga, 1989a
Suceuse-porteuse (avec surverse)	1000	400	130	Vellinga, 1989a
Suceuse à désagrégateur	134	35	-	Arctic Lab. et al., 1985
À benne preneuse	134	106	-	Arctic Lab. et al., 1985

D'après Vellinga, 1989a et Raymond, 1983, cité dans Arctic Laboratories et al, 1985

* Il s'agit de la plus forte concentration obtenue lors de plusieurs mesures différentes; les concentrations naturelles (bruit de fond) ont été soustraites des concentrations mesurées.

Si les matériaux à enlever sont fins et non cohésifs, les taux de remise en suspension sont généralement plus élevés avec les dragues mécaniques qu'avec les dragues hydrauliques étant donné qu'avec les premières, il y a fuite de matériaux à toutes les étapes de l'opération. Par contre, les dragues mécaniques auront un rendement supérieur dans les sédiments cohésifs, étant donné qu'avec les dragues hydrauliques, il faut procéder à la désagrégation des matériaux avant d'aspirer, ce qui provoque la formation de nuages de turbidité plus importants.

Avec des dragues mécaniques, mis à part le dragage proprement dit, une certaine remise en suspension est associée au remplissage des barges et à leur surverse. Cependant, la remise en suspension liée aux rejets des grandes quantités d'eau qui accompagnent inévitablement l'utilisation des dragues hydrauliques est beaucoup plus importante. En revanche, dans certaines circonstances particulières et peu fréquentes, par exemple lors de leur transfert vers un dépôt en berge ou en milieu terrestre, les matériaux déposés dans une barge devront être à nouveau manipulés, d'où risque d'une remise en suspension d'une partie des sédiments.

De façon générale, la drague mécanique entraînera donc généralement la mise en suspension de sédiments dans toute la colonne d'eau alors que la drague hydraulique générera des nuages de turbidité dans la partie profonde de la colonne

d'eau, à proximité de la tête de la drague. Les caractéristiques physiques au site des travaux (vitesse des courants de surface et de fond, stratification, densité, etc.) auront alors une influence déterminante sur la dispersion des panaches de matières en suspension. Les sédiments mis en suspension dans la partie supérieure de la colonne d'eau seront généralement ceux qui se disperseront sur de plus longues distances, la distance parcourue par une particule étant fonction de la vitesse du courant et de sa vitesse intrinsèque de sédimentation.

Cependant, pour comparer les différentes dragues entre elles, plusieurs auteurs, dont Kirby et Land (1991) et Vellinga (1989a), rappellent qu'il importe de considérer les travaux de dragage globalement, c'est-à-dire de comparer non pas la concentration de sédiments en suspension autour de la drague à un moment donné, mais de considérer l'ensemble des matériaux mis en suspension pendant la durée des travaux. Le tableau 5 présente une estimation des pertes de sédiments (kg/m^3) pour plusieurs types de dragues. Ces données ont été colligées par Kirby et Land (1991) à partir de plus de 50 publications. Les auteurs ne donnent cependant pas beaucoup d'indications sur les différentes méthodes d'estimation utilisées. Les travaux rapportés portaient tous sur des boues marines molles draguées dans des conditions hydrodynamiques modérées. Ces données indiquent que, d'une manière générale, les équipements de dragage mécaniques ont tendance à entraîner les pertes globales les plus élevées, n'étant rejoints sur ce plan que par les dragues suceuses-porteuses utilisant la surverse. Il faut toutefois noter que les mesures de protection telles que les écrans rapprochés et les systèmes d'étanchéité des bennes permettent de réduire les pertes des dragues mécaniques au niveau de celles occasionnées par les dragues hydrauliques.

Dans le cadre d'un programme de surveillance des activités de dragage réalisées en 1988 aux installations portuaires de MIL Davie inc. à Lauzon et visant l'excavation mécanique et hydraulique de sables et de vases contaminées, la quantité de matériaux perdus a été estimée à 2 p. 100 pour la drague hydraulique et à 6 p. 100 pour la drague mécanique (Robert Hamelin et associés, 1988). Le panache de turbidité qui se formait à proximité immédiate des équipements s'étirait le long du quai, à une distance d'environ 50 mètres de celui-ci et se dispersait rapidement, affichant un facteur de dilution de l'ordre de 8 sur 200 mètres ($112 \text{ mg}/\text{L}$ à $14 \text{ mg}/\text{L}$), atteignant alors des concentrations non statistiquement différentes des valeurs naturelles.

Tableau 5 Estimation de la proportion de matériaux «perdus» par unité de volume dragué

TYPE DE DRAGUE	CAPACITÉ APPROXIMATIVE DE LA DRAGUE		
	GRANDE	MOYENNE	PETITE
	Sédiments perdus, en kg/m ³ dragué		
Suceuse-porteuse (surverse limitée)	Typiquement 15		
Suceuse-porteuse (sans surverse)	Typiquement 7		
Suceuse-porteuse (sans surverse ou ALMOB)	Typiquement 3-5		
Benne preneuse (ouverte, sans écran)	12	17	25
Benne preneuse (fermée, sans écran)	11	14	20
Benne preneuse (fermée, avec écran)	2	3	5
Drague à cuiller	15	20	30
Suceuse-refouleuse à désagrégateur	Environ 6		
Suceuse-refouleuse à désagrégateur (vitesse de déplacement latéral et de rotation réduite)	Environ 3		
Rétrocaveuse (sans écran)	12	17	25
Rétrocaveuse (avec écran)	5	7	10
Drague à tarière horizontale	-	-	5
Drague à tarière horizontale (rythme réduit)	-	-	3
Système Pneuma	Pratiquement nulle		

D'après Kirby et Land, 1991

Dans l'ensemble, la distinction entre les concentrations de MES et le volume global des pertes est importante. Il arrive ainsi qu'une méthode qui génère de faibles concentrations de sédiments en suspension lors de l'enlèvement des matériaux s'avère, à terme, moins favorable qu'une méthode qui entraîne des concentrations plus élevées mais qui, à la faveur d'un rythme d'enlèvement plus rapide, produit en fin de compte la remise en suspension d'une quantité totale moindre de sédiments.

Ainsi, lorsque le rythme d'enlèvement des matériaux est augmenté, certaines dragues qui semblent créer plus de turbidité apparaissent plus «propres» du point de vue environnemental. Par ailleurs, il faut noter que l'ampleur des répercussions est souvent directement reliée à la profondeur à laquelle s'effectue la remise en suspension des sédiments. Si le travail est effectué en milieu où le courant est faible et que la remise en suspension est majoritairement localisée près du fond, un volume important de pertes globales aura très peu de répercussions étant donné la sédimentation rapide des matériaux.

Mesures de mitigation lors du dragage.- Certaines précautions peuvent être prises pour minimiser la mise en suspension de sédiments lorsque des répercussions sont appréhendées. Des informations détaillées sont fournies à ce sujet dans le *Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent* (Centre Saint-Laurent, 1992). La quantité de matériaux mis en suspension dépend souvent du mode d'opération de l'équipement et de l'expérience de l'opérateur. Des précautions et une utilisation bien coordonnée de l'équipement permettent de minimiser les répercussions négatives anticipées. Selon Vellinga (1989a), aucune mesure d'atténuation n'est généralement requise lorsque le dragage porte sur des sédiments de qualité comparable ou meilleure que celle des sédiments transportés dans le secteur par des phénomènes naturels (vents, marée, etc.), lorsqu'aucun élément sensible à proximité immédiate du site des travaux ne le justifie et lorsque la turbidité causée dans ces cas par le dragage est négligeable par rapport à la turbidité générée par les phénomènes naturels.

3.2.2 Mise en suspension lors du rejet en eaux libres.- Lors de rejet en eaux libres, les préoccupations environnementales concernent principalement la partie des matériaux rejetés qui est «perdue», c'est-à-dire celle qui risque de se déplacer à l'extérieur du site de rejet proprement dit. Par ailleurs, étant donné que les contaminants sont généralement liés aux sédiments, notamment aux particules fines,

l'étude de la dispersion des sédiments dans la colonne d'eau permet jusqu'à un certain point de prédire celle des contaminants.

À la fin des années 1960 et au début des années 1970, les inquiétudes sur le plan environnemental suscitées par un trop grand nombre d'incertitudes quant au devenir des matériaux rejetés, ont entraîné une importante réduction de la pratique des rejets en eaux libres. Des recherches furent alors entreprises dans le but de mieux quantifier et modéliser le comportement des matériaux dragués rejetés en eaux libres.

Dans ce contexte, plusieurs études sur le terrain ont été réalisées afin de déterminer le comportement des sédiments rejetés en eaux libres et notamment pour estimer la proportion de ces sédiments pouvant être diffusée sur de grandes distances. Truitt (1988) présente un résumé très complet des diverses publications sur le sujet et pour lesquelles des résultats quantitatifs sont disponibles. Un sommaire des principales données relatives à ces différentes études est fourni au tableau 6. Il faut préciser que toutes ces données proviennent de l'étude du comportement à court terme de matériaux rejetés dans des sites de type non dispersif, c'est-à-dire des sites qui assurent le maintien des matériaux sur le site après leur rejet. Le comportement à long terme de matériaux rejetés dans un site de type dispersif, qui est largement conditionné par les processus d'érosion agissant sur le matériel déposé, n'est pas commenté dans la présente revue (on peut considérer que ce comportement à long terme s'apparentera à celui des particules émises par un diffuseur).

Le comportement des sédiments rejetés d'une barge a été décrit par plusieurs auteurs et, de façon générale, quatre moments ou stades de transport sont identifiés (figure 3).

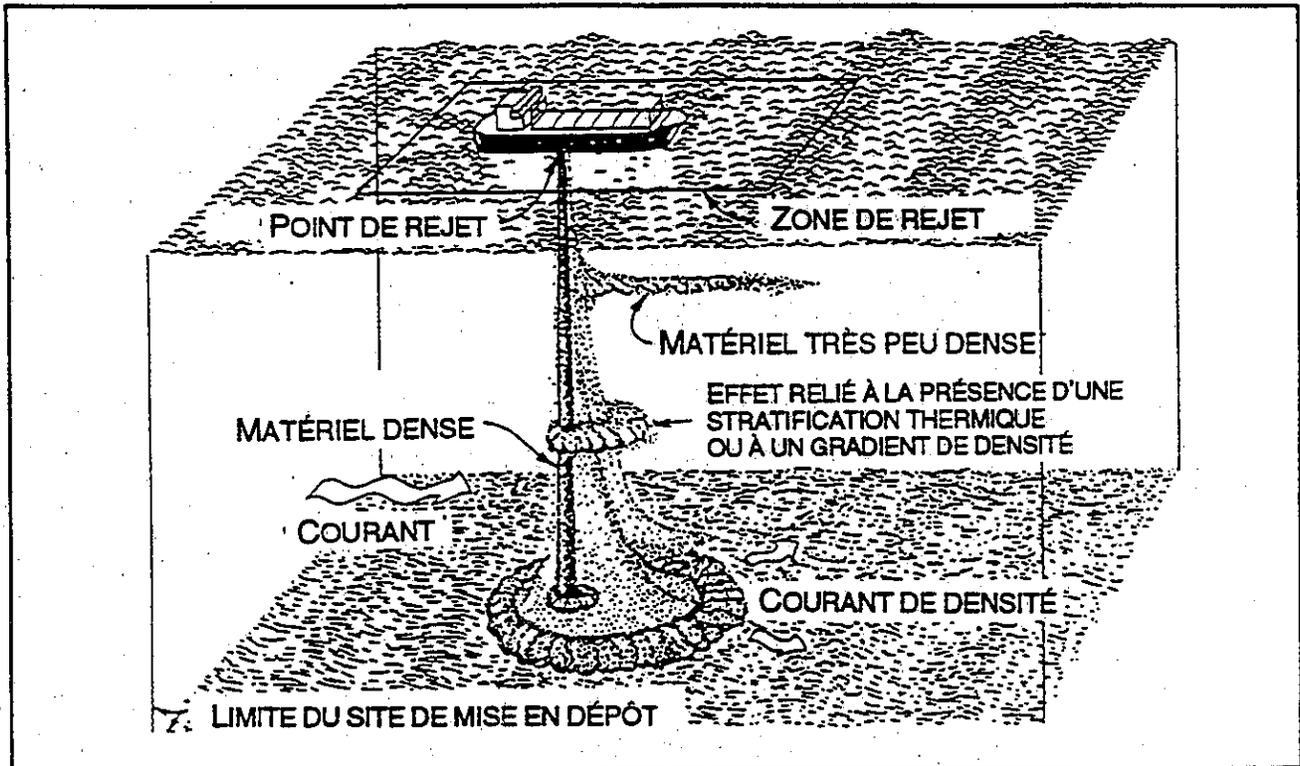
- 1- La descente en masse des sédiments. Mûs par leur masse, les matériaux, qu'ils soient cohésifs ou non, adopteront le comportement actif d'un jet dense sur la première centaine de mètres de leur descente (ou beaucoup plus, suivant leurs caractéristiques). Dans la majorité des cas de rejet en eaux libres, cette phase de descente en masse se poursuivra donc jusqu'à ce que les matériaux touchent le fond. Il faut noter que, en théorie, si la profondeur le permettait, les matériaux pourraient éventuellement entrer dans une phase de sédimentation passive où la vitesse du nuage serait essentiellement fonction de la vitesse de chute intrinsèque des différentes particules qui les composent (Krishnappan, 1975).

Tableau 6 Sommaire des études ayant porté sur le comportement des sédiments durant un rejet en eaux libres

SOURCE	SITE ÉTUDIÉ	PROFONDEUR (m)	COURANTS (cm/sec)	TYPE DE SÉDIMENTS	TYPE DE DRAGUE	TYPE DE LARGAGE	VOLUME PAR REJET (m ³)	TECHNIQUE DE SUIVI	PERTE DANS LA COLONNE D'EAU (% du volume largué)
Gordon (1974)	Long Island Sound	18-20	6-30	Silt-argile	Drague à godet	Barge à fond ouvrant	900-2300	Turbidimètre	1
Susler and Wakeman (1977) Cité dans Truitt, 1988	Carquinez*	14	9-24	Silt-argile	Drague suceuse-porteuse		1000	Turbidimètre et Mesures de MES	1-5
	Ashtabula (Lac Erie)	15-18	0-21	Silt sableux	Drague suceuse-porteuse		690	Turbidimètre et Mesures de MES	1**
Bokuniewicz et al. (1978) Cité dans Truitt, 1988	New York Bight	26	6-24	Silt marin	Drague suceuse-porteuse		6000	Turbidimètre et Mesures de MES	1**
	Saybrook (Long Island Sound)	52	21-70	Silt marin	Drague à godet	Barge à fond ouvrant	1100	Turbidimètre et Mesures de MES	1**
	Eliott Bay	67	0-21	Silt sableux	Drague à godet	Barge à fond ouvrant	380-535	Turbidimètre et Mesures de MES	1**
	Rochester (Lac Ontario)	17-45	0-21	Silt	Drague suceuse-porteuse		690	Turbidimètre et Mesures de MES	1**
Tavlaro (1982) Cité dans Truitt, 1988	New York Bight	15-25	Inconnu	Silt-argile	Drague à godet	Barge à fond ouvrant	1375-3000	Bilan de masse	3,7
Truitt (1988)	Duvernish Waterway	20-21	6	Silt-argile	Drague à godet	Barge à fond ouvrant	840	Mesures de MES et Bilan de masse	2-4

Tiré de Truitt (1988)

* Quelques données provenant d'un autre site ont été incluses par l'auteur
 ** Synthèse de tous les sites rapportés par l'auteur



Tiré de Truitt, 1988

Figure 3 Schématisation du comportement des sédiments au cours d'un rejet en eaux libres

Le matériel pourra également contenir des blocs de matériaux très denses (la proportion des matériaux qui formera ces blocs dépend des propriétés mécaniques des sédiments, notamment le taux d'humidité et la plasticité, et de la manière dont ces propriétés auront été modifiées en cours de dragage).

- 2- La diffusion passive ou à long terme, implique surtout des particules fines qui, lors de la descente, se séparent du jet sous l'action de la turbulence à l'interface de celui-ci avec la colonne d'eau. Cette fraction, constituée de particules fines entraînées sous l'action des courants, est problématique lorsqu'il s'agit du rejet en eaux libres de sédiments contaminés, car les contaminants sont surtout liés aux particules fines.

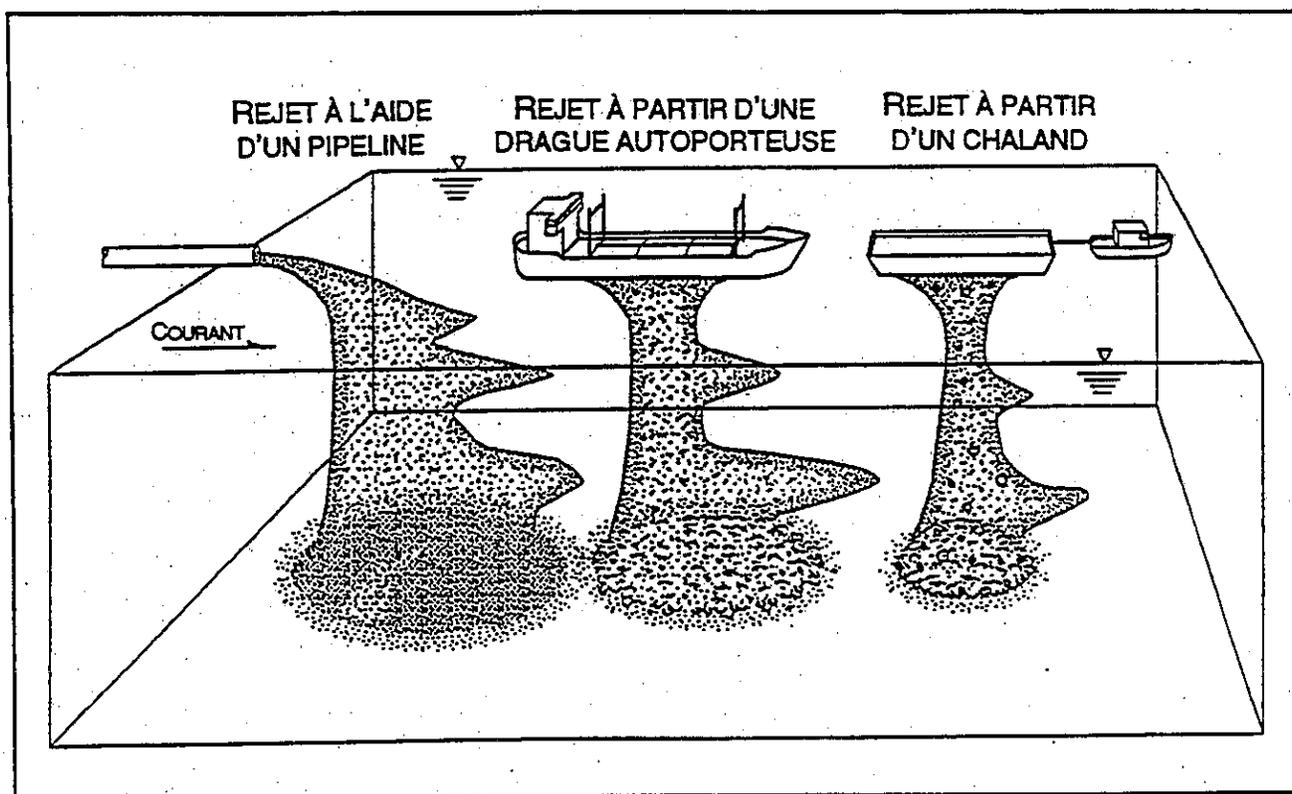
3- L'impact lorsque la masse touche le fond, suivi de la formation d'un courant de densité qui s'étend de façon radiale autour du point d'impact, entraînant tous les matériaux qui ne se sont pas déposés au moment de l'impact. Les matériaux entraînés dans ce courant de densité se mélangent aux couches inférieures de la colonne d'eau, pour ensuite se déposer rapidement lorsque l'énergie est dissipée.

4- La formation d'un monticule et sa consolidation.

Plusieurs facteurs influencent le comportement du matériel rejeté : le type de drague utilisé, le taux de décharge, le contenu en eau du matériel rejeté, les caractéristiques physiques des sédiments telles la granulométrie et la composition minéralogique. L'environnement physique au site de dépôt incluant la profondeur, les courants, les vagues, les marées et les conditions météorologiques, la salinité du milieu récepteur, la présence d'une stratification thermique ou d'un gradient de densité, les caractéristiques des sédiments et la topographie ont aussi une incidence sur le comportement des matériaux dragués faisant l'objet d'un rejet en eaux libres.

La figure 4 (d'après US Army Corps of Engineers et US Environmental Protection Agency, 1992) illustre comment le type d'équipement utilisé lors du transport et du rejet influence le comportement des matériaux rejetés en eau libre.

Il faut noter que la différence observée dans le comportement des sédiments rejetés à partir d'un chaland ou d'une drague autoporteuse n'est pas tellement liée à l'équipement qui assure le transport mais plutôt au type de drague utilisée pour son remplissage et, par là, aux caractéristiques des matériaux transportés. Ainsi, la drague mécanique favorise le remplissage des chalands par des sédiments plus cohésifs et plus denses qui, lorsque rejetés, se dispersent moins. La drague autoporteuse, chargée au moyen d'un équipement hydraulique, contient pour sa part des matériaux comportant une grande proportion d'eau, ce qui contribue à diminuer la densité de l'ensemble de la charge et, en conséquence, favorise une dispersion plus importante lors du rejet. Quant au rejet au moyen d'un pipeline, associé également au dragage hydraulique, il aura tendance à former des nuages beaucoup plus importants de sédiments en suspension.



D'après US Army Corps Engineer et US Environmental Protection Agency, 1992.

Figure 4 **Comportement des sédiments au cours d'un rejet en eaux libres à partir de différents équipements**

Au besoin, la mesure d'atténuation généralement retenue dans ce dernier cas pour réduire la dispersion consistera à utiliser un diffuseur submergé d'une part pour faire en sorte que le point d'introduction du mélange eau-sédiments soit situé le plus près possible du fond et, d'autre part, pour ralentir la vitesse d'introduction du jet dans la colonne d'eau.

L'une des premières études complètes réalisées sur le comportement des sédiments lors d'un rejet en eaux libres est celle de Gordon (1974), dans le détroit de Long Island. Les matériaux dragués étaient composés de 60 à 90 p. 100 de silt et d'argile, la profondeur au site de rejet était de 18-20 m et la vitesse des courants mesurée au fond était de 16-30 cm/s. À l'aide de mesures faites au turbidimètre, Gordon a estimé que moins de 1 p. 100 (voir tableau 6) des matériaux évacués des chalands demeuraient en suspension dans la colonne d'eau. Il conclut également qu'environ 80 p. 100 du volume rejeté se déposait sur le fond dans un rayon de 30 m, proportion qui atteignait 90 p. 100 dans un rayon de 120 m. Le courant de densité qui

provoque la dispersion au fond se confinait dans une couche de 4 à 5 m d'épaisseur, soit environ 20 p. 100 de la profondeur d'eau totale au site de rejet.

Au moyen d'un programme de suivi intensif, Sustar et Wakeman (1977, cités dans Truitt, 1988) obtiennent des résultats similaires. Des concentrations élevées de matières en suspension sont mesurées dans une couche de 1,8-2 m à partir du fond, ce qui correspond à 15 p. 100 de la profondeur totale au site de rejet, alors que la quantité totale de solides en suspension mesurée dans les couches supérieures de la colonne d'eau varierait entre 1 p. 100 et 5 p. 100 du volume total déchargé (voir tableau 6). En outre, ce rapport suggère que les sédiments observés en surface proviennent en majorité de débordements du chaland lors des manoeuvres ou de la perturbation du jet par les mouvements de la barge.

Bokuniewicz *et al.* (1978, cités par Truitt, 1988), en effectuant la synthèse de nombreux travaux sur le terrain, rapportent également que les concentrations significatives de matières en suspension se retrouvent dans une couche bien définie près du fond. Ils concluent que la quantité de sédiments en suspension transportés dans la partie supérieure de la colonne d'eau est minime (moins de 1 p. 100 dans la majorité des cas, voir tableau 6). Ils confirment par ailleurs que l'épaisseur du courant de densité dépend de la profondeur au site de rejet. Ces auteurs ont aussi étudié les effets des courants locaux au site de rejet : en raison des grands volumes d'eau entraînés par le jet, ils constatent que celui-ci acquiert, en descendant, la vitesse latérale des courants de la colonne d'eau réceptrice. Ceci a pour effet de déplacer le point d'impact de façon prévisible, sans toutefois entraîner d'augmentation de la dispersion, de perturbation du jet ni de perte additionnelle de matériaux.

Wilber (1992b) observe aussi que l'augmentation des matières en suspension dans la colonne d'eau, lors du rejet de sédiments composés à 40 p. 100 de sable et 50 p. 100 de silt, est généralement confinée à la zone même du dépôt et à une zone tampon d'environ 500 mètres, et que cela a très peu d'effet sur la teneur en oxygène dissous.

Par ailleurs, Vale *et al.* (1989) observent que sur le plan de la turbidité, il n'y a pas d'effet à long terme lié au rejet en eaux libres de sédiments dans l'estuaire du Tage, les variations naturelles dépassant largement toute variation qui pourrait avoir été induite par la mise en dépôt. Quant à la contamination par les sédiments dragués, selon cet auteur, elle vient s'ajouter à une série de phénomènes naturels, notamment les tempêtes et les courants qui entraînent une resuspension presque permanente des

contaminants, et aux autres sources anthropiques de rejet de contaminants dans le secteur.

Tavolaro (1982 et 1984, cité dans Truitt, 1988) a utilisé quant à lui une approche par bilan massique pour évaluer les pertes dans la colonne d'eau. Il a comparé la bathymétrie au site de rejet avant et après le déversement. Il conclut que seulement 3,7 p. 100 de la masse totale rejetée est «perdue» dans la colonne d'eau.

Tout en obtenant des résultats similaires (matériaux déposés dans un rayon de 30 m et proportion perdue de 2 à 4 p. 100 dans la colonne d'eau, voir tableau 6), Truitt (1986) démontre que le fait de rejeter les sédiments dans un site présentant une dépression (dont le niveau est inférieur au fond environnant), permet de limiter l'expansion du courant radial de turbidité. En effet, au-delà de 30 m du point d'impact, les concentrations du courant de densité représentent de 5 à 10 p. 100 du matériel original, alors que Gordon (1974) avait mesuré des valeurs équivalentes à 20 p. 100 sur un fond uniforme.

Truitt (1988) cite plusieurs autres auteurs qui ont évalué les pertes de matériaux lors de rejets en eaux libres mais sans donner les détails de leurs analyses. Dans tous les cas, les quantités «perdues» dans la colonne d'eau sont considérées comme minimales. Il conclut sa synthèse en indiquant que les impacts à court terme du rejet de sédiments en eaux libres sont confinés à une couche bien définie près du fond, dont l'épaisseur initiale est fonction de la profondeur au site de rejet. On observe dans la plupart des cas que l'épaisseur du courant de densité atteint de 15 à 20 p. 100 de la profondeur d'eau, quoique cela n'ait pu être observé dans les sites où la profondeur dépassait 60 à 70 m. Au-dessus de cette couche de fond, Truitt (1988) indique que les concentrations de sédiments en suspension sont moindres par un facteur de un à deux ordres de grandeur et que les quantités totales de solides dispersés sur de plus longues distances dans la colonne d'eau représentent de 1 p. 100 à 5 p. 100 de l'ensemble des matériaux déversés. Il indique également que tout programme de suivi qui vise à déterminer le sort des matériaux rejetés devrait, dans la mesure du possible, prévoir des bilans de masse et ne pas s'appuyer seulement sur des bilans en termes de volumes.

Quelques suivis de rejets en eaux libres ont été réalisés au cours des dernières années dans le Saint-Laurent.

Ainsi, lors de la construction du Port de Pointe-Noire dans la baie de Sept-Îles, un important volume de matériaux fins a été dragué tout au long de l'été 1984 au moyen d'une drague hydraulique à désagrégateur et les matériaux étaient rejetés en

eaux libres au moyen d'une pipeline dans la baie de Sept-Îles. Le suivi environnemental de ce projet a indiqué que la turbidité était plus élevée à mi-profondeur et surtout près du fond et qu'elle s'étendait sur plus de 2,5 km vers l'est. Des relevés bathymétriques ont permis de constater qu'il y avait une accumulation des matériaux dragués sur une épaisseur maximale de 1,5 m dans la zone immédiate du point de rejet (Roche Itée, 1984).

Lors d'un suivi effectué dans la Baie des Chaleurs, Bergeron *et al.* (1990) ont observé que des sédiments, constitués de sable très fin et comportant moins de 10 p. 100 de limon-argile, ont montré une bonne cohésion et ont sédimenté rapidement après leur rejet en eaux libres par des chalands. Le panache de dispersion au fond ne s'est pas étendu à plus de 150 m du point d'impact et de 50 à 70 p. 100 des matériaux ont sédimenté au site même du rejet. Les auteurs indiquent que la réduction maximale de turbidité a été de 47,2 p. 100 à moins de 50 m du site de rejet (par rapport aux valeurs naturelles), que la dimension apparente du panache était inférieure à 20 mètres et que la dispersion presque complète s'effectue à l'intérieur d'une distance de 1,8 km du site de rejet dans la direction des courants dominants.

Enfin, lors d'un dragage mécanique de 85 000 mètres cubes de sédiments effectué au Port de Québec en 1983, les matériaux ont été rejetés en eaux libres, à proximité du diffuseur d'eaux usées de la Communauté urbaine de Québec, au centre du fleuve. Les sédiments étaient constitués de matériaux fins et de débris organiques divers; leur qualité chimique était passable. Le suivi environnemental de ce rejet en eaux libres à l'aide de barges a été réalisé et les zones sensibles qui ont alors été examinées et échantillonnées étaient localisées à 800 mètres et plus du site de rejet (Laboratoire de Génie Sanitaire du Québec inc., 1984). Au cours de ce suivi, plusieurs échantillons ont été recueillis pendant et après les activités de rejet et les résultats obtenus n'ont pas permis de relier les activités de dragage et de rejet à une quelconque augmentation ou diminution significative pour tous les paramètres mesurés.

3.3 Répercussions associées aux sédiments mis en suspension

Selon les équipements de dragage utilisés, les quantités de sédiments mis en suspension et les conditions hydrodynamiques au site de dragage et de rejet, des panaches de turbidité sont susceptibles de se former sur de plus ou moins grandes superficies. Cependant, en un point donné, l'élévation de la turbidité est généralement de courte durée, variant de quelques minutes à quelques heures. Les effets de la mise

en suspension de sédiments dépendent de la quantité en cause et de leur granulométrie, de la rapidité de dispersion dans le milieu et de la vulnérabilité des ressources sensibles présentes dans le milieu.

Sur le plan biologique, les principales répercussions de la mise en suspension des sédiments ont trait à la turbidité elle-même ainsi qu'à la redéposition de ces sédiments.

3.3.1 Hausse de la concentration de matières en suspension.- Les effets de la turbidité et des matières en suspension varient selon les espèces animales et végétales et leur stade de développement ainsi que selon les caractéristiques du milieu dans lequel les hausses se produisent. De façon générale, des organismes qui subissent régulièrement des hausses de turbidité attribuables à des causes naturelles résistent plus facilement aux hausses générées par les activités de dragage. Il importe en effet de mentionner que les phénomènes naturels entraînent des hausses de turbidité et des augmentations du taux de matières en suspension comparables à celles causées par des activités de dragage (Kirby et Land, 1991). Ainsi, les tempêtes, les inondations et les grandes marées sont autant de phénomènes naturels qui entraînent des hausses de turbidité importantes, puisqu'ils peuvent se produire sur des superficies beaucoup plus vastes et s'étendent parfois sur des périodes plus longues que les activités de dragage.

Les activités de navigation sont également une autre source de mise en suspension de grandes quantités de sédiments, notamment lors de manoeuvres d'approche et d'accostage dans les zones portuaires (Pennekamp *et al.*, 1991). Des études récentes menées aux Pays-Bas indiquent que les projets de dragage constituent des activités très ponctuelles dont les effets sont généralement peu importants lorsqu'ils sont insérés dans un contexte plus global et qu'ils sont comparés, par exemple, à l'augmentation de turbidité liée aux phénomènes naturels ou à la navigation dans les zones peu profondes. Il sera souvent même difficile de distinguer les effets attribuables aux activités de dragage de ceux résultant des processus naturels ou des activités normales de navigation dans le secteur concerné (Raymond, 1984). Dans plusieurs cas, une partie de la turbidité mesurée au cours d'activités de dragage serait due en réalité aux manoeuvres et aux déplacements des bateaux utilisés pour réaliser le dragage (Pennekamp *et al.*, 1991).

Par ailleurs, il faut noter que les organismes mobiles peuvent éviter la zone d'intervention pendant les travaux alors que les animaux et les plantes attachés au

substrat doivent subir les perturbations du milieu. L'ampleur des répercussions est généralement liée d'une part à l'importance de la dégradation de la qualité de l'eau (par rapport aux variations rencontrées à l'état naturel) et d'autre part, à la présence de zones importantes pour la faune ou d'habitats particuliers (frayères, zones d'herbiers, etc.).

Une dégradation importante du milieu due à une mise en suspension de sédiments typique des activités de dragage est peu probable et ce, même si de grandes quantités de sédiments contaminés sont dragués (Peddicord, 1980). En effet, les niveaux de turbidité engendrés par les activités de dragage sont bien en-deçà des seuils de létalité pour la plupart des espèces et, surtout, s'étendent sur des périodes moins longues que les durées d'exposition reconnues comme létales pour les larves et les adultes.

Les coulées de boues qui se produisent occasionnellement lors de l'effondrements des talus qui limitent les aires draguées peuvent éventuellement causer des mortalités, et leur effet est pire lorsque les sédiments sont contaminés (Peddicord, 1980). Il importe donc d'ajuster les pentes de ces talus en fonction de la stabilité des matériaux qui font l'objet du dragage.

3.3.1.1 EFFETS SUR LA PRODUCTION PRIMAIRE.- Selon les travaux de Munawar *et al.* (1989), la turbidité ne semble pas être un facteur limitant la production primaire car le plancton est relativement mobile et peut se déplacer dans la colonne d'eau pour obtenir de bonnes conditions de luminosité. Il est peu probable que les projets de dragage réalisés dans le Saint-Laurent ou les Grands Lacs aient des effets importants sur la production primaire.

3.3.1.2 EFFETS SUR LES INVERTÉBRÉS.- En ce qui concerne les invertébrés, notamment les mollusques et les crustacés, Appleby et Scarrat (1989) ont relevé dans la documentation que la tolérance des organismes varie beaucoup en fonction des espèces et du type de particules mises en suspension, la seule règle générale étant que les oeufs et les larves semblent plus vulnérables. Selon eux, les mortalités chez les invertébrés, quoique rares, sont principalement associées à la redéposition des sédiments et non à la turbidité elle-même. La redéposition des sédiments a pour effet d'ensevelir les organismes et d'introduire des délais dans la fixation des larves à cause de la modification du substrat. Ainsi, chez le Homard, la présence de sédiments peut retarder ou affecter l'installation des larves sur le substrat (Elner et Hamet, 1984). Ces

conclusions démontrent l'importance de bien choisir le site de dépôt en tenant compte de la présence possible d'espèces vulnérables.

Chez les mollusques à siphon, on note une diminution de la fréquence respiratoire lorsque les conditions se détériorent, ce qui indique que, bien que sessiles, ces organismes jouissent de mécanismes de protection leur permettant de tolérer temporairement des conditions défavorables.

Le tableau 7 présente quelques résultats de déterminations expérimentales des effets des matières en suspension sur les mollusques et les crustacés (d'après une revue documentaire effectuée par Palermo *et al.*, 1990). Dans l'ensemble, ces données indiquent que la majorité des concentrations et des durées d'exposition rapportées comme étant nuisibles pour les mollusques et les crustacés étaient beaucoup plus élevées que les concentrations et les durées d'exposition généralement associées aux activités de dragage. Palermo *et al.* (1990) concluent que les mollusques et les crustacés habitant les estuaires montrent une tolérance à des concentrations de sédiments en suspension bien supérieures à celles générées par des activités de dragage et qu'il est très peu probable que ces organismes soient affectés significativement par les hausses temporaires et locales de matières en suspension occasionnées par les activités de dragage.

3.3.1.3 EFFETS SUR LES POISSONS.- En ce qui concerne les poissons, les effets de concentrations élevées de matières en suspension sont de deux types : effets directs sur les organismes en présence (colmatage des branchies, abrasion de membranes, effets sur la croissance et la survie des oeufs et des larves, effets sur le régime alimentaire, la reproduction et la migration, ainsi que les effets synergiques); effets indirects (dégradation des lits de fraie et disparition de sources de nourriture - benthos et plancton).

La vulnérabilité des poissons varie en fonction des espèces mais également en fonction du stade de développement considéré. Il semble par exemple que les sédiments en suspension inhibent l'alimentation des larves chez le Hareng (Messieh *et al.*, 1991). Les études démontrent cependant la plupart du temps une bonne tolérance (qualifiée de modérée à extrême) des poissons à une concentration élevée de sédiments en suspension.

Tableau 7 Résultats de déterminations expérimentales des effets des matières en suspension sur les mollusques et crustacés

ESPÈCE	STADE	MATIÈRES EN SUSPENSION (mg/L)	DURÉE DE L'EXPOSITION	TYPE DE SÉDIMENTS	EFFET OBSERVÉ
Huître américaine	Oeufs	188	Non spécifiée	Silt naturel	22 % de développement anormal
		250	Non spécifiée	Silt naturel	27 % de développement anormal
		375	Non spécifiée	Silt naturel	34 % de développement anormal
		1000	Non spécifiée	Artificiel	Pas d'effet significatif
	Larves	2000	Non spécifiée	Artificiel	Pas d'effet significatif
		750	12 jours	Silt naturel	31 % de mortalités
		2000	12 jours	Artificiel	20 % de mortalités
	Adultes	500	Non spécifiée	Artificiel	78 % de mortalités
		4000-32 000	Longue période	Non spécifié	Domageable
		100-700	Non spécifiée	Vase	Pas d'effet
		100-4000	Non spécifiée	Silt	Réduction des activités de pompage
Pabourde (Hard clam)	Oeufs	750	Non spécifiée	Silt naturel	8 % de développement anormal
		1000	Non spécifiée	Silt naturel	21 % de développement anormal
		1500	Non spécifiée	Silt naturel	35 % de développement anormal
		125	Non spécifiée	Artificiel	18 % de développement anormal
		125	Non spécifiée	Artificiel	25 % de développement anormal
		4000	Non spécifiée	Artificiel	31 % de développement anormal
	Larves	1000	Non spécifiée	Silt naturel	Pas d'effet significatif
		500	12 jours	Artificiel	50 % de mortalités
		50 000	200 h	Artificiel	LC50
		21 500	21 jours	Naturel (contaminé)	20 % de mortalités
Crabre (Dungeness crab)	Adultes	3500	21 jours	Naturel (contaminé)	LC10
		2000-20 000	25 jours	Naturel	Pas de mortalité sous 4300 mg/L 38 % de mortalités à 9200 mg/L anomalies entre 1800 et 4300 mg/L
	Juvéniles				
Moule bleue	Subadultes	100 000	5 jours	Artificiel	10 % de mortalités
		100 000	11 jours	Artificiel	10 % de mortalités
	Adultes	96 000	200 h	Artificiel	LC50

D'après une revue de documentation effectuée par Palermo et al., 1990.

Le tableau 8 présente les concentrations de matières en suspension auxquelles sont associés des effets spécifiques pour diverses espèces de poissons et pour divers stades de développement, d'après la revue de documentation effectuée par Palermo *et al.* (1990). Il faut enfin noter que Appleby et Scarrat (1989), classant la tolérance des espèces selon leur stratégie d'alimentation ou leur type d'habitat, déduisent que les poissons filtreurs sont moins tolérants que les autres espèces et que les espèces vivant dans les eaux claires sont en général moins tolérantes que les espèces habitant des eaux naturellement turbides.

De la même façon, les espèces estuariennes apparaissent en général beaucoup plus tolérantes à des conditions de turbidité élevée. Il convient donc de comparer la concentration de sédiments en suspension observée lors des activités de dragage et de relargage avec les écarts naturels au site, en tenant compte des échelles de temps et d'espace et des phénomènes naturels ou anthropiques qui causent une élévation de la turbidité.

Palermo *et al.* (1990) et Appleby et Scarrat (1989) suggèrent que des concentrations de sédiments en suspension de 500 mg/L et même de 1000 mg/L à 500 m de la drague peuvent être considérées comme sécuritaires pour les poissons, d'autant plus que ce sont des organismes mobiles qui peuvent éviter les conditions défavorables.

Bien peu de travaux ont été réalisés afin d'évaluer dans quelle mesure les activités de dragage et de rejet des matériaux dragués modifient les couloirs et les habitudes de migration des poissons. Bien que pas très détaillées, les études effectuées par Palermo *et al.* (1990) ne permettent pas de conclure que les travaux de dragage ont des répercussions importantes sur la migration des poissons. De Groot (1980) rapporte que les Harengs adultes évitent les solides en suspension; la concentration limite serait de 19 ± 5 mg/L pour les sédiments fins et de 35 ± 5 mg/L pour les matériaux plus grossiers contenant 30 p. 100 de sables (Wildish *et al.*, 1977).

Appleby et Scarrat (1989) remarquent par ailleurs que les mortalités observées en cas de concentrations élevées de sédiments en suspension sont habituellement liées à un manque d'oxygène. Ainsi, une élévation de la turbidité aura des effets plus importants si elle s'accompagne d'une baisse de la teneur en oxygène dissous, condition associée notamment au dragage de sédiments à forte teneur en matière organique.

Tableau 8 Résultats de déterminations expérimentales des effets des matières en suspension sur les poissons

ESPÈCE	STADE	MATIÈRES EN SUSPENSION (mg/L)	DURÉE DE L'EXPOSITION	TYPE DE SÉDIMENTS	EFFET OBSERVÉ
Perchaude	Oeufs	500	Non spécifiée	Naturel	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion; délai dans le temps d'éclosion à des expositions d'environ 100 mg/L
		50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion à toutes les concentrations testées
Bar-perche	Oeufs	500	Non spécifiée	Naturel	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion; délai dans le temps d'éclosion à des expositions d'environ 100 mg/L
		50-5250	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion; délai dans le développement à > 1500mg/L
		50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Effet significatif sur le succès d'éclosion à 1000mg/L mais pas au-dessous
Bar rayé	Oeufs	500	Non spécifiée	Naturel	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion; délai dans le temps d'éclosion à des expositions d'environ 100 mg/L
		20-2300	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion; délai dans le développement à > 1300mg/L
		50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Effet significatif sur le succès d'éclosion à 1000 mg/L mais pas au-dessous
Gaspareau	Oeufs	500	Non spécifiée	Naturel	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion; délai dans le temps d'éclosion à des expositions d'environ 100 mg/L
		50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion à toutes les concentrations testées
Hareng de l'Atlantique	Oeufs	5-300	10 jours	Naturel	Pas d'effet sur le développement ni l'éclosion
		500	2 h	Naturel	Pas d'effet sur le développement ni l'éclosion
Alose d'été	Oeufs	50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion à toutes les concentrations testées
		50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion à toutes les concentrations testées
Alose savoureuse	Oeufs	50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion à toutes les concentrations testées
		50-5000	Non spécifiée	Naturel (fin)	Pas d'effet significatif sur le succès d'éclosion à toutes les concentrations testées
Bar-perche	Larves	1626-5380	24-48 h	Naturel (fin)	15-49 % de mortalités
		1557-5210	24-48 h	Naturel (fin)	20-57 % de mortalités
Perchaude	Larves	50-1000	2-3 jours	Naturel	Survie significativement réduite à > 500 mg/L
		50-1000	4 jours	Naturel	Survie significativement réduite à > 500 mg/L
Gaspareau	Larves	50-1000	4 jours	Naturel	Survie significativement réduite à > 100 mg/L
		50-1000	4 jours	Naturel	Survie significativement réduite à > 100 mg/L

Tableau 8 (suite)

ESPÈCE	STADE	MATIÈRES EN SUSPENSION (mg/L)	DURÉE DE L'EXPOSITION	TYPE DE SÉDIMENTS	EFFET OBSERVÉ
Spot (espèce non précisée)	Adultes	13 090	24 h	Artificiel	LC10
		68 750	24 h	Naturel	LC10
Fondule barré	Adultes	23 770	24 h	Artificiel	LC10
		97 200	24 h	Naturel	LC10
Choquemort	Adultes	24 470	24 h	Artificiel	LC10
		300 000	24 h	Silt naturel	Aucune mortalité
Capucette	Adultes	580	24 h	Artificiel	LC10
Anchois (Bay anchovy)	Adultes	2300	24 h	Artificiel	LC10
Bar-perche	Adultes	9970	24 h	Naturel	LC10
		3050	24 h	Artificiel	LC10
Bar rayé	Subadultes	4000	21 jours	Naturel	LC10
Tanche-taotogue (Cunner)	Adultes	133 000	12 h	Silt naturel	Limite de tolérance médiane
		100 000	24 h	Silt naturel	Limite de tolérance médiane
		72 000	48 h	Silt naturel	Limite de tolérance médiane
		100 000	24 h	Silt naturel	Limite de tolérance médiane
Spare tête de mouton (Sheepshead minnow)		300 000	24 h	Silt naturel	Moins de 30 % de mortalités
		52 000	24 h	Silt naturel	Limite de tolérance médiane

D'après une revue de documentation effectuée par Palermo *et al.*, 1990.

Drinnan et Bliss (1986) indiquent également que la majorité des poissons tendent à éviter les zones touchées par des opérations de dragage et que les répercussions du dragage sont généralement très mineures étant donné que plusieurs espèces ont des oeufs et des larves pélagiques. Les auteurs notent cependant que certaines espèces peuvent être plus sensibles; c'est le cas par exemple du Hareng, qui dépose ses oeufs sur le fond, et du Lançon, qui s'enfouit dans le substrat.

3.3.2 Comportement des contaminants.- Selon les conditions régnant dans le milieu ambiant et leurs caractéristiques propres, les sédiments constituent un «compartiment» environnemental qui tend à recueillir et à accumuler les éléments ou composés chimiques qui sont introduits dans le milieu aquatique sous forme dissoute ou sous forme particulaire. Ces substances chimiques peuvent se retrouver en solution dans l'eau surnageante immédiatement au-dessus des sédiments ou dans l'eau interstitielle ou encore elles peuvent être liées aux particules solides par différents liens physiques ou chimiques. Les sédiments peuvent donc présenter un risque pour l'environnement dans la mesure où les contaminants qu'ils renferment sont biodisponibles et peuvent être assimilés par les plantes ou les organismes aquatiques soit directement à partir de l'eau surnageante ou interstitielle ingérée ou prise en charge par les plantes, soit par contact direct de l'eau ou des sédiments avec les racines des plantes ou les surfaces respiratoires ou épidermiques des animaux ou encore soit lors du passage des sédiments dans le tractus intestinal des animaux filtreurs ou décomposeurs.

La contamination des sédiments est très souvent la résultante des phénomènes de sorption, c'est-à-dire de l'affinité des polluants pour les particules à granulométrie fine comme le silt, l'argile et la matière organique. Lorsque les sédiments sont brassés, soit naturellement sous l'action des courants, des vents et des marées, soit artificiellement par la circulation maritime ou lors des activités de dragage, une partie de la matière solide est mise en suspension dans la colonne d'eau et, du même coup, les polluants adsorbés ou absorbés sont mis en circulation. Il faut toutefois noter que d'une manière générale, les polluants resteront fixés aux particules et qu'ils n'auront pas tendance à se dissoudre lors de ces brassages, à moins que les conditions physico-chimiques et l'activité microbiologique de la colonne d'eau ne soient modifiées de façon importante.

On distingue deux principaux types de polluants associés aux sédiments : les substances inorganiques, dont les métaux, et les substances organiques, tels les BPC ou les HAP.

3.3.2.1 MÉTAUX.- Les métaux se trouvent naturellement dans l'environnement aquatique ou terrestre à des concentrations plus ou moins grandes et sous des formes chimiques très variées. Il est donc normal de trouver des métaux dans les sédiments; ce n'est que lorsque leurs concentrations dépassent les seuils naturels qu'ils sont qualifiés de «contaminants». Les métaux sont souvent intégrés à la matrice des particules, c'est-à-dire qu'ils sont incorporés à la structure minérale elle-même, et sous cette forme, ils sont inoffensifs puisque non assimilables. Mais les métaux peuvent aussi être liés aux particules en suspension ou aux sédiments par une variété de liaisons chimiques ou physiques. C'est généralement sous cette forme liée que les métaux contribuent à la contamination des sédiments, c'est-à-dire au dépassement des concentrations naturelles.

Selon Calmano et al. (1993), plus de 90 p. 100 de la charge en métaux lourds dans l'écosystème aquatique est généralement liée aux matières en suspension et aux sédiments et le type et la stabilité de la liaison de même que la forme chimique influencent la biodisponibilité des métaux.

Jaagumagi (1992) a réalisé une excellente synthèse de la disponibilité des métaux lourds dans les sédiments :

- **Mercur**e - Dans le milieu aquatique, le mercure est généralement adsorbé sur la matière organique. Il peut exister sous trois formes : élémentaire, Hg^+ et Hg^{2+} . Dans les eaux naturelles et à potentiel d'oxydo-réduction peu élevé, la forme Hg^{2+} est dominante. Les deux formes oxydées du mercure (Hg^+ et Hg^{2+}) peuvent être méthylées par les microorganismes en conditions aérobies et anaérobies. Toutefois, le taux de production de méthylmercure augmente lorsque la teneur en oxygène diminue dans le milieu. Par ailleurs, la solubilisation et la méthylation sont plus élevées en conditions acides. Les formes méthylées de mercure sont généralement les plus biodisponibles et le taux de bioaccumulation et de bioconcentration des formes organiques du méthylmercure sont relativement élevés.
- **Cuivre** - Le cuivre en milieu aquatique se présente sous quatre formes, dont les plus communes sont Cu^+ et Cu^{2+} . Dans les eaux naturelles, le

cuivre est l'objet de réactions complexes et peut être présent en solution sous forme ionique ou complexé à des ligands organiques ou inorganiques. En conditions réductrices, dans les sédiments, il se présente principalement complexé aux sulfures et se trouve donc ainsi immobilisé. En conditions oxydantes, il est surtout lié à la matière organique ou aux hydroxydes de fer et de manganèse. La dissociation du cuivre des sédiments peut s'opérer par échange ionique, par solubilisation de la matrice (dans le cas des hydroxydes de fer ou de manganèse) ou par décomposition de la matrice (dans le cas de la matière organique). Le cuivre est un élément essentiel au maintien de la vie et il est rapidement accumulé par les organismes aquatiques. Il n'existe pas de preuves de bioaccumulation ou de bioamplification pour ce métal.

- **Zinc** - Le zinc se présente sous forme de Zn^{2+} dans le milieu aquatique et se lie aux composés organiques. À pH neutre, il se combine, dans les sédiments, aux hydroxydes de fer et de manganèse, aux argiles et à la matière organique. À un pH inférieur à 6,0, il est très peu adsorbé. Sa présence dans l'eau interstitielle des sédiments semble être contrôlée par la solubilité des hydroxydes de fer et de manganèse dans les couches oxydées et par les sulfures dans les couches réduites. Dans les sédiments oxydés fins, il est adsorbé à la matière organique. Le zinc est un élément essentiel au maintien de la vie et sa prise en charge par les organismes aquatiques semble dépendre des concentrations ambiantes. Il semble s'accumuler chez certaines espèces mais il n'existe pas de preuves de bioaccumulation ou de bioamplification pour ce métal.
- **Plomb** - Dans les sédiments, la plus grande partie du plomb se trouve associée aux hydroxydes de fer et de manganèse. Dans la portion oxydée, il est fortement lié à ces hydroxydes et à la matière organique alors qu'en conditions réductrices, il peut être transféré à la colonne d'eau ou former des sulfures lorsque les hydroxydes de fer et de manganèse se dissolvent. Le plomb peut être bioaccumulé par les organismes aquatiques sous forme de Pb^{2+} . Un pH faible (moins de 6,0) favorise la bioaccumulation, possiblement à cause de la plus grande disponibilité du plomb bivalent en milieu acide.
- **Cadmium** - Le cadmium peut exister sous forme d'ions libres dans l'eau interstitielle ou complexé à d'autres fractions des sédiments. Le cadmium

est bioaccumulable et sa biodisponibilité est fonction du pH, du potentiel redox (Eh), de la dureté de l'eau et de la présence d'autres agents complexants. Sa prise en charge par le biote dépendrait de la disponibilité des ions libres et de la force des liaisons qui le retiennent aux sédiments. Des études suggèrent qu'il peut séjourner longtemps dans les tissus des organismes vivants.

- **Chrome** - En milieu aquatique, le chrome est présent sous les formes Cr^{3+} et Cr^{4+} . En conditions anaérobies, Cr^{4+} est réduit en Cr^{3+} . Cr^{4+} est plus facilement biodisponible que Cr^{3+} , et il est considéré comme la forme la plus toxique. Il n'y a pas d'évidence de bioaccumulation ou de bioamplification du chrome dans les maillons de la chaîne alimentaire.
- **Nickel** - En milieu aquatique, le nickel se présente principalement sous forme de Ni^{2+} . À pH neutre, le nickel présent dans les sédiments se lie aux hydroxydes de fer et de manganèse. En conditions anaérobies, il peut former des complexes insolubles avec les sulfures. Il peut être bioaccumulé par certains organismes.

Les processus de mobilisation et d'immobilisation des métaux dans les sédiments sont donc régis par les caractéristiques de l'environnement physico-chimique, notamment le pH, le potentiel redox et la salinité; par les propriétés des sédiments, telles la quantité d'argile, la teneur en matière organique, la quantité et le type de cations et d'anions, la quantité de fer et de manganèse potentiellement réactifs; et par l'activité microbiologique. Lorsque cet environnement est perturbé par l'excavation, le rejet ou la mise en dépôt des sédiments, les processus qui influencent la mobilisation ou l'immobilisation des métaux liés aux sédiments sont affectés. Dans certains cas, un relargage s'effectue et donne lieu à la mobilisation d'une nouvelle forme chimique. Dans d'autres cas, c'est une immobilisation accrue qui est favorisée.

Le matériel sédimentaire fin qui est le plus souvent extrait lors des activités de dragage est riche en matière organique et en argile; il est habituellement dépourvu d'oxygène et peut contenir des quantités appréciables de sulfures. Sous de telles conditions anoxiques, les composés de métaux lourds, et en particulier les formes sulfurées, sont habituellement stables. Le rejet en eaux libres de ces sédiments dans un site non dispersif maintient généralement les conditions réductrices et le pH neutre qui caractérisaient les matériaux avant le dragage et continue de favoriser l'immobilisation des métaux.

En contrepartie, certains sédiments non calcaires et contenant du fer réactif et des composés de sulfures réduits peuvent devenir modérément et même fortement acides dans les conditions d'oxydation qui accompagnent l'assèchement et l'égouttement lors d'une mise en dépôt terrestre. Cet environnement offre un potentiel élevé de mobilisation des métaux. Ainsi, lorsque des sédiments anoxiques sont exposés à l'air libre, les conditions redox sont changées et il se produit une transformation dans la forme des liens des métaux lourds qui en rendent certains plus disponibles.

Les nouveaux environnements de mise en dépôt peuvent donc offrir un potentiel de mobilisation élevé à des métaux potentiellement toxiques lorsque les conditions environnementales sont changées. Les sédiments peuvent alors présenter un risque qui doit être évalué en fonction de la présence et de l'exposition des populations biologiques et des habitats présents dans ou à proximité des nouveaux milieux de mise en dépôt.

Dans une étude menée en laboratoire, Gambrell *et al.* (1991) ont cherché à mettre en évidence les facteurs qui affectent la solubilisation des métaux. Les résultats de ces essais sont présentés au tableau 9. Ils suggèrent que des quantités significatives de cadmium et de zinc peuvent être mises en solution dans des conditions oxydantes et modérément acides. D'une façon générale, ces données tendent à indiquer que, sous les conditions très anaérobiques et légèrement basiques qui caractérisent les sédiments en conditions naturelles, les contaminants métalliques sont effectivement bien immobilisés. Par contre, des conditions de forte acidité et d'oxydation sont susceptibles d'engendrer la solubilisation de certains métaux.

Les expériences menées par Calmano *et al.* (1993) montrent également que l'oxydation de sédiments anoxiques entraîne la remobilisation de certains métaux et la ré-adsorption par les composantes du milieu, notamment sur les parois cellulaires des algues. Le rôle dominant de la matière organique dans l'établissement des liens avec les métaux, notamment pour le Cd et Cu, a une grande importance en regard du transfert de ces éléments dans les systèmes biologiques.

Dans l'ensemble, les liens des métaux avec les sulfures et la matière organique sont relativement stables lorsque le pH et le potentiel redox (Eh) sont stables. Toutefois, au contact de l'oxygène, les sédiments sont oxydés et les composés sulfurés sont dissous. Une partie des métaux est donc solubilisée (à l'exception de l'arsenic, qui devient moins biodisponible quand les sédiments s'assèchent et s'oxydent). Selon les conditions chimiques particulières à chaque cas, certains métaux

restent en solution et certains sont ré-adsorbés sur les hydroxydes de fer fraîchement précipités et sur les oxyhydrates formés durant le processus d'oxydation. À ce moment, il peut également se produire des transferts vers d'autres composantes du milieu (p. ex., les algues). Le tableau 10 présente un résumé des réactions des métaux dans un milieu qui subit des transformations chimiques.

Tableau 9 Effets du pH, du potentiel redox et de la salinité sur la dissolution des métaux dans une suspension eau/sédiments

ÉLÉMENT	SALINITÉ (0/00)	pH 5,0			pH 6,5			pH 8,0		
		Potentiel redox			Potentiel redox			Potentiel redox		
		-150	100	400	-150	100	400	-150	100	400
Cadmium	2	0,04	0,14	2,40	<LD	<LD	0,36	<LD	<LD	<LD
	10	0,06	0,12	4,50	0,04	0,53	1,15	<LD	<LD	0,09
Chrome	2	0,06	0,16	0,09	0,03	0,02	0,03	0,13	0,20	0,09
	10	0,07	0,15	0,19	0,10	0,29	0,06	0,03	0,03	0,08
Cuivre	2	0,06	0,12	1,02	0,05	<LD	0,20	0,04	0,25	0,77
	10	0,15	0,13	1,54	0,27	6,19	0,41	0,13	0,08	1,21
Nickel	2	0,10	1,40	4,00	0,04	0,05	0,68	<LD	0,07	0,04
	10	0,11	1,30	4,10	0,11	1,68	0,74	<LD	0,04	0,08
Plomb	2	0,30	1,15	0,35	<LD	0,07	0,14	<LD	0,10	0,03
	10	0,35	1,00	0,61	0,10	1,55	0,11	0,06	0,07	0,14
Zinc	2	0,10	0,80	415,0	0,40	1,40	34,0	0,40	0,90	0,50
	10	0,10	0,40	493,0	1,90	2,20	42,0	0,10	0,10	0,30

D'après Gambrell *et al.*, 1991.

Toutes les concentrations sont exprimées en mg/L.

<LD : Sous la limite de détection.

3.3.2.2 COMPOSÉS ORGANIQUES.- En ce qui a trait aux composés organiques tels que les pesticides, les BPC, les HAP, les organohalogénés et les hydrocarbures d'origine minérale, ils sont le plus souvent adsorbés aux particules et à la matière organique. L'adsorption est un état physique qui est souvent engendré par la très faible solubilité de ces composés dans l'eau et leur faible polarité. La présence de plusieurs d'entre eux dans le milieu aquatique n'est pas naturelle. Elle résulte presque essentiellement des activités humaines si bien que, même à des concentrations très faibles, les composés organiques contribuent à polluer les sédiments. Contrairement aux métaux, les composés organiques sont sujets à une dégradation naturelle plus ou moins lente sous l'action des bactéries ou de phénomènes chimiques tels que l'hydrolyse ou la photolyse.

Tableau 10 **Résumé des réactions des métaux dans un milieu qui subit des transformations chimiques**

FORME DE COMPLEXE	CONDITIONS INITIALES	TYPE DE CHANGEMENT	RÉSULTAT
Carbonates, oxydes et hydroxydes	Immobilisés sous forme de sels	Réduction du pH	Les métaux sont relâchés au fur et à mesure que les sels se dissolvent
Adsorbé sur des oxydes de fer et de manganèse	Adsorbés aux sédiments	Les sédiments deviennent réducteurs ou oxydants	Les oxydes de fer et de manganèse deviennent instables et relâchent les métaux
Lié à la matière organique	Liens chélates	Ces liens assurent une immobilisation très forte des métaux aussi bien en conditions oxydantes que réductrices. Toutefois, il semble que l'immobilisation soit moins efficace lorsque des sédiments passent d'une condition réductrice à une condition oxydante	
Sous forme de sulfures	Précipités très insolubles	Les sédiments s'oxydent	Les sulfures deviennent instables, s'oxydent en sulfates et libèrent les métaux

Tiré de USEPA, 1991.

Tout comme les métaux, les composés organiques peuvent réagir différemment selon les conditions du milieu. Ainsi, pour Brannon *et al.* (1993), les HAP ont davantage tendance à lixivier sous des conditions anaérobiques que lors d'un lessivage en conditions aérobiques.

3.3.2.3 CONTAMINATION, BIODISPONIBILITÉ ET TOXICITÉ.- Bien que des sédiments puissent contenir des concentrations élevées de contaminants, cette condition ne conduit pas nécessairement à la production d'effets néfastes et toxiques chez les organismes qui y vivent. En effet, tel que présenté plus haut, le sort des contaminants dans un système eau-sédiment est très fortement dépendant du comportement d'adsorption qui, à son tour, peut affecter la biodisponibilité et, éventuellement, la toxicité.

La notion de «contamination» ne doit donc pas être directement reliée à celle de «biodisponibilité» ni à celle de «toxicité».

La «contamination» des sédiments fait essentiellement référence à des concentrations anormalement élevées de métaux ou encore à la présence de certaines

substances ou composés organiques dans les sédiments; la «biodisponibilité» fait référence à une certaine portion de la quantité totale d'un contaminant qui peut éventuellement être assimilée par la matière vivante; enfin, la «toxicité» est essentiellement une question de dose et d'effet sur un organisme donné.

Les polluants sont généralement présents dans les sédiments adsorbés à la matière particulaire ou en solution dans l'eau interstitielle à des concentrations telles qu'en termes de toxicité, le principal risque direct qu'ils posent concerne essentiellement les organismes aquatiques qui sont en étroit contact avec le fond. D'une part, ces organismes sont très sensibles aux conditions de leur milieu de vie, et la présence excessive de certains métaux, par exemple, peut produire une toxicité aiguë qui entraîne la disparition locale de certaines espèces et une modification ou un appauvrissement de la communauté benthique. D'autre part, si des concentrations relativement faibles de certains polluants organiques (pesticides ou organochlorés, par exemple) n'affectent pas de façon aiguë les organismes benthiques, ceux-ci peuvent par contre accumuler ces substances et les transférer aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire.

Par ce processus de bioamplification qui peut s'étendre sur une période de temps relativement longue et qui est susceptible de toucher l'écosystème dans son ensemble, ces polluants pourront éventuellement atteindre des concentrations suffisamment élevées pour produire des effets toxiques aigus ou chroniques significatifs chez les espèces prédatrices occupant le sommet des chaînes alimentaires. Ainsi, même si les sédiments «contaminés» présentent très rarement une menace directe pour la santé publique, il demeure important d'en faire une gestion attentive, car dans une perspective globale, ils présentent un risque potentiel pour l'environnement aquatique et, de façon indirecte, pour l'humain. À titre d'exemple, qu'il suffise de mentionner les cas de contamination de la Perchaude, du Brochet et du Doré dans le lac Saint-Louis, le cas de la contamination des crustacés par le mercure et les HAP dans le fjord du Saguenay et dans la baie des Anglais à Baie-Comeau, le cas de l'Anguille du Saint-Laurent, contaminée par des pesticides comme le mirex et le DDT et la contamination de la population de Bélugas par différents composés organochlorés.

Misitano *et al.* (1994) ont observé les effets sur la mortalité, la morphologie, la croissance et le contenu en ADN et en protéines des larves d'Éperlan (*Hypomesus pretiosus*) suite à une exposition de 96 heures à des sédiments provenant de Puget Sound et contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des

biphényles polychlorés (BPC). Dans ces expériences, les concentrations de HAP variaient entre 0,8 mg/kg et 748 mg/kg alors que les teneurs de BPC variaient entre 0,6 mg/kg et 1,7 mg/kg. Certains contaminants (HAP et BPC) identifiés à l'aide de marqueurs radioactifs et ajoutés aux sédiments ont fait l'objet d'une bioaccumulation par les larves, mettant en évidence une voie d'exposition entre les sédiments et les larves pour ces composés hydrophobes. Les sédiments avec des concentrations très élevées de contaminants ont souvent montré une toxicité aiguë, tandis que l'exposition aux sédiments dilués provoquait des effets sublétaux : diminution de la croissance et du contenu en ADN. C'est la mesure du contenu en ADN des larves qui a été le facteur le plus sensible lors des essais sublétaux. Les facteurs *contenu en ADN* et *proportion de larves normales* présentaient tous deux une relation inverse avec les concentrations de HAP et de BPC des sédiments testés.

En ce qui a trait aux espèces végétales, le tableau 11 donne, à titre indicatif, un relevé des teneurs normales en métaux observées dans les végétaux et des effets de l'incorporation des métaux.

3.3.2.4 DISPERSION DES CONTAMINANTS.- Lorsque les sédiments subissent des altérations, les contaminants peuvent être transférés à la colonne d'eau, par dissolution, par la mise en suspension des solides, par la dispersion des eaux interstitielles ou par la désorption (Raymond, 1984). Le dragage peut entraîner la remise en suspension des sédiments dans toute la colonne d'eau. Les sédiments qui risquent le plus de demeurer en suspension lors d'une opération de dragage, soit les matériaux très fins de la taille de l'argile, les colloïdes et les particules organiques, sont justement ceux qui ont généralement le plus d'affinité pour les contaminants métalliques ou organiques. Il faut toutefois noter que le dragage avec rejet immédiat en eaux libres ne semble pas accroître la fraction biodisponible des contaminants, dont la valeur mesurée après la mise en dépôt se compare à celle des sédiments qui n'ont pas été remaniés (U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1985a).

En contrepartie, Price et White (1987) ont observé que le dragage de sédiments très fortement contaminés par les BPC a entraîné une certaine mise en disponibilité de ceux-ci, puisque des augmentations des concentrations dans les organismes des secteurs aval (palourdes et poissons) ont été observées à la suite des travaux. Ainsi, le dragage, qui avait été entrepris dans le but de restaurer un secteur très pollué, a pu contribuer à étendre le problème de contamination des organismes aquatiques.

Tableau 11 Teneurs normales et effets de l'incorporation des métaux par les plantes

MÉTAL	CONCENTRATION NORMALE (mg/kg feuille)	CONCENTRATION CRITIQUE (mg/kg feuille)	CONCENTRATION AMENANT UNE BAISSSE DE 10 % DE LA PRODUCTION (mg/kg de feuilles)	CONCENTRATION AMENANT UNE BAISSSE DE 25 % DE LA PRODUCTION (mg/kg de feuilles)	CONCENTRATION PHYTOTOXIQUE (mg/kg de feuilles)
Arsenic	0,1-1	-	-	-	3-10
Cadmium	0,1-1	8	15	variable	5-700
Cobalt	0,01-0,3	-	-	-	25-100
Chrome (III)	0,1-1	-	-	-	20
Cuivre	3-20	20	20	20-40	25-40
Fluor	1-5	-	-	-	-
Fer	30-300	-	-	-	-
Manganèse	15-150	-	-	500	400-2000
Molybdène	0,1-3	-	-	-	100
Nickel	0,1-5	11	26	50-100	500-1000
Plomb	2-5	-	-	-	-
Sélénium	0,1-2	-	-	-	100
Vanadium	0,1-1	-	-	-	10
Zinc	15-150	200	290	500	500-1500

D'après Brandon *et al.*, 1991.

Les activités de dragage ne semblent pas influencer de façon importante le phénomène de bioaccumulation des métaux et composés organiques dans la chaîne alimentaire aquatique et marine sauf pour quelques composés (méthylmercure et BPC, et possiblement, le sélénium, le zinc, le benzo(a)pyrène, le DDT, le naphthalène, le képone et le mirex) (Kay, 1985 ; U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1985a). La US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station (1985a), s'appuyant sur une revue de documentation, conclut qu'il est peu probable qu'un rejet en eaux libres de matériaux contaminés cause une perturbation écologique de grande ampleur attribuable à la bioamplification des contaminants.

Par ailleurs, les sédiments dragués dans les secteurs fortement urbanisés peuvent contenir des bactéries provenant des rejets d'eaux usées municipales. Quoique peu abondantes comparativement aux bactéries indigènes, elles peuvent trouver dans les sédiments des conditions favorables à leur développement lorsque la matière organique est abondante. Au cours des opérations de dragage, les bactéries sont remises en suspension en même temps que les sédiments. Les sédiments fins auxquels elles adhèrent et pour lesquels elles manifestent une grande affinité leur fourniront les éléments nutritifs et pourront les protéger contre les effets bactéricides de la lumière (Pommepuy *et al.*, 1989). Des impacts négatifs seront notés lors du rejet de

ces sédiments à proximité de zones sensibles, comme par exemple des zones de concentration ou d'élevage de mollusques.

3.4 Nuisances associées à la présence et à l'opération des équipements

L'opération des équipements de dragage peut générer des bruits et des odeurs en plus de constituer une entrave à la navigation. Dans la plupart des cas, en raison du caractère temporaire des opérations, de telles nuisances associées à la présence et à l'opération de ces équipements ont généralement peu de répercussions sur la faune et sur l'humain.

3.4.1 Répercussions sur les ressources fauniques.- Dans le Saint-Laurent, la faune avienne est la ressource faunique la plus susceptible d'être affectée par les travaux de dragage.

En ce qui a trait aux nuisances sonores et spatiales, les oiseaux paraissent s'habituer très rapidement à la présence des équipements utilisés pour les travaux de dragage, au va-et-vient des navires ou des barges ainsi qu'au bruit continu généré par les pompes ou les moteurs des équipements. Campbell (1988) observe d'ailleurs que des oiseaux aquatiques continuent à couvrir à 50 m d'une drague en opération. Pelletier (1994d) rapporte quant à lui que lors des travaux de dragage à la station nucléaire Pickering B, une femelle Bernache a couvé tout au long des travaux à moins de 30 m du site de dépôt. Ward (1981) indique que des activités de dragage intenses (en moyenne de 85 000 m³ par jour) n'ont eu que des effets mineurs sur le comportement et la distribution des populations d'oiseaux dans la Baie McKinley.

Ces constatations sont corroborées par plusieurs observations faites dans le cadre de l'utilisation de dispositifs destinés à éloigner les oiseaux dans les champs en culture ou les aéroports ou lors de déversements accidentels de produits pétroliers. En effet, lorsqu'ils n'émettent pas de sons très variables et imprévisibles, ces dispositifs deviennent très rapidement inefficaces.

En fait, les principaux impacts potentiels du dragage sur la faune avienne concernent la perte d'habitats. En conséquence, les mesures de mitigation à privilégier devraient surtout viser à épargner les habitats sensibles et à restaurer les habitats appauvris ou endommagés, notamment la végétation émergente et riveraine.

3.4.2 Répercussions sur la navigation, sur la chasse et la pêche et sur les autres activités récréatives.- Le dragage a des impacts positifs directs sur la navigation. Les dragues et barges immobilisées sur le site des travaux, de même que les pipelines des dragues hydrauliques peuvent toutefois constituer des nuisances temporaires pour la navigation. Une communication adéquate aux autorités maritimes et aux usagers des voies navigables, ainsi qu'une signalisation appropriée lors des travaux (affichage d'avis dans les marinas et à proximité des quais publics, consultation avec les centres de contrôle de la Garde côtière canadienne et des clubs de navigation de plaisance, etc.) peut considérablement atténuer les effets négatifs. De plus, afin de minimiser les effets sur la pêche commerciale et sportive ainsi que sur la chasse, on veillera à réaliser les travaux en tenant compte des périodes importantes pour ces activités.

3.4.3 Répercussions sur le milieu humain.- En ce qui concerne le milieu humain, il est généralement très peu affecté par les travaux de dragage. Les principaux impacts sont provoqués par le bruit des dragues, lorsque les travaux sont réalisés dans des havres, à proximité d'habitations par exemple. Ces inconvénients temporaires peuvent être atténués par un ajustement ou une réduction des heures d'opération des équipements. Des mesures peuvent également être prises pour protéger et pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau aux prises d'eau municipales ou industrielles. Il faut noter que les gouvernements provinciaux et municipaux peuvent avoir des lois régissant le niveau de bruit acceptable et les heures où le travail en chantier est permis.

4 RÉPERCUSSIONS DU CONFINEMENT EN MILIEU AQUATIQUE, RIVERAIN ET TERRESTRE DES SÉDIMENTS DRAGUÉS

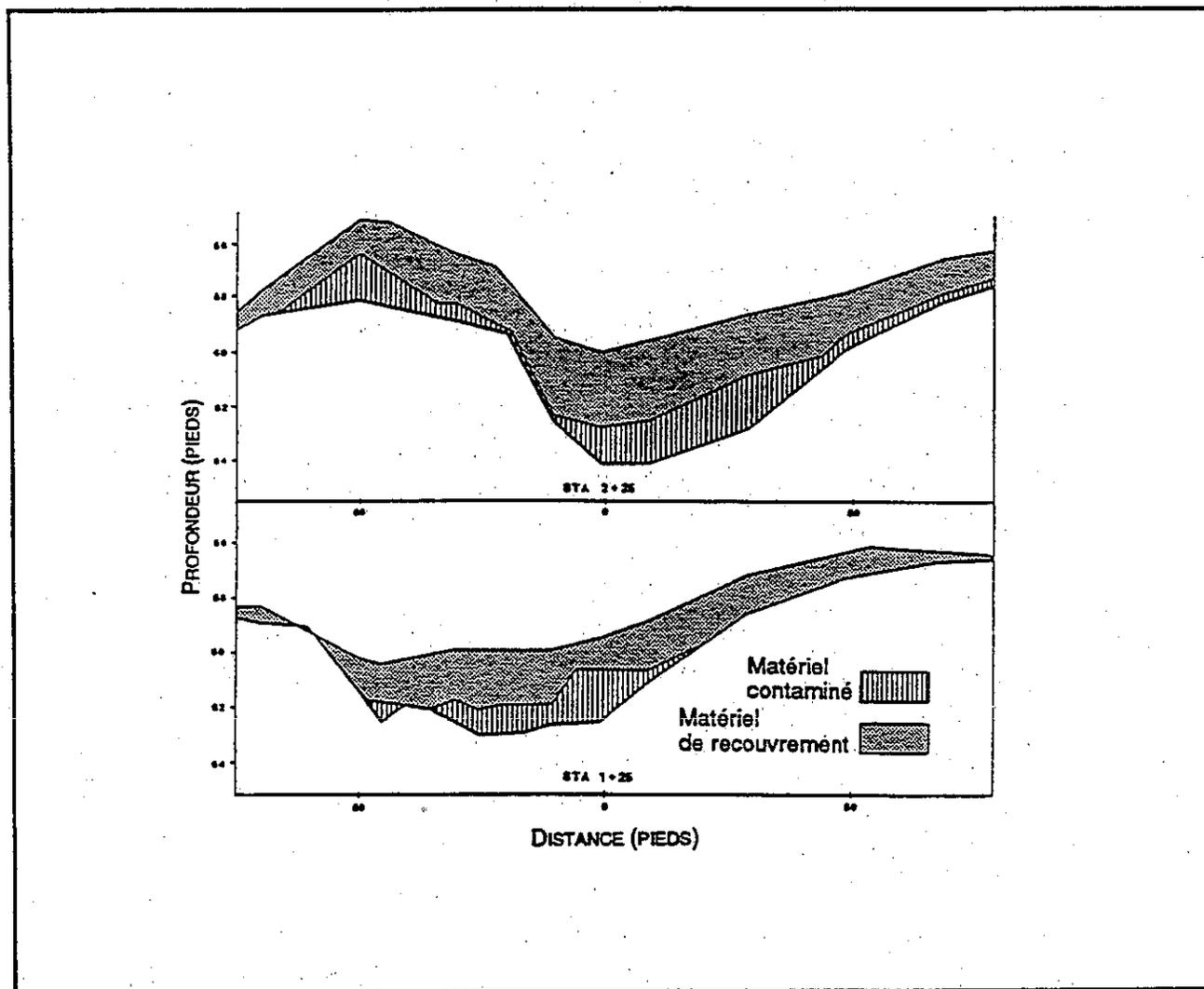
La gestion des matériaux dragués devient de plus en plus problématique, notamment dans les secteurs densément peuplés où les sédiments sont souvent contaminés par des métaux lourds ou des composés organiques. Dans plusieurs cas, le confinement est retenu comme mode de dépôt en milieu aquatique, en rive ou en milieu terrestre. Dans ce cas, les sédiments sont recouverts de membranes ou de couches isolantes, de manière à éviter la dispersion dans le milieu des contaminants qu'ils contiennent. Une pratique de plus en plus répandue, notamment aux États-Unis, consiste à disposer les sédiments ne posant pas de problème de contamination en couches minces dans des marécages existants.

Les sections qui suivent donnent quelques informations relativement aux répercussions environnementales de ces différentes méthodes de mise en dépôt des sédiments dragués, de manière à faciliter la comparaison des différentes solutions. Elles visent à décrire plus particulièrement les facteurs à considérer dans le choix des méthodes de mise en dépôt afin d'éviter la dispersion des contaminants et leur mise en disponibilité.

4.1 Confinement en milieu aquatique (*capping*)

La rareté croissante des sites de dépôt disponibles en milieu terrestre ou aquatique, ainsi que les préoccupations environnementales des dernières décennies, ont mené à des recherches visant à trouver d'autres méthodes pour la mise en dépôt des matériaux de dragage contaminés. L'une des méthodes souvent envisagées et retenues pour gérer les sédiments contaminés est le recouvrement en milieu aquatique (*capping*). Cette technique consiste à placer les sédiments contaminés dans une dépression ou dans un site où les conditions hydrodynamiques assurent la stabilité des matériaux, et à les recouvrir d'une couche de sable ou de silt non contaminé d'une épaisseur variant de moins de un mètre à plus de deux mètres. Cette couche agit comme une barrière physique qui isole les sédiments contaminés, empêche la libération des contaminants dans la colonne d'eau et protège également les matériaux contaminés contre l'érosion. Le recouvrement est également utilisé comme alternative à la décontamination de certains sites très pollués.

La figure 5 présente deux profils typiques d'un site de mise en dépôt aquatique ayant fait l'objet d'un recouvrement.



Tiré de Truitt, 1987.

Figure 5 — *Profils typiques d'un recouvrement en milieu aquatique*

Comparativement à la mise en dépôt terrestre, le recouvrement en milieu aquatique est une solution intéressante puisqu'il permet d'éviter la contamination du sol et des eaux souterraines situées au-dessus du niveau de la mer. De plus, cette méthode est relativement peu onéreuse, si on considère que l'assèchement et le transport des matériaux contaminés vers un site de dépôt terrestre ou riverain approprié peuvent être de 5 à 100 fois plus coûteux que le recouvrement en milieu aquatique (Sumeri et Romberg, 1991; Sumeri *et al.*, 1991).

Selon Sumeri (1989), les paramètres à considérer pour assurer le succès des projets de recouvrement en milieu aquatique sont :

- la profondeur du site prévu pour le recouvrement et la bathymétrie des environs;
- la vie aquatique au site;
- les conditions du milieu (vitesse, direction des courants, turbulence, etc.);
- le type de contaminants en cause;
- les propriétés respectives des sédiments contaminés et de ceux utilisés pour le recouvrement;
- le mode de dragage et le type d'équipement de rejet, pour les sédiments à draguer et pour le matériel de recouvrement;
- le système de positionnement et de contrôle lors des opérations de rejet et de recouvrement;
- l'épaisseur requise pour recouvrir les sédiments contaminés et pour les isoler des organismes fouisseurs;
- la vulnérabilité du recouvrement aux tempêtes, vagues, marées et courants fluviaux;
- les effets des hélices de bateaux ou des activités d'ancrage;
- l'utilisation future prévue ou souhaitée du site;
- les besoins de suivi.

Lors du choix du site, les sites non dispersifs, c'est-à-dire les sites où les risques de dispersion sont les plus faibles, doivent être privilégiés afin d'assurer l'isolation à long terme des sédiments contaminés. Les sites les plus profonds garantissent des conditions stables mais sont aussi ceux où il y a plus de risques d'erreur lors de la mise en place des sédiments contaminés et du matériel de recouvrement. La proportion de matériaux effectivement recouverts pourra alors être plus faible (US Army Engineer Waterways Experiment Station, 1991b). Le choix du site sera donc critique et on devra considérer, en plus de la profondeur, la bathymétrie, les courants, les caractéristiques des sédiments benthiques et les exigences opérationnelles.

Les premières expériences visant à établir la validité du recouvrement comme méthode de confinement se sont concentrées sur la manière de recouvrir les sédiments contaminés d'une couche de sédiments non contaminés et sur l'étude des

paramètres qui favorisent la stabilité de la couverture ainsi créée. Les principales questions concernaient la méthode de mise en dépôt des sédiments, l'utilisation du sable comme couverture, l'épaisseur appropriée de la couverture, la stabilité temporelle de la couverture, sa résistance à l'érosion lors des tempêtes, etc. Le succès des travaux de recouvrement était évalué à l'aide de relevés bathymétriques avant et après chaque phase de mise en dépôt. Les résultats ont montré qu'il était possible de confiner les sédiments de cette façon en autant que les conditions assurant la stabilité physique du dépôt soient respectées. Ce genre d'expérience ne permettait toutefois pas de vérifier si les couches de sédiments se mélangent ou si les contaminants migrent à travers la couverture de protection.

Une fois la stabilité physique du dépôt assurée, l'une des principales préoccupations environnementales concerne donc la migration possible des sédiments à travers la couche protectrice. Plusieurs chercheurs ont tenté de modéliser le comportement des matériaux après recouvrement, afin de s'assurer de la validité environnementale de cette méthode de confinement.

Les recherches ont donc visé à déterminer si les organismes fouisseurs pouvaient altérer la couverture, si le sable était le matériau à retenir pour isoler efficacement tous les types de sédiments, s'il y avait possibilité d'émanations de gaz et, finalement, pour combien de temps la couverture pourrait isoler les produits chimiques toxiques de l'environnement marin.

Les preuves physiques sur l'efficacité de la couverture ont été recueillies vers le milieu des années 1980. Les paragraphes qui suivent rapportent les résultats de plusieurs études à ce sujet :

Truitt, 1986.- En 1986, Truitt (cité par Sumeri *et al.*, 1991) présentait les résultats d'un suivi expérimental de six mois après le recouvrement de sédiments contaminés en milieu marin; il démontrait clairement que les contaminants avaient été piégés dans la couche la plus profonde et qu'il y avait eu très peu de mélange entre les couches lors des travaux. Ces conclusions ont été appuyées ensuite par les résultats obtenus par plusieurs auteurs, dont ceux rapportés par Sumeri *et al.* (1991).

Sumeri et al., 1991.- Les expériences de Sumeri *et al.* (1991) visaient à déterminer la distribution des contaminants dans les couches de sédiments et à vérifier l'efficacité à long terme des recouvrements. Les résultats de leurs expériences, résumés dans le tableau 12, montrent que les deux couches de matériaux (couche contaminée et couche non contaminée) demeurent bien distinctes, même plusieurs années après le recouvrement. Dans tous les cas, les auteurs ont observé que les métaux ou contaminants organiques ne diffusent pas vers la couche non contaminée.

Brannon et Poindexter-Rollings, 1990.- Ces chercheurs observent qu'après 18 mois, les contaminants ne migrent pas dans la couche de recouvrement (dont l'épaisseur varie de 0,3 à 0,6 m sur les côtés du dépôt et excède 0,91 m au centre) même si, durant les premiers mois, la compaction des sédiments dragués repousse l'eau interstitielle vers le matériel de recouvrement. Ceci est relié au fait que l'eau interstitielle des sédiments dragués ne contient que de faibles concentrations de contaminants. La compaction s'effectue principalement durant les deux premières semaines, puis le processus ralentit fortement. Les auteurs ont observé également que les organismes fouisseurs n'ont pu pénétrer assez profondément dans les sédiments pour entraîner le mélange des deux couches. Ainsi, en l'absence de compaction significative et de bioturbation, seul le processus très lent de diffusion est susceptible d'amener les contaminants vers le recouvrement. Les auteurs concluent que les sédiments contaminés sont efficacement isolés du milieu aquatique par le recouvrement.

USEPA, 1992b.- En 1990, des relevés effectués plus de dix ans après les travaux par le USEPA dans un site de mise en dépôt recouvert (épaisseur non précisée) montrent qu'il n'y a pas eu de migration détectable des contaminants (USEPA, 1992b). De plus, les travaux réalisés en Nouvelle-Angleterre montrent la stabilité physique de dépôts ayant résisté à des ouragans, de même que la faisabilité de réaliser des recouvrements à des profondeurs atteignant 90 mètres.

Tableau 12 Résultats de quelques expériences de recouvrement en milieu aquatique

SITE	MATÉRIAUX CONTAMINÉ	RECOUVREMENT	DRAGUE	TEMPS ÉCOULÉ	RÉSULTATS
Long Island	Vase : 26 000 m ³ Cd : 5-45 ppm Cu : 342-1167 ppm Zn : 441-2417 ppm Huiles et graisses : 3560-28 900 ppm	Sable 30 000 m ³ Épaisseur visée de 3,5 m	Vase avec drague mécanique, sable avec drague hydraulique autoporteuse	11 ans	L'épaisseur de sable varie de 54 à 140 cm La transition entre les deux couches demeure très visible Les contaminants se retrouvent en concentrations comparables à celles mesurées avant le dragage
Port de New York	Silt et argile : 26 000 m ³ Cd : 4-14 ppm Cu : 221-3565 ppm Zn : 3333-10 201 ppm Pb : 255-3168 ppm	Vase : 91 000 m ³ , puis sable : 93 800 m ³	Non spécifié; matériel provient de divers dragages	3,5 ans	L'épaisseur de sable est en moyenne de 110 cm Il n'y a pas de mélange entre les couches Il n'y a pas eu migration de métaux entre les couches
Duwamish waterway	Silt sableux et argileux: environ 1100 m ³ BPC 1242 : 1400 ppb BPC 1260 : 3100 ppb Aldrine : 180 ppb 4-4-DDD : 80 ppb 4-4 DDE : 30 ppb Acétone : 494 ppb Chlorure de méthylène : 805 ppb Cd : 1,4 ppm As : 22 ppm Cu : 130 ppm Pb : 90 ppm Zn : 359 ppm	Sable moyen à fin: environ 4200 m ³ . Épaisseur visée 60 cm.	Drague mécanique et barges à fond ouvrant	6 mois 12 mois 18 mois 5 ans	Tous les résultats sont semblables, quelle que soit la période considérée Les résultats montrent qu'il n'y a pas mélange entre les couches ni diffusion des contaminants
Denny Way	Matériaux non dragués, recouverts seulement Pb : 478 ppm Hg : 2,2 ppm Zn : 472 ppm HAP (faible PM) : 190 ppm HAP (PM élevé) : 159 ppm	Sable : épaisseur moyenne de 75 cm environ	Matériaux contaminés non dragués; sable amené avec barges à fond ouvrant	2 mois	Il y a distinction nette entre les couches et coupure brutale dans les concentrations de contaminants d'une couche à l'autre

D'après Sumeri et al., 1991

Fredette et al., 1992.- Les travaux de Fredette *et al.* (1992) confirment l'efficacité du recouvrement pour isoler les sédiments contaminés de l'environnement marin. Ces auteurs ont pu distinguer nettement, sur les plans physique et chimique, les deux couches de sédiments, et n'ont pu observer aucun gradient de concentration des contaminants, qui est généralement le critère retenu pour déterminer s'il y a diffusion des contaminants vers le milieu marin. Il est en effet peu probable que les contaminants migrent par diffusion ou advection des eaux interstitielles sans que cela ne se traduise par une variation de la concentration de ces mêmes contaminants dans la couche de sédiments. Dans certains cas, un certain mélange entre les couches peut être perçu; il faut cependant comprendre que ces mélanges peuvent être dus à la non homogénéité des sédiments dragués ou aux méthodes de mise en place des sédiments ou de prélèvement des échantillons. Il faut souligner que la précision de plus en plus grande obtenue grâce aux instruments perfectionnés de contrôle de la navigation permet de réaliser les recouvrements dans les meilleures conditions.

Brandes et al., 1991.- Les suivis effectués par le U.S. Army Corps of Engineers (Brandes *et al.*, 1991) au site de Central Long Island Sound, ont montré qu'après 7 à 10 ans, la couche de sable ou de silt non contaminé qui avait été déposée sur les sédiments est encore en place et continue à isoler les matériaux dragués contre le contact direct avec le milieu aquatique.

Wang et al., 1991.- Wang *et al.* (1991) ont expérimenté en laboratoire le transport du trichloro-2,4,6 phénol à travers une couche de sédiments propres placés sur des sédiments contaminés. En utilisant divers types de matériaux comme recouvrement, ils parviennent à démontrer que les recouvrements contenant le plus de carbone organique sont les plus efficaces. Les expériences qu'ils conduisent *in situ* montrent que le recouvrement est faisable et stable sous des conditions de marée et de vagues normales. Ils rappellent que la préoccupation première lors de la réalisation d'un recouvrement doit être l'efficacité de la couche isolante à retarder la migration des contaminants vers l'eau et vers les organismes benthiques et pélagiques.

Larson, 1989.- Larson (1989) a évalué à un minimum de 30 cm l'épaisseur de la couche à déposer sur les sédiments contaminés afin d'isoler les contaminants en milieu marin (eau salée). Il faut ensuite ajouter une couche de 50 cm afin d'éviter la bioturbation de la couche contaminée et le contact direct des organismes fouisseurs avec la couche contaminée. Dans un recouvrement qu'il a réalisé dans l'État de Washington, il a déposé une couche variant entre 1,5 et 3,5 m, ainsi que des roches éparpillées sur le dessus. Quelques semaines après la fin des travaux, les roches étaient couvertes d'algues vertes. Au printemps suivant, le substrat était colonisé par des plantes aquatiques, des crabes et des amphipodes.

Brannon et al., 1987.- Brannon *et al.* (1987) ont également étudié en laboratoire l'incorporation de contaminants divers (métaux lourds, BPC, HAP) et de bactéries par des organismes vivant à l'interface des sédiments. Leurs résultats indiquent que les vers du genre *Nereis* peuvent incorporer des contaminants confinés sous une couche d'une épaisseur atteignant 50 cm. Ces auteurs soulignent qu'il importe donc de prévoir des épaisseurs dépassant cette limite et, surtout, de s'assurer que cette couche se maintiendra à long terme.

Plusieurs autres auteurs confirment l'efficacité du recouvrement pour isoler les sédiments contaminés. En fait, tous les auteurs ayant abordé le sujet du recouvrement concluent que celui-ci semble être une méthode de gestion efficace pour isoler, à long terme, les sédiments contaminés du milieu environnant. Bien que relativement peu nombreuses, les études actuelles permettent de répondre à plusieurs des interrogations sur l'efficacité de cette couverture à retenir les contaminants et sa stabilité à long terme.

Les études montrent que, suite à la mise en place du recouvrement, les métaux lourds et les contaminants organiques sont maintenus dans la couche de sédiments contaminés. Dans l'un des cas rapportés par Sumeri *et al.* (1991), des prélèvements effectués plus de 11 ans après le recouvrement montrent qu'il n'y a pas eu de migration des contaminants. Cette absence de migration est attribuable en partie à l'affinité des contaminants pour les sédiments fins, la matière organique, les hydroxydes de fer et de manganèse, le maintien des conditions réductrices et la stabilité des composés formés, l'absence de régime hydraulique perturbateur, la

localisation à l'abri des conditions météorologiques susceptibles de remanier les sédiments, etc. Les tests en laboratoire démontrent cette affinité des sédiments fins pour les métaux et les contaminants organiques; la capacité d'adsorption des sédiments est très grande, et le mouvement des contaminants est minimisé lorsque les sédiments sont maintenus dans un milieu anaérobie et en conditions réductrices. Dans l'ensemble, les propriétés des sédiments et les conditions spécifiques au site favorisent l'immobilisation des contaminants.

Lors de la consolidation des matériaux enfouis et de l'évacuation graduelle de l'eau interstitielle sous l'action du poids des sédiments, les contaminants peuvent s'échapper des sédiments et migrer vers la couche de recouvrement. Cette dernière les captera et empêchera la contamination du milieu aquatique environnant, jusqu'à ce que le matériel enfoui se soit consolidé. Il suffit donc que le recouvrement soit assez épais pour retenir le volume total d'eaux interstitielles pouvant s'échapper au cours du processus de consolidation des sédiments. À titre d'exemple, Bokuniewicz (1989, cité dans Sumeri *et al.*, 1991) avait estimé que le front des eaux interstitielles résultant de la consolidation d'une couche de deux mètres de boue épaisse pourrait avancer de seulement 24 cm à travers la couche de sable la recouvrant.

Le succès du recouvrement à long terme dépend aussi de sa capacité à résister aux tempêtes. Jusqu'à présent, l'expérience démontre qu'il est possible de concevoir les recouvrements de manière à résister aux vagues et aux courants violents.

Somme toute, le recouvrement peut être une solution peu onéreuse et acceptable pour la gestion des sédiments contaminés et pour minimiser les répercussions appréhendées du dépôt des matériaux contaminés. Son succès est lié à une bonne préparation et à une attention soutenue pendant les opérations. Selon les auteurs consultés, tous les cas d'échec étaient effectivement liés à des difficultés techniques lors de l'opération de recouvrement ou à l'inexpérience des opérateurs. Le succès croissant de cette technique permettra l'élaboration et le raffinement des lignes directrices actuelles (épaisseur du recouvrement, localisation, profondeur, etc.), lesquelles en retour amélioreront les attentes face à cette méthode.

Pour finir, il faut noter que, étant donné que la majorité des essais et suivis de projets de capping ont été réalisés en milieu marin, la direction de la protection de l'environnement d'Environnement Canada, région de l'Ontario, a indiqué que le suivi des projets réalisés dans les Grands Lacs devrait inclure les observations suivantes:

- l'effet des renversements de la stratification thermique des lacs à l'automne et au printemps;
- l'effet des intempéries;
- l'effet des différences de pression qui tendent à déplacer l'eau interstitielle de bas en haut;
- le contrôle des activités de navigation et de récréation;
- la propriété et la responsabilité à perpétuité (entretien et surveillance).

4.2 Mise en dépôt sécuritaire en milieu terrestre

La création de sites de mise en dépôt sécuritaire en milieu terrestre a souvent été identifiée depuis plusieurs années comme étant la meilleure alternative au rejet en eaux libres lorsque les matériaux dragués étaient contaminés de façon inacceptable. Il a cependant été démontré en plusieurs occasions que ce mode de gestion pouvait comporter certains inconvénients.

En effet, la mise en dépôt en milieu terrestre peut entraîner la contamination des nappes souterraines par l'infiltration de contaminants ou simplement par la migration du sel contenu dans les sédiments. Pour minimiser l'infiltration de contaminants, une couche étanche est placée sous le dépôt. Selon Csiti (1993), cette couche peut être constituée d'une matière naturelle ou d'un matériau naturel (argile, mousse de tourbe) ou artificiel (sable/bentonite, membranes synthétiques). L'argile ou la mousse de tourbe sont avantageuses car elles agissent non seulement comme un filtre mais ont en plus une durée de vie illimitée (Csiti, 1993). L'argile est cependant déconseillée dans certains cas car les acides et les bases organiques et inorganiques peuvent en dissoudre partiellement la structure (Male *et al.*, 1988, cité par Csiti, 1993). Il en est de même pour la mousse de tourbe qui peut éventuellement se saturer et entraîner la solubilisation des métaux lourds en raison de son acidité. Les membranes synthétiques, dont la durabilité est de 30 à 50 ans, sont surtout utilisées dans le cas de dépôts secs et temporaires. Quant à la combinaison sable/bentonite, les essais démontrent qu'elle ne fait que retarder la contamination, car elle n'est pas complètement étanche.

Les dépôts peuvent également être recouverts de ces matières ou matériaux isolants afin de minimiser le ruissellement en surface et l'oxydation des sédiments contaminés. Pour plus de sécurité, un drainage artificiel sera placé sous le dépôt, et les eaux recueillies seront traitées. Cette solution, très dispendieuse, ne sera envisagée

que dans les cas extrêmes. Il convient alors de minimiser la quantité de sédiments à confiner.

Plusieurs auteurs soutiennent qu'il est préférable de gérer les matériaux dragués dans le milieu aquatique plutôt que de les confiner en milieu terrestre (Engler, 1986; Kay, 1985; US Army Engineer Waterways Experiment Station, 1985b; Lee *et al.*, 1987). En effet, les recherches actuelles démontrent qu'il est préférable de confiner les matériaux contaminés sous l'eau, ce qui garantit un milieu réducteur exempt d'oxygène qui empêche les contaminants d'être relargués et de diffuser dans le milieu. Lorsque les sédiments sont exposés à l'air libre, leur oxydation conduit à une réduction importante du pH et à la mise en disponibilité des contaminants (Vellinga, 1989b).

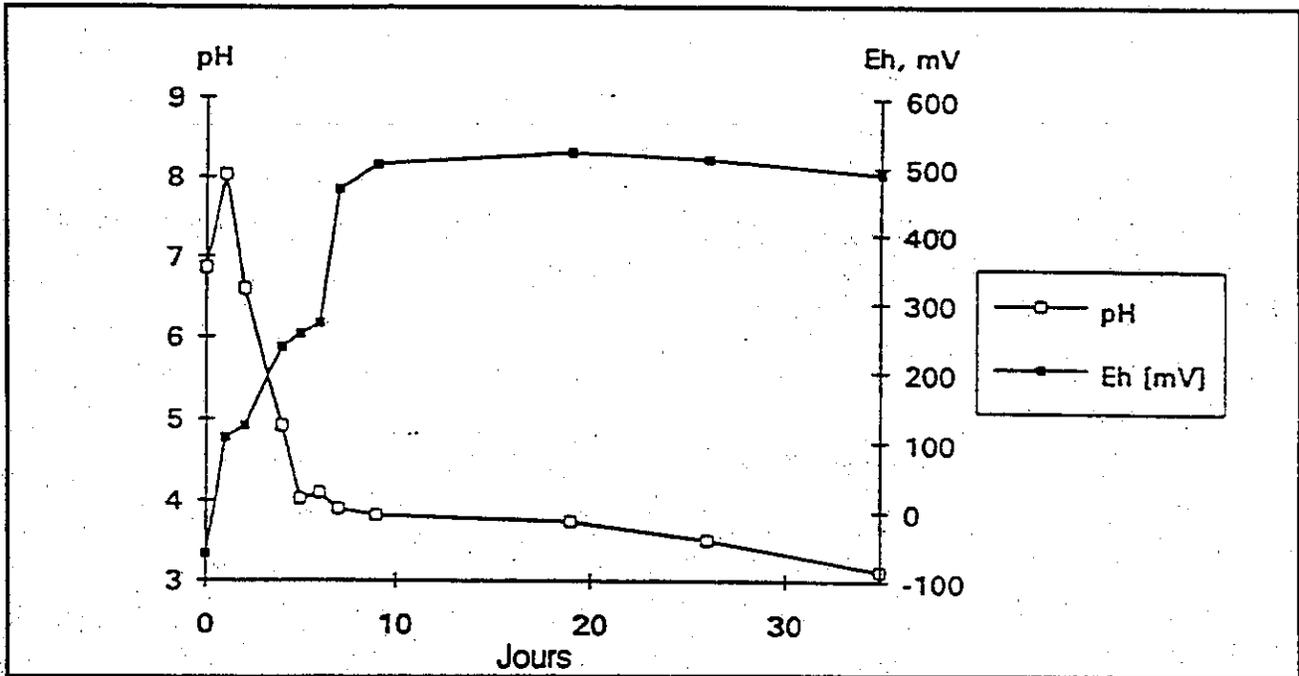
Brandon *et al.* (1992) observent quant à eux une diminution du pH de 7,6 à 3,2 en trois ans dans des sédiments placés en milieu terrestre. Cette baisse du pH a favorisé la solubilisation et la mise en disponibilité des métaux lourds (Zn, Cd, Cu, Ni, Cr et Pb).

La figure 6, tirée de Calmano *et al.* (1993), illustre l'évolution du pH et du potentiel redox (Eh) durant l'oxydation d'une suspension de sédiments dragués peu tamponnés.

Selon Gambrell *et al.* (1991), des quantités significatives de cadmium et de zinc peuvent être mises en solution dans des conditions oxydantes et modérément acides (voir tableau 9 présenté précédemment). D'une façon générale, les résultats de Gambrell *et al.* (1991) tendent à indiquer que les conditions de forte acidité et d'oxydation qui accompagnent éventuellement la mise en dépôt en milieu terrestre sont susceptibles d'engendrer la solubilisation de certains métaux.

Par ailleurs, Lee *et al.* (1987) démontrent que le fait de placer des sédiments contaminés en milieu terrestre peut avoir des conséquences importantes sur la mobilité des contaminants. En effet, ces auteurs ont observé que les eaux de ruissellement s'écoulant sur des sédiments contaminés placés en milieu terrestre étaient chargées de métaux lourds. Plus les sédiments sont secs, plus la proportion de métaux contenus sous forme soluble dans l'eau de ruissellement est grande (exception faite de l'arsenic, qui devient moins biodisponible quand les sédiments s'assèchent et s'oxydent). Ces auteurs recommandent également, dans le cas où les sédiments doivent être confinés en milieu terrestre, de :

- Maintenir la saturation en eau des sédiments pour prévenir l'oxydation et pour empêcher la mobilisation des contaminants (incluant les métaux lourds et les BPC).



Tiré de Calmano *et al.*, 1987.

Figure 6 *Évolution du pH et du potentiel redox durant l'oxydation d'une suspension de sédiments dragués peu tamponnés*

- Appliquer de la chaux pour maintenir un pH neutre, pour absorber et précipiter les métaux dans les eaux de ruissellement; l'amendement du sol permet aussi de réduire la contamination des eaux de ruissellement.
- Recouvrir les sédiments avec une couche de matériaux non contaminés de sorte que l'eau de ruissellement ne se charge pas de contaminants.

4.3 Sites de mise en dépôt contrôlés

Les sites de mise en dépôt contrôlés (*Confined Disposal Facilities* ou *CDF*) sont des structures aménagées en milieu terrestre, riverain ou aquatique et destinées à recevoir les matériaux modérément contaminés qui proviennent de l'entretien des aires portuaires et des chenaux de navigation. En 1967, le US Army Corps of Engineers (USACE) a été autorisé à mettre en place le premier CDF dans les Grands Lacs sur une base pilote. Depuis ce temps, le USACE a construit 42 CDF autour des Grands Lacs dont 16 sont situés en milieu terrestre et 26 en milieu aquatique. À ce jour, plus de

45 millions de mètres cubes de sédiments provenant des installations portuaires américaines des Grands Lacs sont entreposés dans des CDF (USEPA, 1992a).

Cette pratique de mise en dépôt des déblais de dragage dans des sites contrôlés est très populaire dans les Grands Lacs. Entre 1985 et 1989, la mise en dépôt dans des sites contrôlés était la méthode la plus populaire autant au point de vue du nombre de projets (34,2 p. 100 représentant 73 projets) que du volume de matériaux placés. Cette méthode de confinement a été la plus utilisée (en se basant sur le volume de matériaux placés) dans tous les Grands Lacs, à l'exception de la portion américaine du lac Ontario.

De façon générale, les CDF en milieu terrestre sont constitués de digues construites en terre ou localisés dans des dépressions naturelles ou non. Les CDF en milieu aquatique sont quant à eux constitués de digues de pierres et ils sont soit reliés à la rive ou à des structures existantes telles que des brise-lames, soit éloignés des rives comme des îles. Les dimensions et les formes des CDF sont fonction des volumes de matériaux à mettre en dépôt, des conditions particulières régnant dans les sites et des plans d'utilisation future des promoteurs.

L'objectif premier de la conception d'un CDF est de retenir le plus grand pourcentage possible de solides. Les CDF sont donc essentiellement des bassins de sédimentation dont l'efficacité de rétention des solides est supérieure à 99,9 p. 100. Le surplus d'eau est évacué à l'extérieur du CDF soit à travers les digues perméables qui le ceinturent, soit par le biais de seuils ou de déversoirs ou encore par l'intermédiaire de cellules filtrantes. Au fur et à mesure que le CDF atteint sa capacité nominale d'emmagasinage, les particules fines ont tendance à colmater et à étanchéiser les digues perméables et, par conséquent, à réduire considérablement les mouvements latéraux et verticaux de l'eau depuis le site.

Plusieurs types de suivis ont été réalisés pour évaluer l'efficacité et les effets des CDF. On a notamment effectué des tests de colorant, des suivis biologiques à l'aide d'organismes vivants présents ou introduits dans les bassins, des études de biomobilisation des contaminants par les animaux ou les plantes, des suivis des pertes par volatilisation et des modélisations des pertes de contaminants.

Actuellement, les impacts environnementaux des CDF font l'objet de plusieurs théories et de nombreuses discussions. Un groupe de travail formé d'experts du USACE, de la US Environmental Protection Agency et des organismes responsables de la protection de la faune a étudié les répercussions à long terme des pertes provenant des CDF en s'appuyant sur de nombreuses études de modélisation

5 SUIVIS ENVIRONNEMENTAUX DE TRAVAUX RÉALISÉS DANS LE SAINT-LAURENT ET LES GRANDS LACS

Au cours des dernières années, les travaux de dragage, de rejet en eaux libres ou de mise en dépôt en milieu terrestre effectués à différents endroits dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs ont donné lieu à la réalisation de suivis environnementaux destinés à mesurer les répercussions réelles des travaux en ce qui concerne la mise en suspension des sédiments ou la libération des contaminants. La section suivante présente une revue de quelques travaux de suivi réalisés dans le Saint-Laurent et les Grands Lacs.

5.1 Suivi des travaux d'approfondissement de la rivière Bécancour

Des travaux d'approfondissement de la rivière Bécancour (au niveau de la traversée de l'autoroute 30), ont été réalisés entre juillet et octobre 1992 pour le compte du ministère des Transports du Québec. Les travaux ont été effectués à l'aide d'une drague hydraulique à désagrégateur et les matériaux, constitués de sable, de gravier et d'une proportion significative de silt et d'argile, ont été déposés en milieu terrestre, le long de l'autoroute, sur un terrain appartenant au ministère des Transports du Québec.

Ce mode de gestion a été retenu en raison de la bonne qualité physico-chimique des matériaux, qui seront éventuellement utilisés pour la construction de l'approche du pont qui assurera le passage de la seconde voie de l'autoroute. Les matériaux étaient rejetés sur le terrain et, suite à la sédimentation des sables et des graviers, les eaux séjournèrent dans une vaste aire de sédimentation pour ensuite être dirigées vers un petit bassin de polissage et de là, évacuées dans un petit ruisseau se jetant dans la rivière Bécancour.

La qualité de l'effluent du bassin de polissage a fait l'objet d'un suivi. Les résultats obtenus lors de ce suivi ont rapidement indiqué que la concentration de matières en suspension dans l'effluent était très élevée (entre 300 mg/L et 600 mg/L à l'exutoire du bassin de polissage et entre 100 mg/L et 200 mg/L dans le ruisseau à 300 m de l'exutoire). Une petite unité de traitement (ajout de flocculants à l'entrée du bassin de polissage) a par la suite permis de maintenir la concentration à l'exutoire du bassin de polissage à 22 mg/L en moyenne (pour un total de 220 échantillons).

5.2 Suivi des travaux d'agrandissement du Terminal Racine au Port de Montréal

En 1985, les travaux d'agrandissement du terminal Racine au Port de Montréal ont donné lieu à un suivi de la qualité de l'eau du fleuve pendant les différentes phases de remplissage de l'aire d'extension (Aquatech, 1985). Les travaux consistaient à remblayer avec différents types de matériaux (dont des matériaux fins) une aire en rive qui avait préalablement fait l'objet d'un endiguement. Le projet n'impliquait pas de travaux de dragage, mais le suivi environnemental a consisté à mesurer régulièrement la turbidité à quatre stations localisées en aval de la zone des travaux et à comparer ces résultats avec ceux obtenus avant le début des travaux. Les travaux devaient être suspendus lorsque la turbidité mesurée à 500 m de la digue dépassait par un facteur de 1,5 la mesure moyenne obtenue avant les travaux. La figure 7 présente la localisation des stations de mesure. Les résultats obtenus à la station localisée à 500 m de la digue (station A4) indiquent que le facteur de 1,5 n'a jamais été atteint au cours des travaux de construction de la digue et qu'il a été atteint une seule fois pendant le remblayage de l'aire endiguée. Plusieurs dépassements ont été notés aux stations localisées à 30 m (stations A1 et A2) et à 150 m (station A3) mais ils n'excédaient pas deux fois la moyenne des mesures effectuées avant les travaux.

5.3 Suivi des travaux effectués au Port de Bécancour

Un suivi de la qualité de l'eau a été effectué lors des projets de dragage de capitalisation et d'entretien réalisés dans le port de Bécancour en 1983 et 1984 (La firme A.G.I.R. Itée et André Marsan & Associés, 1984). Les travaux ont été réalisés à l'aide d'une drague hydraulique à désagrégateur et les matériaux étaient pompés dans de vastes bassins de sédimentation situés derrière l'aire portuaire (figure 8). Ces bassins se déversaient finalement dans un bassin de mélange rapide où l'ajout dosé de flocculants permettait d'accélérer la sédimentation des particules fines encore en suspension. Le suivi environnemental portait principalement sur les concentrations de MES à l'exutoire du bassin de sédimentation et à la prise d'eau brute de la centrale nucléaire de Gentilly (située immédiatement en aval) où les seuils critiques avaient été fixés respectivement à 25 mg/L et à 100 mg/L (avec un seuil de première alerte à 80 mg/L). Il faut noter que l'aire de dragage avait fait l'objet d'une mesure de mitigation particulière puisque, dans le but d'isoler la zone de dragage et de dévier les matières en suspension, un épi avait été érigé entre l'aire portuaire et le canal d'amenée de la

et de suivis biologiques entre 1985 et 1988. À ce jour, les résultats de cet examen soulèvent plusieurs controverses. À titre d'exemple, les modèles ont permis d'identifier des pertes de BPC en termes «d'ordre de grandeur» alors que les suivis biologiques n'ont permis de détecter aucune perte significative de BPC (USEPA, 1992a).

4.4 Dépôt dans des marécages

Brandon *et al.* (1992) ont procédé avec succès à la création de marais avec des résidus de dragage contaminés par des métaux (Zn : 1307 mg/kg; Cd : 22 mg/kg; Cu : 2728 mg/kg; Cr : 1651 mg/kg; Pb : 397 mg/kg) et des huiles et graisses (17 400 mg/kg). La végétation implantée s'est développée et des invertébrés ainsi que des poissons ont colonisé le milieu. Après six ans, les concentrations en métaux lourds dans les tissus végétaux sont comparables aux valeurs naturelles. Brandon *et al.* (1991) rapportent qu'en milieu marécageux, les contaminants sont beaucoup moins mobiles. Leur expérience en ce sens a été qualifiée de succès, avec des concentrations dans les tissus végétaux normales pour tous les métaux, à l'exception du cuivre et du chrome. Les marécages sont en effet des milieux généralement réducteurs, caractérisés par une faible oxygénation et un pH élevé, des conditions physico-chimiques qui favorisent l'immobilisation des métaux et qui, le plus souvent, assurent la pérennité de l'environnement d'où proviennent les matériaux dragués.

Sérodes *et al.* (1983) confirment que, dans des conditions naturelles, la contribution des plantes au recyclage des métaux (Zn, Cu et Pb) reste faible compte tenu de leur capacité limitée à emmagasiner ces métaux. En effet, ces auteurs indiquent que, d'une part, la fraction échangeable des métaux dans les sédiments ne représente qu'un pourcentage infime de la quantité totale mesurée (2,2 p. 100 pour Cu et 0,2 p. 100 pour Zn) et que, d'autre part, les plantes (*Spartina alterniflora* des estrans de Kamouraska) n'accumulent qu'une partie de cette fraction échangeable.

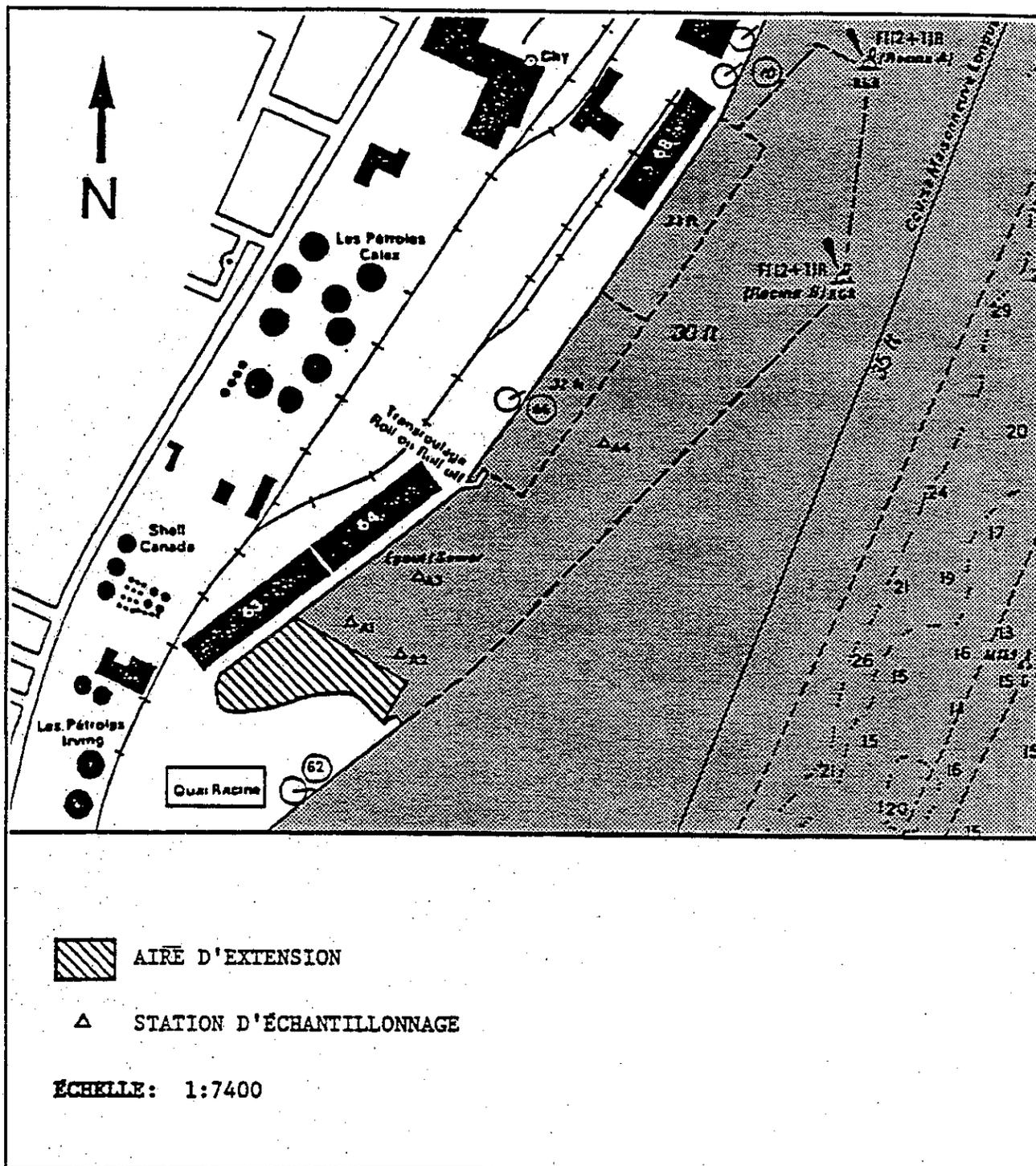
Par ailleurs, le dépôt de sédiments en couches minces sur des marécages existants permet de minimiser les impacts physiques de la mise en dépôt (Wilber *et al.*, 1992). Pour un dépôt de 5 cm, ces auteurs observent qu'il n'y a pas de changement significatif du couvert végétal ou des communautés animales. Avec un dépôt de 10 cm, l'enfouissement de la végétation existante entraîne une diminution de 20 à 25 p. 100 de la biomasse. La biomasse ne serait récupérée qu'au bout de 10 ans ou plus. Il n'y a cependant pas d'effet noté sur l'abondance des invertébrés colonisant le marécage.

Par ailleurs, Lee *et al.* (1987) observent que lorsqu'elle est implantée sur des sédiments dragués contaminés maintenus en condition d'inondation, la spartine

(*Spartina alterniflora*) montre une bonne croissance et une teneur en métaux lourds peu élevée. Par contre, cette plante ne croît pas sur de tels sédiments asséchés.

Lorsque les sédiments marins sont débarrassés de leur contenu en sel avant l'implantation de la végétation, les plantes croissent mieux mais leur teneur en métaux lourds est nettement supérieure à celle des plantes poussant dans des stations inondées et cette concentration tend à augmenter avec la diminution du taux d'humidité des sédiments. Les auteurs obtiennent des résultats semblables avec des sédiments d'eaux douces.

Enfin, il faut mentionner que la création d'aménagements fauniques peut constituer un impact positif de la mise en dépôt des matériaux dragués. Plusieurs expériences concluantes ont été menées dans le monde et il s'agit sans contredit d'une avenue intéressante qui reste à explorer pour la gestion des sédiments.



Tiré de Aquatech, 1985.

Figure 7

Localisation des stations d'échantillonnage lors du suivi environnemental des travaux d'agrandissement du Terminal Racine au Port de Montréal

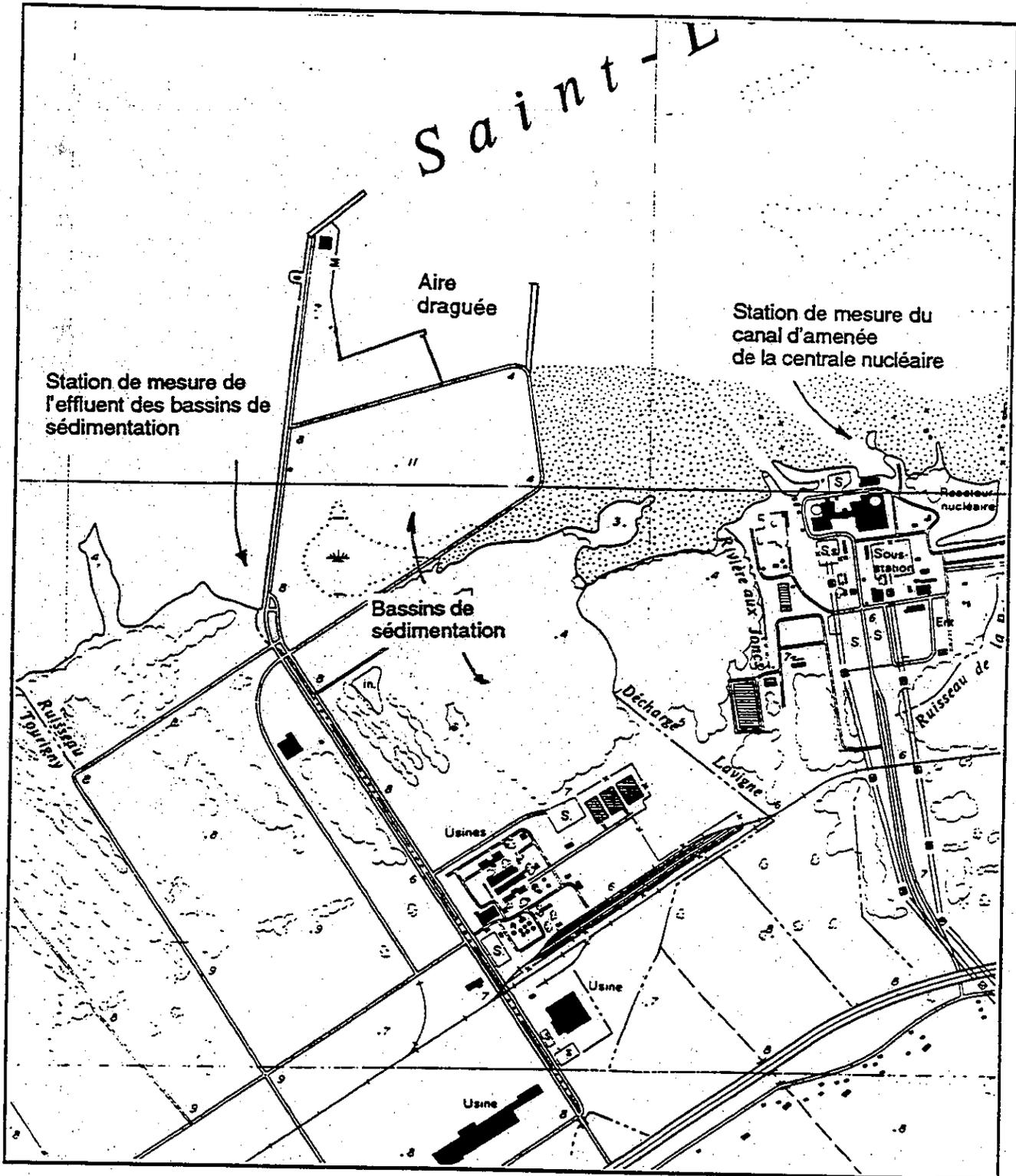


Figure 8

Localisation des stations d'échantillonnage lors du suivi des travaux de dragage au Port de Bécancour

centrale de Gentilly et qu'un écran défecteur avait été tendu dans le prolongement de cet épi.

Les activités de suivi se sont échelonnées régulièrement tout au long des travaux qui ont duré quelques mois. Dans l'ensemble, les résultats obtenus aux bassins de sédimentation et à la prise d'eau indiquent que les seuils critiques n'ont été dépassés qu'en de rares occasions. Les deux dépassements les plus importants ont eu lieu à la suite d'une panne d'électricité et d'une chute de la température qui ont entraîné l'arrêt temporaire du traitement par floculation dans le premier cas et une diminution de son efficacité dans le deuxième. Les travaux n'ont jamais dû être suspendus.

5.4 Suivi des travaux de nivellement au quai de QIT-Fer et Titane Inc.

Un suivi de la qualité de l'eau a été réalisé lors des travaux de nivellement effectués au quai de la compagnie QIT-Fer et Titane inc., à Tracy, en 1986 (Roche Itée, 1987). Les travaux avaient pour but de dégager l'aire d'accostage des navires et ils ont été réalisés au moyen d'une drague à benne preneuse. Ils consistaient à excaver les matériaux en place le long du quai, à les soulever à l'extérieur de l'eau au-dessus des amarres et à les déposer au fond, à quelques dizaines de mètres du quai. Les matériaux qui ont fait l'objet du suivi étaient principalement constitués de minerai. Ils avaient une granulométrie plutôt grossière (sable moyen à sable fin) et des teneurs relativement élevées en certains métaux. Le suivi avait donc pour but non seulement de surveiller l'évolution des matières en suspension et de la turbidité mais surtout de chercher à déterminer le taux de mise en solution des métaux présents dans les matériaux dragués.

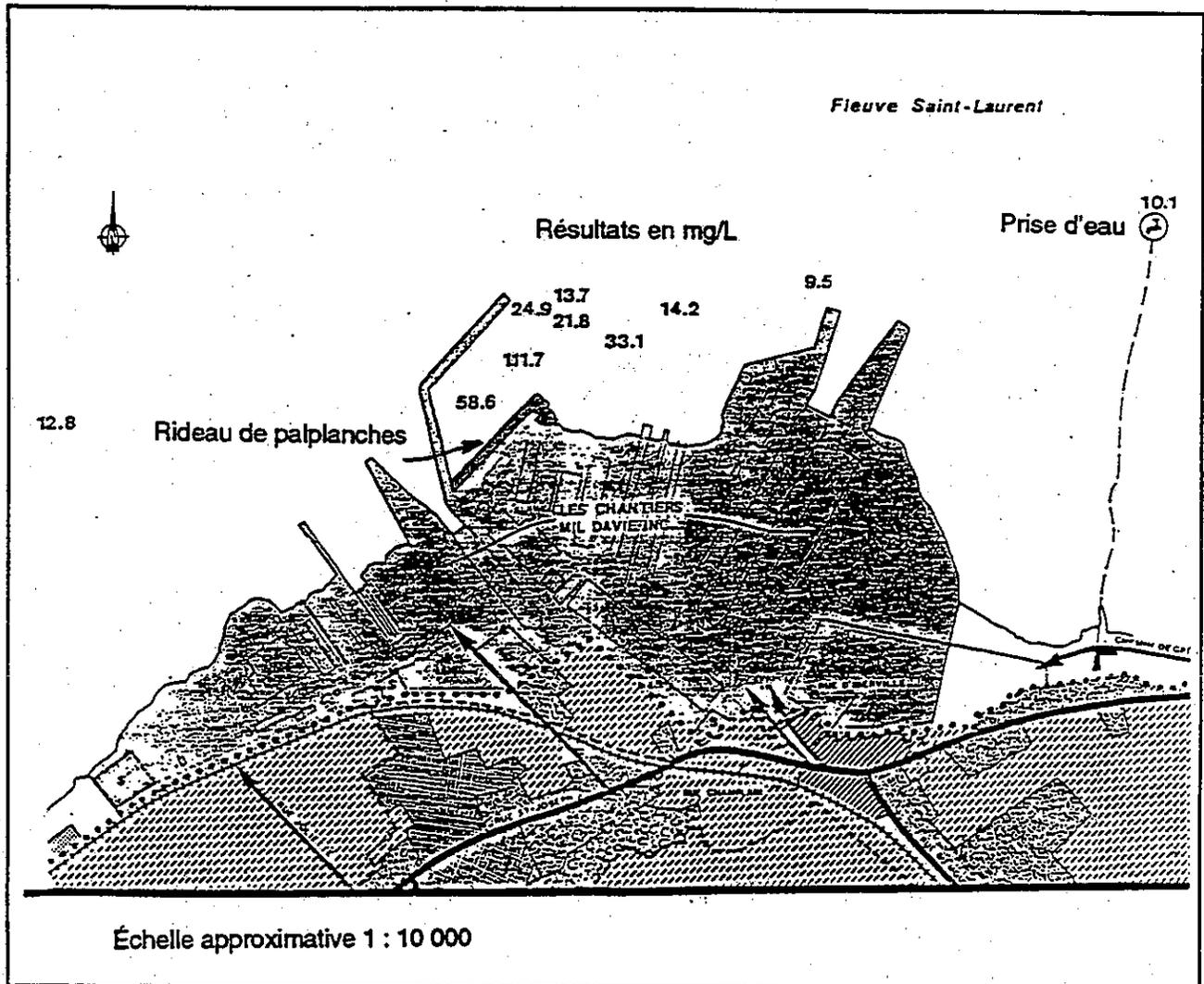
Les travaux étaient effectués de telle manière que le point d'impact maximum apparent se produisait au moment où la benne chargée émergeait de l'eau. Un nuage noir s'étendant en surface sur une dizaine de mètres devenait alors très apparent et s'estompait très rapidement en dérivant vers l'aval sous l'action des courants relativement rapides qui caractérisent le secteur. Plusieurs échantillons ont été prélevés dans ce nuage en surface ainsi que près du fond, lors du dépôt des matériaux. Les stations de mesure étaient localisées à 5 m, 10 m, 20 m, 100 m, et 170 m en aval de la drague. Trois stations de référence localisées en amont de la zone des travaux ont également été échantillonnées.

Les résultats du suivi n'ont pas permis de mettre en évidence une augmentation de la turbidité ou de la concentration de MES à aucune des stations, compte tenu de la nature des matériaux. Le suivi a démontré par ailleurs que les concentrations de métaux dissous mesurées dans les échantillons recueillis étaient comparables ou inférieures aux concentrations maximum observées aux stations de référence, à l'exception de quelques mesures effectuées à 5 m et à 10 m de la drague (3 résultats sur un total de 70 analyses; plomb dissous : 0,10 mg/L, 0,12 mg/L et 0,10 mg/L alors que la référence était de 0,03 mg/L). Il faut noter que l'ensemble du secteur étudié (y compris deux des trois stations de référence) était sous l'influence d'un important rejet industriel (effluent de la compagnie Tioxide Canada inc.) susceptible d'introduire un biais significatif dans toutes les mesures effectuées.

5.5 Suivi des travaux effectués aux installations de MIL Davie inc.

Un très imposant programme de surveillance des activités de dragage a été réalisé en 1988 aux installations portuaires de MIL Davie inc. à Lauzon lors des travaux d'élargissement et de prolongement du quai Murphy (Robert Hamelin et associés, 1988). Le suivi avait pour objectif principal la protection de la prise d'eau de la ville de Lauzon, située à environ un kilomètre en aval de la zone d'intervention. Les travaux de dragage ont été réalisés à l'aide d'une drague mécanique et d'une drague hydraulique et ils visaient l'excavation de sables ainsi que de vases contaminées. Les matériaux étaient déversés derrière un rideau de palplanche, en berge.

Les résultats du suivi indiquent que le dragage des sables a évidemment soulevé moins de problèmes que celui des vases. La quantité de matériaux perdus a été estimée à 2 p. 100 pour la drague hydraulique et 6 p. 100 pour la drague mécanique. Le panache de turbidité qui se formait à proximité immédiate des équipements s'est généralement étiré le long du quai, à une distance d'environ 50 mètres de celui-ci. Les particules fines se dirigeaient vers le fleuve principalement à la faveur de la marée mi-descendante jusqu'à l'étalement de marée basse. Le panache observé se dispersait rapidement et affichait un facteur de dilution de l'ordre de 8 sur 200 mètres (112 mg/L à 14 mg/L), atteignant alors des concentrations non statistiquement différentes des valeurs naturelles. La figure 9 présente la localisation des stations d'échantillonnage et fournit la moyenne des concentrations de MES mesurées à chacune de celles-ci.



Tiré de Robert Hamelin et associés inc., 1988.

Figure 9 Moyennes des résultats de MES obtenues aux stations d'échantillonnage lors du suivi environnemental des travaux de restauration du quai Murphy, MIL Davie inc. à Lauzon

L'analyse finale des résultats porte sur l'ensemble des observations effectuées tout au long des travaux, sans tenir compte des types d'équipement ou des types de matériaux. Les indications suivantes sont présentées :

- pendant les travaux, la concentration moyenne à l'intérieur de la zone portuaire s'est révélée 6,6 fois plus élevée que la concentration moyenne observée à une station de contrôle localisée à 600 m en amont de la zone des travaux (un total de 16 échantillons ont été prélevés dans la zone des travaux alors que 81 échantillons provenaient de la station témoin);
- immédiatement à l'extérieur de la zone portuaire, les concentrations moyennes observées (sur un total de 278 échantillons) sont deux fois plus élevées que celle de la station de contrôle;
- à une centaine de mètres de la sortie de la zone portuaire, les concentrations moyennes observées (sur un total de 278 échantillons) ne sont pas significativement différentes de celle de la station de contrôle;
- la concentration moyenne observée au niveau de la prise d'eau de Lauzon, localisée à environ 1 km en aval de la zone des travaux, a été inférieure à celle de la station de contrôle, et aucune des 133 mesures effectuées n'a dépassé la limite d'acceptabilité fixée à 80 mg/L;
- les mesures de MES et de turbidité effectuées sur les mêmes échantillons n'ont généralement pas montré de corrélations très significatives. L'influence de la marée, qui conditionne le déplacement du panache de dispersion du diffuseur de la Communauté Urbaine de Québec (situé en amont de la zone d'intervention), est probablement responsable de la variabilité du rapport entre ces deux paramètres.

Le rapport de Robert Hamelin et associés (1988) conclut que, dans l'ensemble et malgré certaines augmentations ponctuelles de MES, les concentrations moyennes observées à l'extérieur du chantier maritime MIL Davie inc. ont été à peine plus élevées que les concentrations habituellement mesurées dans ce secteur. La turbidité liée aux opérations de dragage s'est presque toujours limitée au secteur des travaux. Malgré l'observation occasionnelle d'un panache de dispersion qui s'étendait à l'extérieur de la zone des travaux à la faveur de certaines conditions de marée, il n'a pas été nécessaire de modifier le mode d'opération ou le rythme des travaux pour préserver la qualité de l'eau dans le secteur immédiatement adjacent, où se trouve la prise d'eau de la ville de Lauzon.

5.6 Suivi des travaux de dragage au Port de Québec

Le Port de Québec effectuait, en 1983, le dragage mécanique de 85 000 mètres cubes de sédiments en face des quais 24, 27 et 50 et les matériaux ont été rejetés en eaux libres, à proximité du diffuseur d'eaux usées de la Communauté Urbaine de Québec, au centre du fleuve. Les sédiments étaient constitués de matériaux fins et de débris organiques divers; leur qualité chimique était passable. Le suivi environnemental de ce rejet en eaux libres à l'aide de barges a été réalisé et les zones sensibles qui ont alors été examinées étaient les prises d'eau de Lévis, de Lauzon, de Sillery et de Saint-Romuald ainsi que les battures de Beauport et de Lauzon, toutes localisées à 800 mètres et plus du site de rejet (Laboratoire de Génie Sanitaire du Québec inc., 1984). Au cours de ce suivi, plusieurs échantillons ont été recueillis pendant et après les activités de rejet. Les résultats obtenus n'ont pas permis de relier les activités de dragage et de rejet à une quelconque augmentation ou diminution significative pour tous les paramètres mesurés.

5.7 Suivi de travaux de dragage dans la Baie des Chaleurs

Lors d'un suivi effectué dans la Baie des Chaleurs, Bergeron *et al.* (1990) ont observé que des sédiments constitués de sable très fin et comportant moins de 10 p. 100 de limon-argile, montraient une bonne cohésion et ont sédimenté rapidement suite à leur rejet en eaux libres par des chalands. Le panache de dispersion au fond ne s'est pas étendu à plus de 150 m du point d'impact et de 50 à 70 p. 100 des matériaux ont sédimenté au site même du rejet.

Les auteurs indiquent que :

- la réduction maximale de turbidité a été de 47,2 p. 100 à moins de 50 m du site de rejet (par rapport aux valeurs naturelles);
- les nuages de dispersion se sont propagés dans une seule direction, à la faveur des courants, et la dimension apparente du panache était de moins de 20 mètres;
- à 1,4 km, la réduction de la transparence n'était plus que de 5 à 15 p. 100 des valeurs observées avant le dragage;

- la dispersion presque complète des particules se fait à l'intérieur d'une distance de 1,8 km du site de rejet dans la direction des courants dominants.

Un suivi de la mortalité des moules d'élevage à proximité du site de rejet a démontré que les spécimens âgés de un et deux ans n'ont pas subi de stress mécanique et physiologique liés à une charge particulière élevée résultant des rejets. Les auteurs indiquent qu'un périmètre de sécurité fixé à un mille nautique, lorsque l'on retrouve les mêmes conditions de courant et de composition sédimentaire, est suffisant pour assurer la protection d'une production commerciale de mollusques contre le passage d'une masse d'eau de forte turbidité.

5.8 Suivi des travaux effectués au Port de Pointe-Noire

La construction du Port de Pointe-Noire dans la baie de Sept-Îles a nécessité le dragage d'un important volume de particules fines tout au long de l'été 1984 (le volume total de matériaux dragués en date du 4 septembre atteignait 834 407 m³). Les travaux ont été réalisés au moyen d'une drague hydraulique à désagrégateur et les matériaux étaient rejetés en eaux libres au moyen d'un pipeline dans la baie de Sept-Îles. Un volet du suivi environnemental de ce projet a été réalisé du 20 au 23 août 1984 (Roche, 1984). Chaque jour du suivi, des échantillons d'eau ont été prélevés à différentes profondeurs dans la zone de rejet; les mesures ont été prises durant la marée montante les 20 et 23 août et pendant la marée haute ou la marée descendante les 21 et 22 août. La turbidité a été mesurée sur chacun des échantillons prélevés et 10 d'entre eux ont été retenus pour des analyses des matières en suspension (MES), du phosphore dissous et des métaux lourds (Pb, Cu, Zn et Cr). Des profils de courant étaient enregistrés dans la zone de rejet à la sortie de la baie, en même temps que l'on procédait aux mesures de turbidité.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus lors de ce volet ont confirmé ceux des visites précédentes. La turbidité est plus forte à mi-profondeur et surtout près du fond, et elle s'étend sur plus de 2,5 km vers l'est. Même à proximité de la conduite de refoulement, les concentrations de phosphore et de métaux dissous demeurent toujours faibles et généralement en deçà des normes proposées comme critères de qualité pour la vie aquatique et le plein usage. Les conséquences immédiates du rejet des matériaux dragués semblent donc se limiter à la turbidité et aux matières en suspension sans affecter de façon significative la qualité chimique de l'eau.

Finalement, des relevés bathymétriques ont permis de constater qu'il y a accumulation des matériaux dragués sur une épaisseur maximale de 1,5 m dans la zone immédiate du point de rejet.

5.9 Suivi de travaux de dragage dans la rivière Welland

Atlas Specialty Steels, un producteur important de pièces de métal, a reconnu publiquement avoir participé à la détérioration de la qualité de l'eau et des sédiments de la rivière Welland. La compagnie désire donc s'impliquer dans la restauration du milieu aquatique de cette rivière. Suite à une étude poussée de la problématique, la drague Mud Cat 915 ENV manufacturée par la Société Ellicott Machine s'est avérée l'équipement de dragage convenant le mieux aux travaux de restauration envisagés. Toutefois, dans le cadre des études préliminaires, les autorités gouvernementales ont recommandé qu'une démonstration technologique impliquant l'extraction d'un petit volume de sédiments soit réalisée afin d'évaluer de façon plus précise la drague Mud Cat. La démonstration eut lieu en octobre 1991. Elle impliquait l'extraction d'environ 160 mètres cubes de sédiments contaminés par des métaux comme le chrome, le cuivre, le fer, le plomb, le nickel, le zinc et également le magnésium.

La drague Mud Cat modifiée utilisée pour cette démonstration était équipée de deux tarières horizontales convergentes, d'un écran protecteur permettant l'exclusion de débris pouvant obstruer le système de pompage et de vibrateurs permettant une pénétration plus facile dans les sédiments. Un écran de protection était tendu pour confiner la zone de dragage et limiter la dispersion des particules remises en suspension par la drague.

Deux programmes de surveillance de la qualité de l'eau furent mis sur pied pour satisfaire les demandes des ministères de l'Environnement et des Ressources naturelles de l'Ontario. Le programme recommandé par le ministère des Ressources naturelles consistait à mesurer la concentration de solides en suspension et la turbidité en aval et en amont de la zone confinée dans le but de protéger toute frayère qui aurait pu être présente en aval du site de dragage. La concentration de solides en suspension en aval des opérations (100 m) ne devait pas être supérieure à celle en amont par plus de 10% ou 25 mg/L, le plus élevé ayant priorité.

Le programme recommandé par le ministère de l'Environnement avait pour but d'examiner les effets du dragage sur la solubilisation et la mobilisation de

contaminants dans les sédiments remis en suspension en aval des opérations. Le niveau de turbidité à 100 m en aval de la zone confinée ne devait pas dépasser de plus de 80 NTU celui observé à 100 m en amont.

Un troisième programme de surveillance de la qualité de l'eau fut mis sur pied à l'intérieur de la zone confinée pour évaluer l'impact direct du dragage sur la qualité de l'eau de la rivière. Des échantillons d'eau furent recueillis à 10 m en amont et en aval de la drague. Les paramètres mesurés furent la turbidité et la concentration totale de solides en suspension.

Les résultats de ces programmes de surveillance de la qualité de l'eau ont permis de démontrer que les travaux pouvaient être effectués en rencontrant toutes les exigences provinciales imposées. À titre d'information, le pourcentage de solides dans les boues de dragage a varié entre 15 et 20 p. 100 et a atteint un maximum d'environ 35 p. 100.

5.10 Suivi de travaux de dragage dans le Port de Toronto

Toronto est le centre commercial, industriel et administratif de l'Ontario. Le développement du port et les activités portuaires ont remodelé sa rive. Les activités de dragage menées dans le port de Toronto soulèvent plusieurs problématiques environnementales et des méthodes efficaces sur le plan environnemental font actuellement l'objet de recherches et d'études intensives. La contamination des sédiments du port consiste principalement en des niveaux élevés de phosphore total, d'azote total Kjeldahl, d'huiles et graisses, de cuivre, de plomb, de zinc et de BPC.

Dans le cadre de cette recherche, une démonstration technologique visant à vérifier l'efficacité du godet Cable Arm a eu lieu en juin 1992 dans le bassin de la rue Parliament. Ce site fut retenu principalement en raison du faible taux de contamination des sédiments.

Le bassin était confiné à l'aide d'un rideau de protection placé à son embouchure. Un volume de sédiments d'environ 200 mètres cubes fut extrait du bassin de la rue Parliament et acheminé à l'aide d'une barge au site de traitement. L'évaluation de la drague Cable Arm fut faite à partir de plusieurs critères dont: le taux de remise en suspension des sédiments et le pourcentage de solides dans les boues.

Le programme de surveillance de la qualité de l'eau consistait à prélever des échantillons d'eau à deux profondeurs, soit à 1 mètre sous la surface et à 1 mètre au-dessus du lit. Les échantillons furent recueillis à des stations d'échantillonnage

situées à l'extérieur du bassin, à l'intérieur de la zone confinée et à 10 mètres de la drague, dans la zone de travail. Les résultats du programme de suivi ont permis de démontrer que l'augmentation du niveau de turbidité n'a pas dépassé 30 p. 100 par rapport au niveau ambiant et que l'augmentation de la concentration de solides en suspension n'était pas supérieure à 25 mg/L. Le pourcentage de solides dans les boues s'est situé entre 40 et 50 p. 100.

Une démonstration du même type fut menée dans le port de Hamilton avec le même équipement. Tout comme au port de Toronto, les résultats du programme de suivi ont démontré que le niveau de remise en suspension pouvait respecter toutes les normes fixées. En aucun cas, le niveau de turbidité n'excéda 4,5 NTU, et ce à toutes les stations échantillonnées.

5.11 Suivi de travaux de dragage dans le port de Collingwood

Collingwood est situé dans la baie Géorgienne, dans la partie sud de la baie Nottawasaga. Des études ont démontré que les sédiments de surface pour certaines régions du port de Collingwood avaient des teneurs en BPC, zinc, plomb, chrome, cuivre, fer, phosphore total et azote total Kjeldahl élevées. Des échantillons de carottes de sédiments ont également démontré que les concentrations de plomb, de zinc et de cuivre étaient élevées mais ce à différentes profondeurs sous la surface des sédiments dans la région où la démonstration a eu lieu.

Du 6 au 23 novembre 1992, le Programme d'Extraction des Sédiments Contaminés d'Environnement Canada fit la démonstration de la pompe Pneuma modèle #150/30 dans une partie du bassin ouest du port de Collingwood.

La pompe Pneuma utilisée lors de cette démonstration fut développée par la compagnie Pneuma s.r.l, de Florence, en Italie. Elle fut modifiée par la société de construction maritime Voyageurs Ltée, de Dorion, Québec, afin d'en améliorer l'efficacité et d'en faciliter l'entretien. Le système Pneuma est constitué principalement de trois cylindres, de trois conduites d'approvisionnement et d'échappement d'air comprimé, d'une unité de distribution, d'un compresseur et d'un pipeline servant au transport des boues de dragage. Le système est basé sur le principe de la pompe hydrostatique et peut être assisté d'un compresseur.

La pompe Pneuma fut submergée dans les sédiments et tirée le long du lit du bassin. Lors du pompage, la vitesse se situait à environ 2 m/min. À la fin de chaque passage, la pompe et la barge étaient remises à la position de départ pour permettre

l'extraction de sédiments à la profondeur voulue. La profondeur des sédiments variait de 0,8 à 1,8 m.

Un densimètre fut placé à l'intérieur du pipeline afin d'obtenir de façon continue le pourcentage de solides dans les boues. Ce dernier a varié entre 20 et 30 p. 100 pendant la démonstration.

Durant la démonstration, trois stations d'échantillonnage furent visitées: la première, située à 50 m de la zone de travail, était utilisée comme site de référence. La seconde station était placée à 10 mètres de la zone de travail afin de contrôler l'efficacité du rideau de protection tendu pour empêcher les sédiments remis en suspension de s'échapper de la zone de travail. La troisième, mobile, située à 10 mètres de la pompe, avait pour but d'évaluer la remise en suspension directement causée par cette dernière. Pour chaque station, des échantillons furent recueillis en surface et en profondeur. La turbidité fut mesurée à partir de 104 échantillons et la concentration totale de solides en suspension fut obtenue pour 54 échantillons.

À l'exception de trois épisodes où le niveau de turbidité augmenta de façon marquée, la moyenne du niveau de turbidité, en profondeur, fut d'environ 15 à 20 NTU, à 10 m de la drague alors que la concentration totale de solides en suspension demeura autour de 25 à 30 mg/L. Il fut possible de faire un lien évident entre les épisodes de haut niveaux de remise en suspension des sédiments et la concentration de débris emprisonnés dans les cylindres. Il est plus que probable que, si des débris empêchent la fermeture complète du clapet d'admission lorsque l'air comprimé est poussé vers les cylindres, une partie de cet air s'échappera vers l'extérieur et remettra en suspension une quantité importante de sédiments.

Lors des travaux dans le bassin est et dans le havre, la turbidité demeura aux alentours de 3 NTU à 10 m de la pompe, tandis que la concentration totale de solides en suspension s'élevait autour de 10 à 15 mg/L à la même distance de la pompe.

Cette démonstration et les travaux subséquents dans le port de Collingwood menèrent à la première application commerciale dans les Grands Lacs de la pompe Pneuma en novembre 1993. Le volume total de sédiments contaminés à draguer était d'environ 3000 m³. Le taux de production moyen fut d'environ 45 m³/h, avec un pourcentage de solide dans les boues d'environ 30 p. 100.

Dans le cadre de ce projet, le Service de protection de l'environnement d'Environnement Canada - région de l'Ontario a effectué la surveillance de la qualité de l'eau afin d'obtenir des données quant à la remise en suspension de sédiments lors

d'activités de dragage utilisant la pompe Pneuma à des fins de production et non à des fins environnementales.

Les résultats du suivi ont montré que le niveau de turbidité mesuré à 25 m de la pompe s'élevait à des valeurs à peine plus élevées que les niveaux ambiants, autant en surface qu'au fond (augmentation de moins de 5 NTU). À 10 m de la pompe, les niveaux de turbidité ont été augmentés en moyenne de 7,5 NTU avec un maximum de 20 NTU (une seule fois).

5.12 Suivi de travaux de dragage à la station nucléaire Pickering

La station nucléaire Pickering, qui est opérée par Hydro Ontario, est située à environ 30 kilomètres à l'est de Toronto. Une puissance électrique de 4300 mégawatts fait de Pickering une des stations nucléaires les plus importantes au monde.

Depuis son entrée en fonction, des problèmes d'entraînement de sédiments ont affecté les prises d'eau de refroidissement de façon continue. Pour remédier à la situation, Hydro Ontario a construit, en 1990, un système de captage de sédiments sur le lit du canal. Ce système, fait de béton, a la forme d'un entonnoir et un diamètre d'environ 20 m. Les sédiments capturés par ce système sont transportés via un pipeline de fibre de verre d'environ 2 m de diamètre vers le canal de décharge.

Le permis du Ministère de l'Environnement de l'Ontario pour l'opération de ce système de bifurcation des sédiments fut obtenu en mai 1991. Une des conditions d'obtention de ce permis était l'extraction des sédiments s'étant accumulés dans l'entonnoir avant la mise en opération du pipeline.

Hydro Ontario évalua toutes les techniques de dragage traditionnelles disponibles sur le marché, mais, à cause de conditions spécifiques d'opération, les jugea toutes inadéquates. Après avoir contacté le Programme d'Extraction des Sédiments Contaminés d'Environnement Canada, Hydro Ontario et Environnement Canada décidèrent conjointement que la drague à benne preneuse Cable Arm 100E était le meilleur choix. Cette drague s'était avérée efficace aux ports de Toronto et de Hamilton, en prouvant qu'elle pouvait extraire les sédiments tout en minimisant le taux de remise en suspension et en maximisant le rapport solides/liquide. Durant les travaux, un taux minimal de remise en suspension des sédiments s'avérait essentiel puisque quatre unités nucléaires avec leur prise d'eau étaient en opération.

Les travaux commencèrent le 18 mai et se terminèrent le 25 mai 1993. Ce projet représentait un défi pour la drague Cable Arm 100E pour deux raisons.

Premièrement, la forme de l'entonnoir et la forme de la benne rendaient l'accès aux parois et au fond de l'entonnoir extrêmement difficile. Deuxièmement, la proximité d'une prise d'eau, située à 13 m du centre de l'entonnoir avec un courant se dirigeant vers celle-ci, accentuait le besoin de maintenir le taux de remise en suspension des sédiments au minimum. Les sédiments capturés par l'entonnoir étaient constitués principalement de sables fins. Une certaine quantité de débris organiques (feuilles, branches, poissons morts, algues, etc.) fut également notée. Environ 200 mètres cubes de sédiments furent extraits de l'entonnoir.

Le principal objectif du programme de suivi de ce projet était de déterminer la quantité de sédiments remis en suspension par la drague, au niveau de la prise d'eau la plus rapprochée. Les résultats de ce suivi ont indiqué, pour les trois premiers jours de travail, un niveau de turbidité ne dépassant jamais 7 NTU. Par contre, des concentrations élevées de solides en suspension ont été enregistrées lorsque la benne était surchargée. Ces différences entre le niveau de turbidité et la concentration totale de solides en suspension pourraient être causées par la remise en suspension de débris de toutes tailles près du lit du canal. Par la suite, la concentration moyenne de solides en suspension fut d'environ 22 mg/L, à une distance variant entre 6 et 23 m de la drague. La limite d'augmentation de la concentration totale de solides en suspension permise par Hydro Ontario était fixée à 22 mg/L à une distance de 25 m.

5.13 Synthèse des suivis

Le tableau 13 présente une synthèse des suivis décrits précédemment. D'une façon générale, ces informations indiquent que les travaux de dragage effectués dans le Saint-Laurent ont généralement eu des répercussions très faibles sur les éléments du milieu qui faisaient l'objet du suivi.

Il convient notamment de souligner l'effort de suivi important déployé lors des travaux réalisés aux installations portuaires de MIL Davie inc. (Robert Hamelin et associés, 1988) ainsi que lors des travaux réalisés dans le port de Bécancour en 1983 et 1984 (La firme A.G.I.R. Itée et André Marsan & associés, 1984). Les conclusions des suivis effectués dans le cadre de ces travaux reposent en effet sur un très grand nombre de mesures tenant compte des particularités et des caractéristiques du milieu et elles ont permis de bien cerner les effets de chacun de ces deux projets. Ces suivis constituent les références les mieux documentées en ce qui concerne la mesure des effets associés aux travaux de dragage et de génie portuaire dans le fleuve Saint-Laurent et les Grands Lacs.

Tableau 13

Synthèse des suivis environnementaux réalisés dans le Saint-Laurent

PROJET	ANNÉE	DESCRIPTION DU PROJET	TYPE DE DRAGUE	MISE EN DÉPÔT	DESCRIPTION DU SUIVI	CONCLUSIONS
Travaux dans la rivière Bécancour	1992	Approfondissement de la rivière Bécancour (au niveau de la traversée de l'autoroute 30). Les matériaux, constitués de sable, de gravier et d'une proportion significative de silt et d'argile, étaient rejetés en milieu terrestre et, suite à la sédimentation des sables et des graviers, les eaux séjournent dans une vaste aire de sédimentation pour ensuite être dirigées vers un petit bassin de polissage et de là, évacuées dans un petit ruisseau se jetant dans la rivière Bécancour.	Drague hydraulique à désagrégateur	Dépôt en milieu terrestre	Suivi de la qualité de l'eau de reffluent du bassin de polissage	Les résultats obtenus lors de ce suivi ont rapidement indiqué que la concentration de MES dans l'effluent était très élevée (entre 300 mg/L et 600 mg/L à l'exutoire du bassin de polissage et entre 100 mg/L et 200 mg/L dans le ruisseau à 300 m de l'exutoire). Une petite unité de traitement (ajout de flocculants à l'entrée du bassin de polissage) a par la suite permis de maintenir la concentration à l'exutoire du bassin de polissage à 22 mg/L en moyenne (pour un total de 220 échantillons).
Terminal Racine du Port de Montréal	1985	Les travaux d'agrandissement du terminal Racine au Port de Montréal consistaient à remblayer avec différents types de matériaux (dont des matériaux fins) une aire en rive qui avait préalablement fait l'objet d'un engouement. Le projet n'impliquait pas de travaux de dragage.	N/A		Le suivi environnemental a consisté à mesurer régulièrement la turbidité à quatre stations localisées dans le fleuve en aval de la zone des travaux et à comparer ces résultats avec ceux obtenus avant le début des travaux. Les travaux devaient être suspendus lorsque la turbidité mesurée à 500 m de la digue dépassait par un facteur de 1,5 la mesure moyenne obtenue avant les travaux.	Les résultats obtenus à la station localisée à 500 m de la digue indiquent que le facteur de 1,5 n'a jamais été atteint au cours des travaux de construction de la digue et qu'il a été atteint une seule fois pendant le remblayage de l'aire engouée. Plusieurs dépassements ont été notés aux stations localisées à 30 m et à 150 m mais n'excédaient pas deux fois la moyenne des mesures effectuées avant les travaux.
Port de Bécancour	1983 et 1984	Dragages de capitalisation et d'entretien réalisés dans le port de Bécancour. Les matériaux étaient pompés dans de vastes bassins de sédimentation situés derrière l'aire portuaire. Ces bassins se déversent finalement dans un bassin de mélange rapide où l'ajout dosé de flocculants permettait d'accélérer la sédimentation des particules fines encore en suspension.	Drague hydraulique à désagrégateur	Dépôt en milieu terrestre	Le suivi environnemental portait principalement sur les concentrations de MES à l'exutoire du bassin de sédimentation et à la prise d'eau brute de la centrale nucléaire de Gentilly (située immédiatement en aval) où les seuils critiques avaient été fixés respectivement à 25 mg/L et à 100 mg/L (avec un seuil de première alerte à 60 mg/L). Un épi avait été érigé entre l'aire portuaire et le canal d'aménée de la centrale de Gentilly et un écran déflecteur avait été tendu dans le prolongement de cet épi.	Dans l'ensemble, les résultats obtenus aux bassins de sédimentation et à la prise d'eau indiquent que les seuils critiques n'ont été dépassés qu'en de rares occasions. Les deux dépassements les plus importants ont eu lieu à la suite d'une panne d'électricité et d'une chute de la température qui ont entraîné respectivement un arrêt temporaire et une diminution de l'efficacité du traitement par flocculation. Les travaux n'ont jamais dû être suspendus.

Tableau 13 (suite)

PROJET	ANNÉE	DESCRIPTION DU PROJET	TYPE DE DRAGUE	MISE EN DÉPÔT	DESCRIPTION DU SUIVI	CONCLUSIONS
CIT-Fer et Titane Inc.	1986	Travaux de nivellement effectués au quel de la compagnie dans le but de dégager l'aire d'accostage des navires. Ils consistaient à excaver les matériaux en place le long du quai, à les soulever à l'extérieur de l'eau au-dessus des armoires et à les déposer au fond, à quelques dizaines de mètres du quai. Les matériaux qui ont fait l'objet du suivi étaient principalement constitués de granulométrie plutôt grossière (sable moyen à sable fin) et des teneurs relativement élevées en certains métaux.	Drague à benne preneuse	Nivellement du fond	Le suivi avait donc pour but non seulement de surveiller l'évolution des matières en suspension mais surtout de chercher à déterminer le taux de mise en solution des métaux présents dans les matériaux dragués. Les stations de mesure étaient localisées à 5 m, 10 m, 20 m, 100 m, et 170 m en aval de la drague. Trois stations de référence, localisées en amont de la zone des travaux ont également été échantillonnées.	Les résultats du suivi n'ont pas permis de mettre en évidence une augmentation de la turbidité ou de la concentration de MES à aucune des stations, compte tenu de la nature des matériaux. Le suivi a démontré par ailleurs que les concentrations de métaux dissous mesurées dans les échantillons recueillis étaient comparables ou inférieures aux concentrations maximum observées aux stations de référence, à l'exception de quelques mesures effectuées à 5 m et à 10 m de la drague (3 résultats sur un total de 70 analyses; plomb dissous : 0,10 mg/L, 0,12 mg/L et 0,10 mg/L, il faut noter que l'ensemble du secteur étudié était sous l'influence d'un important rejet industriel (effluent de la compagnie Toxide Canada Inc.) susceptible d'introduire un biais significatif dans toutes les mesures effectuées.
MIL Davie Inc.	1986	Activités de dragage aux installations portuaires de MIL Davie Inc. à Lauzon lors des travaux d'élargissement et de prolongement du quai Murphy. Les travaux visaient l'excavation de sables ainsi que de vases contaminées. Les matériaux étaient déversés derrière un rideau de palplanche, en beige.	Drague mécanique et drague hydraulique	Dépôt en beige derrière un rideau de palplanches	Le suivi avait pour objectif principal la protection de la prise d'eau de la ville de Lauzon, située à environ un kilomètre en aval de la zone d'intervention.	Les résultats du suivi indiquent que la quantité de matériaux perdus a été de 2 p. 100 pour la drague hydraulique et de 6 p. 100 pour la drague mécanique. Dans l'ensemble et malgré certaines augmentations ponctuelles de MES, les concentrations moyennes observées à l'extérieur du chantier maritime MIL Davie Inc. ont été à peine plus élevées que les concentrations habituellement mesurées dans ce secteur. La turbidité liée aux opérations de dragage s'est presque toujours limitée au secteur des travaux. Malgré l'observation occasionnelle d'un panache de dispersion qui s'étendait à l'extérieur de la zone des travaux à la faveur de certaines conditions de marée, il n'a pas été nécessaire de modifier le mode d'opération ou le rythme des travaux pour préserver la qualité de l'eau dans le secteur immédiatement adjacent, où se trouve la prise d'eau de la ville de Lauzon.
Port de Québec	1983	Dragage de 85 000 mètres cubes de sédiments en face des quais 24, 27 et 50 et rejet des matériaux en eaux libres, à proximité du diffuseur d'eaux usées de la CUQ, au centre du fleuve. Les sédiments étaient constitués de matériaux fins et de débris organiques divers; leur qualité chimique était passable.	Drague à benne preneuse	Rejet en eaux libres	Le suivi environnemental de ce rejet en eaux libres portait sur les éléments et les zones sensibles suivantes : les prises d'eau de Lévis, de Lauzon, de Sillery et de Saint-Romuald ainsi que les battures de Beauport et de Lauzon. Tous ces éléments sensibles étant localisés à 800 mètres et plus du site de rejet.	Au cours de ce suivi, plusieurs échantillons ont été recueillis pendant et après les activités de rejet. Les résultats obtenus n'ont pas permis de relier les activités de dragage et de rejet à quelque augmentation ou diminution significative pour tous les paramètres mesurés.

Tableau 13 (suite)

PROJET	ANNÉE	DESCRIPTION DU PROJET	TYPE DE DRAGUE	MISE EN DÉPÔT	DESCRIPTION DU SUIVI	CONCLUSIONS
Baie des Chaleurs	1989	Dragage et rejet de sédiments constitués de sable très fin et comportant moins de 10 p. 100 de limon-argile.	Drague mécanique à benne preneuse	Rejet en eaux libres	Le suivi cherchait à mesurer l'étendue du panache de dispersion suite au rejet en eaux libres et à évaluer les effets sur les zones de myxiculture.	Les sédiments ont montré une bonne cohésion et ont sédimenté rapidement suite à leur rejet en eaux libres. Le panache de dispersion au fond ne s'est pas étendu à plus de 150 m du point d'impact et de 50 à 70 p. 100 des matériaux ont sédimentés au site même du rejet. La réduction maximale de turbidité a été de 47,2 p. 100 à moins de 50 m du site de rejet (par rapport aux valeurs naturelles). À 1,4 km, la réduction de la transparence n'était plus que de 5 à 15 p. 100 des valeurs observées avant le dragage et elle était presque complète à l'intérieur d'une distance de 1,8 km du site de rejet dans la direction des courants dominants. Le suivi a démontré que les moujes d'élevage n'ont pas subi de stress mécanique et physiologique liés à une charge particulaire élevée résultant des rejets.
Port de Pointe-Noire	1984	La construction du Port de Pointe-Noire dans la baie de Sept-Iles a nécessité le dragage d'un important volume de particules fines. Les matériaux étaient rejetés en eaux libres au moyen d'un pipeline dans la baie de Sept-Iles.	Drague hydraulique à désagrégateur	Rejet en eaux libres	Le suivi environnemental de ce projet a consisté à prélever des échantillons d'eau à différentes profondeurs dans la zone de rejet, à différents stades de la marée. La turbidité a été mesurée sur chacun des échantillons prélevés et certains d'entre eux ont été retenus pour des analyses des matières en suspension (MES), du phosphore (Pb, Cu, Zn et Cr). Des profils de courant étaient enregistrés dans la zone de rejet à la sortie de la baie, en même temps que l'on procédait aux mesures de turbidité.	Dans l'ensemble, les résultats ont indiqué que la turbidité est plus forte à mi-profondeur et surtout près du fond et qu'elle s'étend sur plus de 2,5 km vers l'est. Même à proximité de la conduite de renouveau, les concentrations de phosphore et de métaux dissous demeurent toujours faibles et généralement en deçà des normes proposées comme critères de qualité pour la vie aquatique et le plein usage. Les conséquences immédiates du rejet des matériaux dragués semblent donc se limiter à la turbidité et aux matières en suspension sans affecter de façon significative la qualité chimique de l'eau. Finalement, des relevés bathymétriques ont permis de constater qu'il y a accumulation des matériaux dragués sur une épaisseur maximale de 1,5 m dans la zone immédiate du point de rejet.

Tableau 13 (suite)

PROJET	ANNÉE	DESCRIPTION DU PROJET	TYPE DE DRAGUE	MISE EN DÉPÔT	DESCRIPTION DU SUIVI	CONCLUSIONS
Dragage dans la rivière Welland	1991	Démonstration technologique impliquant l'extraction d'environ 160 mètres cubes de sédiments contaminés par des métaux comme le chrome, le cuivre, le fer, le plomb, le nickel, le zinc et également le magnésium. La drague Mud Cat modifiée utilisée pour cette démonstration était équipée de deux tarières horizontales convergentes, d'un écran protecteur permettant l'exclusion de débris pouvant obstruer le système de pompage et de vibrateurs permettant une pénétration plus facile dans les sédiments.	Drague Mud Cat modifiée	N/A	Le programme avait pour but de protéger toute fraisure qui aurait pu être présente en aval du site de dragage. Il visait également à examiner les effets du dragage sur la solubilisation et la mobilisation de contaminants dans les sédiments remis en suspension en aval des opérations. Enfin, il avait pour but d'évaluer l'impact direct du dragage sur la qualité de l'eau de la rivière. Des échantillons d'eau furent recueillis à 10 m en amont et en aval de la drague. Les paramètres mesurés furent la turbidité et la concentration totale de solides en suspension.	La concentration de solides en suspension en aval des opérations (100 m) ne devait pas être supérieure à celle en amont par plus de 10% ou 25 mg/L, le plus élevé ayant priorité. Le niveau de turbidité à 100 m en aval de la zone confinée ne devait pas dépasser de plus de 80 NTU celui observé à 100 m en amont. Les résultats des programmes de surveillance de la qualité de l'eau ont permis de démontrer que les travaux pouvaient être effectués en rencontrant toutes les exigences imposées.
Port de Toronto	1992	Démonstration technologique visant à vérifier l'efficacité du godet Cable Arm dans le bassin de la rue Parliament. Ce site fut retenu principalement en raison du faible taux de contamination des sédiments.	Drague mécanique munie d'un godet Cable Arm	N/A	Le programme de surveillance de la qualité de l'eau consistait à prélever des échantillons d'eau à deux profondeurs, soit à 1 mètre sous la surface et à 1 mètre au-dessus du lit. Les échantillons furent recueillis à des stations d'échantillonnage situées à l'extérieur du bassin, à l'intérieur de la zone confinée et à 10 mètres de la drague, dans la zone de travail.	Les résultats du programme de suivi ont permis de démontrer que l'augmentation du niveau de turbidité n'a pas dépassé 30 p. 100 par rapport au niveau ambiant et que l'augmentation de la concentration de solides en suspension n'était pas supérieure à 25 mg/L.

Tableau 13 (suite)

PROJET	ANNÉE	DESCRIPTION DU PROJET	TYPE DE DRAGUE	MISE EN DÉPÔT	DESCRIPTION DU SUIVI	CONCLUSIONS
Port de Collingwood	1992	Démonstration de la pompe Pneuma modèle #150/30 dans une partie du bassin ouest du port de Collingwood. La profondeur des sédiments variait de 0,8 à 1,8 m. Un densimètre fut placé à l'intérieur du pipeline afin d'obtenir de façon continue le pourcentage de solides dans les boues. Ce dernier a varié entre 20 et 30 p. 100 pendant la démonstration.	Pompe Pneuma modèle #150/30	N/A	Trois stations d'échantillonnage furent visitées: la première, située à 50 m de la zone de travail, était utilisée comme site de référence. La seconde station était placée à 10 mètres de la zone de travail afin de contrôler l'efficacité du niveau de protection tendu pour empêcher les sédiments remis en suspension de s'échapper de la zone de travail. La troisième, mobile, située à 10 mètres de la pompe, avait pour but d'évaluer la remise en suspension directement causée par cette dernière. Pour chaque station, des échantillons furent recueillis en surface et en profondeur.	A l'exception de trois épisodes où le niveau de turbidité augmenta de façon marquée, la moyenne du niveau de turbidité, en profondeur, fut d'environ 15 à 20 NTU, à 10 m de la drague alors que la concentration totale de solides en suspension demeura autour de 25 à 30 mg/L. Lors des travaux dans le bassin est et dans le havre, la turbidité demeura aux alentours de 3 NTU à 10 m de la pompe, tandis que la concentration totale de solides en suspension s'élevait autour de 10 à 15 mg/L à la même distance de la pompe.
Station nucléaire de Pickering	1993	Travaux de dragage du dispositif de captage des sédiments dans le canal d'arrivée des eaux de refroidissement de la centrale.	Drague mécanique munie d'un godet Cable Arm	N/A	Le principal objectif du programme de suivi de ce projet était de déterminer la quantité de sédiments remis en suspension par la drague, au niveau de la prise d'eau la plus rapprochée.	Les résultats de ce suivi ont indiqué, pour les trois premiers jours de travail, un niveau de turbidité ne dépassant jamais 7 NTU. Par contre, des concentrations élevées de solides en suspension ont été enregistrées lorsque la benne était surchargée. Par la suite, la concentration moyenne de solides en suspension fut d'environ 22 mg/L, à une distance variant entre 6 et 23 m de la drague. La limite d'augmentation de la concentration totale de solides en suspension permise par Hydro Ontario était fixée à 22 mg/L à une distance de 25 m.

6 CONCLUSION

À l'instar des évaluations environnementales pour tous les types de projet, l'identification et l'évaluation des répercussions associées au dragage et à la mise en dépôt des sédiments nécessite la collecte de données fiables et détaillées permettant de décrire les éléments du milieu récepteur susceptibles d'être affectés. Ces évaluations environnementales doivent également s'appuyer sur une connaissance documentée des effets généralement observés dans le cadre de tels projets et le présent document s'attarde principalement sur ce dernier point en présentant une revue des observations faites dans le cadre des récents travaux de recherche et de suivi menés au Canada et à l'étranger.

Dans l'ensemble, les informations présentées dans le présent document indiquent que lorsque les mesures de mitigation et les méthodes de réalisation appropriées sont retenues et appliquées, il est possible d'effectuer des travaux de dragage et de génie portuaire, impliquant des mises en dépôt en milieu terrestre ou aquatique, tout en respectant les éléments sensibles du milieu récepteur.

Au chapitre des suivis environnementaux, les informations recueillies indiquent que les travaux de dragage ont, de façon générale, des répercussions faibles et très localisées. Plus spécifiquement, la revue des suivis effectués dans le Saint-Laurent indique que les travaux de dragage d'entretien ou de capitalisation ont généralement eu des répercussions très faibles ou négligeables sur les éléments du milieu qui faisaient l'objet du suivi. À ce sujet, il importe de mentionner que les tempêtes, les inondations et les grandes marées sont autant de phénomènes naturels qui entraînent des hausses de turbidité importantes, puisqu'ils peuvent se produire sur des superficies beaucoup plus vastes et s'étendent parfois sur des périodes plus longues que les activités de dragage.

Il faut enfin souligner que le présent document fera l'objet d'une révision régulière à la lumière des informations obtenues dans le cadre des suivis environnementaux et des développements technologiques qui ne manqueront pas de survenir au cours des prochaines années dans ce domaine.

GLOSSAIRE

Absorption : procédé de fixation dans la masse d'une autre substance d'un gaz, d'un liquide ou d'une substance dissoute.

Adsorption : procédé de fixation à la surface de substances solides (atomes, ions, molécules) d'un gaz, d'un liquide ou d'une substance dissoute.

Advection : processus de transport des propriétés d'une eau, résultant de son mouvement moyen, horizontal ou vertical.

Anaérobie : milieu dépourvu d'air.

Analyse chimique des extractibles : méthode consistant à digérer partiellement un échantillon de sédiments de façon à extraire les éléments potentiellement biodisponibles (liés aux carbonates, aux oxydes de fer ou de manganèse ou encore à la matière organique) pour effectuer, par la suite, un dosage élémentaire.

Analyse chimique globale ou totale : méthode consistant à digérer complètement un échantillon de sédiments, généralement par oxydation, à l'aide d'un acide fort, pour effectuer, par la suite, un dosage élémentaire.

Analyse granulométrique : mesure de la distribution dimensionnelle des particules d'un échantillon à l'aide d'un tamis standard, d'hydromètres et de colonnes de décantation standardisées.

Anoxique : milieu dépourvu d'oxygène.

Argile : type de sol ou de sédiments de forte cohésion, composé de particules de diamètre inférieur à 0,004 mm.

Bilan de masse : comptabilité des quantités ou des flux de matériaux en termes de masse, c'est-à-dire en kilogrammes.

Bioaccumulation : terme général désignant le processus par lequel certains organismes aquatiques accumulent une substance chimique directement à partir de l'eau ou par l'intermédiaire des aliments qui en renferment.

Bioamplification : résultat des processus de bioconcentration et de bioaccumulation se traduisant par l'augmentation de la concentration des produits chimiques accumulés dans les tissus dès que l'on monte de deux niveaux ou plus dans la chaîne trophique. La bioamplification laisse supposer qu'il y a transfert efficace de produits chimiques à l'organisme consommateur à partir des aliments, de sorte que la concentration de ces produits augmente systématiquement d'un niveau trophique à un niveau suivant.

Bioconcentration : processus de rétention dans les tissus d'un organisme au point que la teneur des tissus dépasse celle du milieu ambiant, en tenant compte simultanément de l'absorption et de l'élimination.

Biodisponibilité : un degré de disponibilité auquel un composé ou un élément peut être absorbé par la faune ou la flore.

Biomobilisation : prise en charge par des organismes vivants ou intégration dans une structure vivante de polluants présents dans l'eau ou les sédiments.

BPC : nom abrégé des biphényles polychlorés. Composés organiques constitués de composés phénolés et de chlore. Les BPC étaient utilisés comme isolants dans les transformateurs et les condensateurs. Ces composés sont pratiquement insolubles dans l'eau et sont très persistants. Ils s'adsorbent fortement aux sédiments fins et à la matière organique et se dissolvent dans les huiles ou les graisses.

Bruit de fond : concentration d'une substance ou d'un contaminant présent naturellement dans l'environnement. Pour certaines substances créées par l'homme, il s'agit des concentrations qui sont généralement ou habituellement présentes dans l'environnement.

Colloïde : état intermédiaire entre une solution véritable et une suspension, où les particules ont habituellement un diamètre compris entre 0,1 μm et 1 nm . Les colloïdes (particules colloïdales) dans un milieu en mouvement ne peuvent pas se déposer sous l'action de la gravité.

Composé organochloré : composé organique dans lequel existent un ou plusieurs atomes de chlore.

Densité : rapport de la masse d'un volume donné de matière à la masse du même volume d'eau.

Désagrégateur : unité mécanique qui est montée sur le tuyau d'aspiration, avec comme fonction de désagréger le sol par un mouvement rotatoire, ce qui permet ainsi l'aspiration des produits de dragage.

Eaux interstitielles : expression générique désignant l'eau contenue dans les pores d'un sol de surface ou d'un sédiment dans le fond d'un plan d'eau.

Espèce opportuniste : espèce animale ou végétale qui tire parti de toutes les circonstances et (ou) ressources présentes dans son milieu.

HAP : nom abrégé des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Vaste groupe de composés organiques divers constitués de deux ou plusieurs noyaux aromatiques.

- Hydrocarbures** : nom générique des composés organiques dont les molécules ne sont constituées que de carbone et d'hydrogène. L'essence et d'autres produits pétroliers sont pour une grande part composés d'hydrocarbures. Les hydrocarbures d'origine pétrochimique présents dans les sédiments proviennent généralement des déversements de l'industrie pétrochimique, des pertes par transbordement, des déversements ou apports dus à la navigation, etc.
- LC10, LC50**: concentration d'une substance dans un milieu donné qui entraîne la mortalité de 10 % ou de 50 % des individus d'une population exposée.
- Lixiviation** : processus par lequel un liquide libère des matières du milieu d'origine, les dissout et les transporte dans cet état.
- Matières en suspension (MES)** : particules solides flottant dans un liquide ou maintenues dans la colonne d'eau sous l'action de la turbulence.
- Mobilité** : capacité des substances, sous l'influence de processus physiques ou chimiques, à se dégager de leur support ou milieu original ou à se mouvoir dans leur milieu.
- Organismes benthiques** : organismes aquatiques vivant sur les fonds ou qui en dépendent pour leur subsistance.
- Oxydation** : réaction chimique d'un composé avec l'oxygène ou réaction par laquelle un atome ou un groupe d'atomes perd un ou plusieurs électrons; contraire de réduction.
- Persistant** : se dit de quelque chose qui se décompose très difficilement dans les conditions normales.
- Pesticides** : terme générique désignant des composés synthétisés industriellement pour servir de produits de lutte antiparasitaire, notamment : les herbicides, les fongicides (hexachlorobenzène, etc.) et les insecticides (hydrocarbures chlorés, HCH, etc.). Les pesticides se retrouvent dans l'eau suite au lessivage des terres agricoles et aux rejets industriels.
- pH** : degré d'acidité d'une solution; s'exprime par le logarithme négatif de la concentration d'une solution en ions H^+ . L'échelle de pH varie de 1 à 14, les pH faibles désignant les solutions acides, et les pH élevés les solutions basiques; le point de neutralité se situe à un pH égal à 7. Le pH joue un rôle important dans les réactions chimiques notamment en ce qui concerne la mobilité des métaux lourds dans les produits de dragage.
- Photosynthèse** : ensemble des phénomènes physiologiques qui permettent aux plantes contenant de la chlorophylle de produire des molécules organiques à partir de gaz carbonique et d'eau, en présence d'énergie lumineuse.

Potentiel Redox (Eh) : potentiel d'oxydo-réduction d'un sol dans des conditions oxydantes (Eh positif) ou réductrices (Eh négatif). Le Eh joue un rôle important dans les réactions chimiques notamment au niveau de la mobilité des métaux lourds dans les produits de dragage.

Ppb : «partie par milliard» : quantité de particules par milliard, exprimée en proportion de la masse. 1 ppb = 1 µg/kg

Ppm : «partie par million» : quantité de particules par million, exprimée en proportion de la masse. 1 ppm = 1 mg/kg

Production primaire : ensemble de la production biologique attribuable à la photosynthèse.

Projet de capitalisation : construction de nouvelles installations.

Réduction : phénomène dans lequel un atome ou un ion gagne des électrons périphériques ou devient moins électropositif; élimination, dans un composé, de l'oxygène; contraire de oxydation.

Remise en circulation : terme désignant les processus par lesquels les sédiments ainsi que les polluants qui sont adsorbés sur ceux-ci sont remis en suspension dans la colonne d'eau.

Remise en solution : terme désignant les processus par lesquels les polluants se détachent des particules, se dissolvent, et redeviennent mobiles et disponibles pour la faune et la flore.

Sable : type de sol non cohésif, composé de grains d'un diamètre compris entre 0,06 mm et 2 mm.

Salinité : quantité de sels dissous dans l'eau, le sol ou les produits de dragage, exprimée en unité de volume (parties par mille).

Silt : type de sol ou de sédiments aux propriétés cohésives, composé de grains d'un diamètre compris entre 0,004 mm et 0,06 mm.

Substance organique : substance morte dérivée des plantes, des micro-organismes et des animaux.

Suivi environnemental : suivi de l'évolution des conditions du milieu pendant et après la réalisation de travaux.

Surveillance technique : surveillance de l'évolution des travaux en termes d'échéancier, de pourcentage de réalisation et de modifications apportées aux plans et devis.

Surverse : eau de débordement des dragues auto-porteuses, des barges ou des chalands.

Teneur en eau : rapport de la masse d'un liquide à celle des particules solides dans un volume donné. La teneur en eau d'un sol ou d'un produit de dragage dépend dans une large mesure de la teneur en grains fins et en substances organiques.

Turbidité : opacité d'un liquide ou dispersion de la lumière causée par la présence de matières en solution ou en suspension.

BIBLIOGRAPHIE ET OUVRAGES CONSULTÉS

Appleby, J.A. et D.J. Scarratt (1989). *Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish, with special reference to ocean dumping: a literature review*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1681.

Aquatech (1985). *Programme de suivi environnemental. Agrandissement du Terminal Racine (Phase B-1)*. La Société du Port de Montréal. 20 p. et annexes.

Arctic Laboratories Limited, ESL Environmental Sciences Limited, EBA Engineering Consultants Ltd et Tekmarine Inc. (1985). *Environmental assessment of dredging technologies*. Environment Canada, Service de la Protection de l'environnement, Avril 1985.

Bergeron, P., M. Fréchette, L. Pagé, Y. Lavergne et G. Walsh (1990). *Sédimentation et dispersion des déblais de dragage en mer et effets sur la moule bleue (*Mytilus edulis*) en élevage dans la Baie des Chaleurs*. Rapp. Tech. can. sci. halieut. aquat.

Beyer, W.N. et C. Stafford (1993). "Survey and evaluation of contaminants in earthworms and in soils derived from dredged material at confined disposal facilities in the Great Lakes region." *Environmental Monitoring and Assessment*, 24: 151-165.

Blokland, T. (1988). "Determination of dredging-induced turbidity." *Terra et Aqua*, 38 : 3-12.

Brandes, H., A. Sylva et T. Fredette (1991). "Settlement of offshore mounds of capped dredged materials." *Maritimes*, nov, 1991, pp.12-14.

Brandon, D.L., C.R. Lee et J.W. Simmers (1992). "Long-term evaluation of plants and animals colonizing contaminated estuarine dredged material placed in upland and wetland environments". US Army Corps of Engineer, Environmental effects of dredging, Vol.D-92-4, Sep.92.

Brandon, D.L., C.R. Lee, J.W. Simmers, J.G. Skogerboe et G.S. Wilhelm (1991). "Long term evaluation of plants and animals colonizing contaminated estuarine dredged material placed in both upland and wetland environments". U.S. Army Engineer waterways Experiment Station, Long-term effects of dredging operations program. Misc. paper D-91-5.

Brannon, J.M., T.E. Myers et C.R. Lee (1993). "Hamlet city lake leaching studies". *Environmental effects of dredging*, US Army Corps of Engineer Waterways Experiment Station, Vol. D-93-2.

Brannon, J.M. et M.E. Poindexter-Rollings (1990). "Consolidation and contaminant migration in a capped dredged material deposit". *The Science of Total Environment*, 91: 115-126.

- Brannon, J.M., R.E. Hoeppe et D. Gunnison (1987). "Capping contaminated dredged material." *Marine Pollution Bulletin*, 18(4) :175-179.
- Calmano, W., J. Hong, et U. Förstner (1993). *Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential*. Tiré à part du First International Specialized Conference on Contaminated Aquatic Sediments: Historical Records, Environmental Impacts, and Remediation. Milwaukee, 14-16 juin, pp. 305-316.
- Campbell, L.H. (1988). "The impact of river engineering on water birds on an English lowland river." *Bird Study* 35 : 91-96.
- Carignan, R., S. Lorrain et K. Lum (1992). *Sediment Dynamics in the Fluvial Lakes of the St. Lawrence*. Rapport préliminaire, Centre Saint-Laurent, Montréal. 39 p.
- Centre Saint-Laurent (1992). *Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent*. Document préparé en collaboration avec Travaux Publics Canada et le ministère de l'Environnement du Québec et réalisé par Les Consultants Jacques Bérubé Inc. N° de catalogue En40-438/1992F. 81 p.
- Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (1978). *Étude sur le fleuve Saint-Laurent*. Rapport du Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Québec. 293 p.
- Csiti, A. (1993). "Land disposal of contaminated dredged material and related issues: state of the art review." *Terra et Aqua*, No. 53 : Déc. 1993.
- D'Anglejan, B.F. (1990). Recent sediments and sediment transport processes in the St. Lawrence Estuary. *Oceanography of a large-scale estuarine system : The St. Lawrence, Coastal and Estuarine Studies* 39, Springer-Verlag, New York, p. 109-129.
- D'Anglejan, B.F. , R.G. Ingram et J.P. Savard (1981). "Suspended sediment exchanges between the St. Lawrence Estuary and a coastal embayment", *Marine Geology*, 40: 85-100.
- De Groot, S. J. (1980). "The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, *Clupea harengus* Linné". *J. Fish Biol.*: 16, 605-611.
- Drapeau, G. (1990). "Nearshore sediment dynamics in the St. Lawrence Estuary". *Oceanography of a large-scale estuarine system: the St. Lawrence, Coastal and Estuarine Studies* 39, Springer-Verlag, New-York, p. 130-154.
- Drinnan, R.W. et D.G. Bliss (1986). *The U.K. Experience on the Effects of Offshore Sand and Gravel Extraction on Coastal Erosion and the Fishing Industry*. N.S. Department of Mines and Energy. Open File Report # 86-054.
- Elner, R. W. et S.L. Hamet (1984). *The effects of ocean dumping of dredge spoils onto juvenile lobster habitat: a field evaluation*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1247.

Engler, R.M. (1986). *Impacts associated with the discharge of dredge material: management approaches*. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Environmental Laboratory.

Fredette, T.J., J.D. Germano, D.A. Carey, P.M. Murray et P. Kullberg (1992). "Chemical stability of capped dredged material disposal mounds in Long Island Sound, USA." *Chemistry and Ecology*, 7: 173-194.

Frenette, M. et J.L. Verrette (1976). "Environnement physique et dynamique du fleuve Saint-Laurent". *L'ingénieur*, 312: 13-28.

Galenne, B. (1989). *Étude de cas de mise en dépôt dans les zones estuariennes: estuaire de la Loire*. pp.263-281, Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage, Nantes, Nov.-Déc. 1989.

Gambrell, R.P., J.B. Wiesepepe, W.H. Patrick Jr. et M.C. Duff (1991). "The effects of pH, redox, and salinity on metal release from a contaminated sediment." *Water, Air and Soil Pollution*, 57-58: 359-367.

Gordon, R.B. (1974). "Dispersion of dredge spoil dumped in near-shore waters." *Estuarine and coastal marine Science*, 2: 349-358.

Harding, G.C. (1992). *Le homard d'Amérique (Homarus americanus Milne Edwards): Document de travail sur ses besoins environnementaux et sur les phénomènes anthropiques se répercutant sur sa population*. Rapp. Tech. can. sci. halieut. aquat. 1887.

Herbich, J.B., S.B. Brahme et C. Andrassy (1989). *Generation of re-suspended sediment by dredges*. pp.254-266, XIIth World dredging congress, Orlando, Floride, U.S.A., 2-5 mai 1989.

Holeman, J.N. (1968). "Sediment Yield of Major Rivers of the World". *Water Resource Research*. 4: 737-747.

Hydrotech inc. (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec.

International Joint Commission (1991). *Report of the sediment work group to the Great Lakes Water Quality Board: Register of Great Lakes Dredging Projects. 1985-1989*. Great Lakes Regional Office, Windsor, Ontario.

Jaagumagi, R. (1992). *Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic, Cadmium, Copper, Iron, Lead, Manganese, Mercury, Nickel, and Zinc*. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment.

Kay, S.H. (1985). "Biomagnification of contaminants within aquatic food webs not dramatic." *U.S. Army Information Exchange Bulletin*, Vol. D-85-1, mars 1985, pp. 4-6.

- Kerckaert, P. et H. De Vlieger (1992). *Environmental management of dredged material originating from maintenance dredging operations along the Belgian coast*. XIIIth World Dredging Congress 1992, Bombay, pp. 29-56.
- Kirby, R. et J.M. Land (1991). *The impact of dredging - A comparison of natural and man-made disturbances to cohesive sedimentary regimes*. Proceedings of the CEDA-PIANC Conference (incorporating CEDA dredging days), 13-14 nov. 1991 Amsterdam, 15 p.
- Kranck, K. et T.G. Milligan (1989). *Effects of a major dredging program on the sedimentary environment of Miramichi Bay, New Brunswick*. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. No.112.
- Krishnappan, B. G. (1975). *Dispersion of granular material dumped in deep water*. Environnement Canada. Département des Eaux intérieures, Rapport no. 55, série scientifique.
- Laboratoire de Génie Sanitaire du Québec Inc. (1984). *Dragage de l'estuaire de la rivière Saint-Charles. Suivi environnemental*. Rapport final à la Société du Port de Québec.
- La Firme A.G.I.R. Itée et André Marsan & Associés inc. (1984). *Projet de construction de postes d'amarrage et préparation d'une aire de stockage aux installations portuaires de Bécancour - Surveillance environnementale, Synthèse*. Société du parc industriel du Centre du Québec.
- Larson, K.W. et K. Patterson (1989). *Entrainment of Dungeness crab by hopper dredge at the mouth of the Columbia river Or. and Wa., USA*. pp.268-285, XIIth World dredging congress, Orlando, Floride, U.S.A., 2-5 mai 1989.
- Larson, R.S. (1989). *Capping of contaminated sediments - A case study*. pp.584-596, XIIIth World Dredging Congress, Orlando, Floride, U.S.A., 2-5 mai 1989.
- Lee, C.R., R.K. Peddicord, B.L. Folsom Jr et J.G. Skogerboe (1987). "The use of bioassay and associated tests in dredged material and disposal management." *Hydrobiologia*, 149 : 81-86.
- Lucotte, M. et B.F. d'Anglejan (1986). «Seasonal Control of the St. Lawrence maximum turbidity zone by tidal-flat sedimentation» *Estuaries* 9 (2) : 84-94.
- Marquis, H., J. Therrien, P. Bérubé, G. Shooner et Y. Vigneault (1991). *Modifications physiques de l'habitat du poisson en amont de Montréal et en aval de Trois-Pistoles de 1945 à 1988 et effets sur les pêches commerciales*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1830F.
- McLellan, T.N., R.N. Havis, D.F. Hayes et G.L. Raymond (1989). *Field studies of sediment resuspension characteristics of selected dredges*. Dept of the Army, US Army Corps of Engineers, Improvement of operations and maintenance techniques research program, Technical Report HL-89-9, Avril 1989.

Messieh, S.N., T.W. Rowell, D.L. Peer et P.J. Cranford (1991). "The effects of trawling, dredging and ocean dumping on the eastern Canadian continental shelf seabed." *Continental Shelf Research*, 11(8-10) : 1237-1263.

Metropolitan Toronto Remedial Action Plan (RAP) (1989). *Metropolitan Toronto Remedial Action Plan*. Rapport préparé conjointement par Environnement Canada, Environnement Ontario, Ministère des Ressources naturelles et la Metropolitan Toronto and Region Conservation Authority.

Misitano, D.A., E. Casillas et C.R. Hailey (1994) «Effects of contaminated sediments on viability, length, DNA and protein content of larval Surf Smelt, *Hypomesus pretiosus*.» *Marine Environmental Research*, 37 (1994) : 1-21.

Munawar, M., W.P. Norwood, L.H. McCarthy et C.I. Mayfield (1989). "In situ bioassessment of dredging and disposal activities in a contaminated ecosystem: Toronto harbour." *Hydrobiologia*, 188/189 : 601-618.

Nichols, M. , R.J. Diaz et L.C. Schaffner (1990). "Effects of hopper dredging and sediment dispersion, Chesapeake Bay." *Environ. Geol. Water Sci.*, 15(1) : 31-43.

Palermo, M.R., J. Homziak et A.M. Teeter (1990). *Evaluation of clamshell dredging and barge overflow, military ocean terminal Sunny Point, North Carolina*. Tech. Rep. D-90-6, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Peddicord, R.K. (1980). "Direct effects of suspended sediments on aquatic organisms." Dans: Baker, R.A. (ed). *Contaminants and sediments, Vol.1: Fate and transport, Case studies, Modeling, Toxicity*, pp. 501-536, Ann Arbor Science Pub. Inc.

Pelletier, J.-P. (1994a). *Toronto Harbour Contaminated Sediment Removal Demonstration: The Bio-Assay Results and the Chemical and Physical Characteristics of Parliament Street Slip Sediment*. Remediation Technologies Program. Environnement Canada, Direction de la Protection, région de l'Ontario.

----- (1994b). *Toronto Harbour Contaminated Sediment Removal Demonstration: Report on the Water Quality Monitoring Program*. Remediation Technologies Program. Environnement Canada, Direction de la Protection, région de l'Ontario.

----- (1994c). *Hamilton Harbour Contaminated Sediment Removal Demonstration: Report on the Water Quality Monitoring Program*. Remediation Technologies Program. Environnement Canada, Direction de la Protection, région de l'Ontario.

----- (1994d). Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région de l'Ontario. Communication personnelle.

- Pennekamp, J.G.S., T. Blockland et E. A. Vermeer (1991). *Turbidity caused by dredging compared to turbidity caused by normal navigational traffic*. Proceedings of the CEDA-PIANC Conference (incorporating CEDA dredging days), 13-14 nov. 1991 Amsterdam, 9 p.
- Pennekamp, J.G.S. et M.P. Quaak (1990). "Impact on the environment of turbidity caused by dredging." *Terra et Aqua*, 42 : 10-20.
- Pompey, M., J.F. Guillaud, F. Leguyader, E. Dupray et M. Cormier (1989). "Le devenir de la charge bactériologique des sédiments dragués." pp. 65-78, *Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage*, Nantes, Nov.-Déc. 1989.
- Price, C.P. et D.S. White (1987). "PCB availability assessment of river dredging using caged clams and fish." *Environm. Toxicol. Chem.*, 6 : 259-274.
- Raymond, G. L. (1984). *Techniques to reduce the sediment resuspension caused by dredging*. Miscellaneous paper HL-84-3, US Army Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi.
- Robert Hamelin et associés inc. (1988). *Restauration du quai Murphy. Programme de surveillance des activités de dragage*. Rapports n^{os} 1, 2 et 3 produits pour le compte de MIL Davie inc.
- Robitaille, J.A., Y. Vigneault, G. Shooner, C. Pomerleau et Y. Mailhot (1988). *Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent de 1945 à 1984 et effets sur les pêches commerciales*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1608.
- Roche Itée (1987). *Étude d'impact du programme décennal de dragage des installations de Tracy*. QIT-Fer et Titane inc.
- Roche Itée (1984). *Étude d'impact du projet de construction du Port de Pointe-Noire*. Suivi Environnemental des travaux de dragage. Relevés du 20 au 23 août 1984.
- Sérodès, J. B., M. Dubé et J. Deschênes (1983). *Étude de la dynamique sédimentaire et du pouvoir de transformation des zones intertidales de l'estuaire moyen du Saint-Laurent - Cas des estrans de Kamouraska*. Université Laval, Faculté des sciences et de génie, Département de génie civil. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Région du Québec.
- Sumeri, A. (1989). *Confined aquatic disposal and capping of contaminated bottom sediments in Puget Sound*. pp.566-582, XIIth World Dredging Congress, Orlando, Floride, U.S.A., 2-5 mai 1989.
- Sumeri, A. et P. Romberg (1991). *Contaminated Bottom Sediment Capping Demonstration in Elliott Bay*, Proceedings of the Conference Puget Sound Research '91, Seattle, WA.

Sumeri, A., T.J. Fredette, P.G. Kullberg, J.D. Germano, D.A. Carey et P. Pechko (1991). *Sediment chemistry profiles of capped in-situ and dredged sediment deposits: results from three US Army Corps of Engineer Offices*. pp.161-187, Proceedings of the 24th Annual Dredging Seminar, Mai 1991, Las Vegas.

Tavolaro, J. F. (1984). "A Sediment Budget Study of Clamshell Dredging and Ocean Disposal Activities in the New York Bight". *Environmental Geology and Water Sciences*. 6(3).

Truitt, C. I. (1988). "Dredged material behavior during open-water disposal." *Journal of Coastal Research*, 4(3) : 389-397.

Truitt, C. I. (1987). *Engineering Considerations for Subaqueous Dredged Material Deposits Design Concepts and Placement Techniques*. Environmental effects of dredging, Technical notes EEDP-01-4. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Truitt, C. I. (1986). *The Duwamish Waterway Demonstration Project: Engineering Analysis and Results of Physical Monitoring*. Technical Report D-86-2. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

US Army Corps of Engineers et U.S. Environmental Protection Agency (1992). *Evaluating environmental effects of dredged material management alternatives - A technical framework*.

U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station (1992a). *Risk-based testing of dredged material for aquatic disposal evaluations*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-01-28, Déc. 1992, 11 p.

----- (1992b). *Erosion of cohesive dredged material in open-water disposal sites*. Dredging research, Technical notes, DRP-1-07, Avr. 1992, 15 p.

----- (1991a). *Equipment and placement techniques for capping*. Dredging research, Technical notes, DRP-5-05, Nov 1991, 15 p.

----- (1991b). *Site selection considerations for capping*. Dredging research, Technical notes, DRP-5-04, Nov 1991, 8 p.

----- (1991c). *Long-term evaluation of plants and animal colonizing contaminated estuarine dredged material placed in an upland environment*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-02-14, Sept. 1991, 6 p.

----- (1989). *Predicting and monitoring dredge-induced dissolved oxygen reduction*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-06-9, Nov. 1989, 11 p.

----- (1988a). *Construction of a shallow-water gravel bar habitat using dredged material*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-07-4, Mars 1988, 9 p.

U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station (1988b). *Construction of a submerged gravel bar habitat using dredged material*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-07-3, Fév. 1988, 10 p.

----- (1987a). *Upland disposal site management for surface runoff water quality*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-02-3, Mars 1987, 8 p.

----- (1987b). *Engineering considerations for capping subaqueous dredged material deposits - Background and preliminary planning*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-01-3, Fév. 1987, 13 p.

----- (1986a). *Fate of dredged material during open-water disposal*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-01-2, Sept. 1986, 12 p.

----- (1986b). *Upland animal bioassays of dredged material*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-02-2, Jan. 1986, 15 p.

----- (1985a). *Biomagnification of contaminants in aquatic food webs as a result of open-water disposal of dredged material*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-01-1, Juin 1985, 7 p.

----- (1985b). *Plant bioassay of dredged material*. Environmental effects of dredging, Technical notes, EEDP-02-1, Juin 1985, 5 p.

US Environmental Protection Agency/-USEPA (1992a). "History of Confined Disposal Facilities on the Great Lakes." *Contaminated Sediments News*, 6. Office of Water, EPA-823-N92-001. p.8.

US Environmental Protection Agency/-USEPA (1992b). "Summary of recent capping investigations with dredged sediments in New England." *Contaminated Sediments News*, 5. Office of Water, EPA-823-N92-001. p.4.

US Environmental Protection Agency/-USEPA (1991). *Handbook - Remediation of Contaminated Sediments*. Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, EPA/625/6-91/028.

Vale, C., M.J. Gaudencio et M. Tuaty Guerra (1989). "Evaluation of the ecological impact." Dans *Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage*, pp.119-128. Nantes, Nov.-Déc. 1989.

Yeats, P.A. (1988). "Distribution and transport of suspended particulate matter", *Can. Bull. Fish. Aquatic Sciences*. 200: 15-28.

Van der Veer, H.W., M.J.N. Bergman et J.J. Beukema (1985). "Dredging activities in the Dutch Wadden sea: effects on macrobenthic infauna." *Neth. J. Sea Res.*, 19(2): 183-190.

Vellinga, T. (1989a). *Environmental effects of dredging and disposal operations*. pp.236-252, XIth World dredging congress, Orlando, Floride, U.S.A., 2-5 mai 1989.

Vellinga, T. (1989b). "Land based disposal in the Netherlands/Case study." Dans *Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage*, pp.303-316. Nantes, Nov.-Déc. 1989.

Wang, X.Q., L.J. Thibodeaux, K.T. Valsaraj et D.D. Reible (1991). "Efficiency of capping contaminated bed sediments in Situ. 1. Laboratory-scale experiments on diffusion-adsorption in the capping layer." *Enviro. Sci. Technol.*, 25(9) :1578-1584.

Ward, J.G. (1981). *Wildlife Observations During Dredging. Observations in Mckinley Bay, July-August 1980*. Dome Petroleum Limited, Calgary, Alberta.

Wilber, P. (1992a). *Case studies of the thin-layer disposal of dredged material - Fowl River, Alabama*. US Army Corps of Engineer, Environmental effects of dredging, Vol.D-92-5.

Wilber, P. (1992b). *Case studies of the thin-layer disposal of dredged material - Gull Rock, North Carolina*. US Army Corps of Engineer, Environmental effects of dredging, Vol.D-92-3.

Wilber, P., J. Luczkovich et D. Knowles (1992). "The long-term environmental effects of thin-layer disposal on a salt marsh, Lake Landing Canal, NC." *World Dredging, Mining and construction*, Août, pp.8-9, 16-17, 21.

Wildish, D.J. et M.L.H. Thomas (1985). "Effects of dredging and dumping on benthos of Saint-John Harbour, Canada." *Marine Environm. Res.*, 15 (1985) : 45-47.

Wildish, D. J. et A. J. Wilson (1977). *Avoidance by herring of suspended sediment from dredge spoil dumping*. ICES C.M. 1977/E:11 - Fisheries Improvement Committee.

