

**ANALYSE COMPARATIVE DES DIFFÉRENTS MODES DE GESTION DES
SÉDIMENTS DE DRAGAGE EN MILIEUX TERRESTRE ET MARIN**

Par
Erwan Rieussec

Travail présenté au Centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention
du grade de maître en environnement (M. Env.)

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, mai 2008

IDENTIFICATION SIGNALÉTIQUE

ANALYSE COMPARATIVE DES DIFFÉRENTS MODES DE GESTION DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE EN MILIEU TERRESTRE ET MARIN

Erwan Rieussec

Essai effectué en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

Sous la direction de Marc Desrosiers

Université de Sherbrooke

mai 2008

Mots clés : sédiments de dragage, gestion, rejet en eau libre, mise en dépôt, évaluation environnementale, analyse comparative, paramètres discriminants

Des volumes importants de sédiments sont dragués annuellement au Québec pour le maintien des profondeurs d'eau existantes dans les chenaux de navigation et à l'intérieur des infrastructures portuaires. Compte tenu des volumes et de la présence potentielle de contaminants dans les sédiments, une gestion adéquate des déblais de dragage doit être mise en place. Parmi les nombreux modes de gestion disponibles, les deux options privilégiées actuellement sont le rejet en eau libre et la mise en dépôt terrestre. L'objectif principal de cet essai consiste à définir les impacts environnementaux types liés à une gestion des sédiments de dragage par rejet en eau libre et par mise en dépôt terrestre en fonction des volumes à gérer et du niveau de contamination des sédiments. L'évaluation de ces impacts sert de base pour comparer, entre eux, ces deux modes de gestion et pour établir celui qui apparaît le plus approprié dans une perspective de développement durable.

SOMMAIRE

Chaque année, des volumes importants de sédiments sont transportés par les différents cours d'eau québécois ou encore remaniés, à proximité des côtes, par les vagues et les courants littoraux. En s'accumulant dans les chenaux de navigation et à l'intérieur des infrastructures portuaires, ces sédiments entravent la navigation. Pour contrer ces effets, des projets de dragage sont réalisés. Ces activités de dragage génèrent des quantités importantes de déblais de sédiments (450 000 m³ de sédiments en moyenne chaque année dans le seul système hydrique du Saint-Laurent). Bien qu'il existe de nombreuses options de gestion des sédiments, généralement, les déblais de dragage sont immergés directement en eau libre. Cependant, depuis quelques années, les organismes responsables de la gestion des ressources halieutiques encouragent le choix de solutions alternatives comme le dépôt terrestre à la gestion en milieu marin. Ainsi, il serait pertinent de comparer les impacts environnementaux et économiques de ces modes de gestion afin de faciliter le choix le plus approprié pour la gestion des déblais de dragage.

Dans un premier temps, un examen sommaire et une brève description des principaux modes de gestion des déblais de dragage permettent de se familiariser avec les techniques existantes et communément utilisées au Québec. Les options disponibles s'articulent autour de trois différents milieux, à savoir les milieux aquatique, en berge et terrestre. Les options identifiées en milieu aquatique sont : le rejet en eau libre, la valorisation (création de cordons littoraux, remplissage des dépressions, création d'habitats) et le confinement. Une gestion en berge permet, soit une valorisation (recharge de plage, reprofilage, création d'habitats, aquaculture), soit un confinement (sécuritaire ou d'atténuation). Pour une gestion terrestre, il est possible de valoriser les sédiments (matériaux de recouvrement, de remplacement, de remplissage, de construction, utilisation agricole) ou de les confiner de façon sécuritaire.

Le cadre législatif québécois entourant les activités de gestion des sédiments en milieu aquatique et en milieu terrestre est exposé. L'évaluation de la qualité des sédiments étant l'étape essentielle de la gestion des sédiments, deux documents clés définissent les différents niveaux de contamination et établissent les options de gestion autorisées. Ainsi, on se référera

d'une part aux *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* pour une gestion en milieu marin, et d'autre part à la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* pour le dépôt des sédiments en milieu terrestre. Pour toute intervention en milieu hydrique, les opérations doivent se conformer principalement, au niveau fédéral, à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, à la *Loi sur la protection des eaux navigables*, à la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, à la *Loi sur les pêches*, à la *Loi sur la protection des eaux navigables*, et au niveau provincial à la *Loi sur la qualité de l'environnement*, à la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*, à la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* et à la *Politique sur la protection des rives, du littoral et des plaines inondables*. Lorsque l'option de gestion retenue est réalisée en milieu terrestre, les opérations doivent respecter le *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés*, le *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles*, le *Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés* et possiblement les exigences du *Guide d'implantation de lieux d'enfouissement sécuritaire*.

Ensuite, par le biais d'une méthode d'évaluation environnementale, les impacts environnementaux attendus pour chacun des deux modes principaux de gestion des sédiments, le rejet en eau libre et la mise en dépôt terrestre, sont identifiés et évalués qualitativement. La détermination globale des effets est effectuée à partir de la combinaison de trois paramètres : l'intensité, la durée et l'étendue. Des estimations des coûts opérationnels et environnementaux ont également été intégrées. Ces évaluations servent de base pour une analyse comparative permettant l'atteinte de l'objectif principal.

L'analyse des impacts des modes de gestion est l'étape principale de cet essai. À partir d'une exploitation méthodique des résultats obtenus lors des évaluations d'impacts, des scénarios sont proposés selon les volumes et les niveaux de contamination. L'analyse a permis de faire ressortir les paramètres discriminants pour chacun des modes de gestion. Une analyse séparée des coûts intégrera également l'aspect économique des projets de gestion des sédiments de dragage. L'analyse menée permet de conclure que :

- Le rejet en eau libre apparaît comme étant le mode de gestion le plus approprié, autant au point de vue environnemental qu'économique, pour des sédiments de bonne qualité;
- Concernant les sédiments faiblement contaminés, les résultats sont influencés par le volume de sédiments à gérer :
 - Pour les petits projets, le rejet en eau libre apparaît clairement comme le mode de gestion affectant le moins l'environnement et les ressources économiques;
 - Pour les projets de moyenne envergure, on observe un *statu quo* entre les deux modes de gestion au niveau des impacts environnementaux. Bien qu'économiquement le rejet en eau libre apparaisse avantageux, il sera essentiel de prendre en considération le contexte local et la sensibilité du milieu aquatique au lieu de rejet afin de statuer sur le mode de gestion à utiliser;
 - La mise en dépôt terrestre semble être plus appropriée pour les projets d'envergures.
- Les sédiments fortement contaminés ne pouvant être gérés par un simple rejet en eau libre, la mise en dépôt terrestre apparaît inévitablement comme la seule avenue.

Afin d'adapter les résultats à la spécificité de chaque projet de dragage, les composantes du milieu les plus discriminantes ont été identifiées :

- Le rejet en eau libre présente des impacts plus importants sur la qualité de l'eau, la qualité des sédiments, et également la faune benthique et la faune ichthyenne puisque ces derniers paramètres constituent leur habitat. Ces impacts sont associés à la problématique de mise en suspension de particules lors du rejet et au recouvrement des fonds marins lors du dépôt des sédiments;
- La mise en dépôt terrestre fait face à la problématique de la contamination du système hydrique (qualité des eaux souterraines et de ruissellement, puits et prises d'eau) et à l'occupation du territoire par les installations permettant une gestion sécuritaire des sédiments.

Face à la disparité des résultats et à la multiplicité des paramètres pouvant influencer les impacts d'une gestion de sédiment, il est essentiel de mettre en avant qu'il n'existe pas de mode de gestion pouvant être utilisé systématiquement pour tous les types de projets de dragage. Les spécificités d'un projet de dragage imposent d'évaluer le mode de gestion au cas par cas.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout particulièrement à remercier mon directeur d'essai M. Marc Desrosiers, conseiller en environnement au ministère Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, pour la confiance qu'il m'a accordé, pour sa disponibilité pour m'encadrer et surtout pour ses commentaires judicieux. Je voudrais également exprimer ma reconnaissance à toutes les personnes qui m'ont permis de proche ou de loin de réaliser cet essai.

TABLE DES MATIÈRES

	page
INTRODUCTION	1
1 DESCRIPTION DES MODES DE GESTION DES SÉDIMENTS.....	3
1.1 Gestion des sédiments en milieu aquatique.....	3
1.1.1 Rejet en eau libre	3
1.1.2 Valorisation en milieu aquatique.....	4
1.1.3 Confinement en milieu aquatique.....	5
1.2 Gestion des sédiments en berge.....	6
1.2.1 Valorisation en berge.....	7
1.2.2 Confinement en berge.....	8
1.3 Gestion des sédiments en milieu terrestre	9
1.3.1 Valorisation en milieu terrestre	9
1.3.2 Confinement sécuritaire en milieu terrestre.....	10
1.4 Synthèse des modes de gestion des sédiments	11
2 CONTEXTE LÉGISLATIF ET RÉGLEMENTAIRE.....	12
2.1 Critères de gestion des sédiments selon le milieu	12
2.1.1 Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent	12
2.1.2 Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments	15
2.1.3 Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.....	16
2.2 Réglementation spécifique à la gestion en milieu aquatique.....	17
2.2.1 Loi canadienne sur la protection de l'environnement	17
2.2.2 Loi canadienne sur l'évaluation environnementale	18
2.2.3 Loi sur les pêches	19
2.2.4 Loi sur la protection des eaux navigables.....	20
2.2.5 Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs	20
2.2.6 Loi sur la qualité de l'environnement.....	20
2.2.7 Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune.....	21

2.2.8	Loi sur les espèces menacées ou vulnérables	21
2.2.9	Politique sur la protection des rives, du littoral et des plaines inondables	22
2.3	Réglementation spécifique à la gestion en milieu terrestre	22
2.3.1	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés.....	22
2.3.2	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles.....	23
2.3.3	Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés	23
2.3.4	Guide d'implantation de lieux d'enfouissement sécuritaire	23
2.3.5	Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés	23
2.3.6	Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs	24
2.3.7	Règlement sur la qualité de l'atmosphère.....	24
3	ÉVALUATION DES IMPACTS DES MODES DE GESTION.....	25
3.1	Description de la méthode d'évaluation	25
3.1.1	Identification des sources d'effets et des éléments sensibles du milieu	25
3.1.2	Identification et évaluation de l'importance des effets potentiels	26
3.2	Scénarios et hypothèses retenus pour l'évaluation	28
3.2.1	Modes de gestion retenus	28
3.2.2	Volumes.....	28
3.2.3	Niveaux de contamination	29
3.3	Évaluation des impacts d'une gestion en milieu aquatique.....	30
3.3.1	Sources d'effet et éléments sensibles du milieu aquatique.....	30
3.3.2	Impacts sur la bathymétrie.....	31
3.3.3	Impacts sur l'hydrologie et l'hydrodynamique	32
3.3.4	Impacts sur la qualité de l'eau	33
3.3.5	Impacts sur la qualité des sédiments.....	37
3.3.6	Impacts sur la qualité de l'air	38
3.3.7	Impacts sur l'environnement sonore	40
3.3.8	Impacts sur la végétation aquatique	42
3.3.9	Impacts sur la faune benthique	42
3.3.10	Impacts sur la faune ichthyenne	45
3.3.11	Impacts sur la faune avienne	46

3.3.12	Impacts sur les activités récréo-touristiques.....	47
3.3.13	Impacts sur la navigation.....	48
3.3.14	Coûts associés aux aspects opérationnels et environnementaux	49
3.3.15	Importance globale des effets sur les éléments du milieu	51
3.4	Évaluation des impacts d'une gestion en milieu terrestre	55
3.4.1	Sources d'effet et éléments sensibles du milieu terrestre.....	55
3.4.2	Impacts sur la qualité de l'eau	56
3.4.3	Impacts sur la qualité des sols lors de la phase d'assèchement	56
3.4.4	Impacts sur la qualité des sols lors de la mise en dépôt	58
3.4.5	Impacts sur la qualité des eaux souterraines et de ruissellement en phase d'assèchement et lors de la mise en dépôt.....	59
3.4.6	Impacts sur l'environnement sonore	59
3.4.7	Impacts sur la qualité de l'air	61
3.4.8	Impacts sur la faune.....	62
3.4.9	Impacts sur la flore	63
3.4.10	Impacts sur les puits et les prises d'eau.....	64
3.4.11	Impacts sur les activités récréo-touristiques.....	64
3.4.12	Impacts sur le trafic routier.....	65
3.4.13	Impacts sur la navigation.....	66
3.4.14	Impacts sur l'occupation du territoire.....	68
3.4.15	Coûts associés aux aspects opérationnels et environnementaux	69
3.4.16	Importance globale des effets sur les éléments du milieu	70
4	ANALYSE DES IMPACTS DES MODES DE GESTION.....	73
4.1	Aperçu général des résultats de l'évaluation	73
4.2	Analyse des modes de gestion par scénario.....	76
4.2.1	Méthode d'analyse.....	76
4.2.2	Présentation des résultats.....	77
4.2.3	Interprétation des résultats.....	78
4.3	Analyse des paramètres discriminants par mode de gestion	81
4.3.1	Méthode d'analyse.....	81
4.3.2	Paramètres discriminants pour le rejet en eau libre.....	81

4.3.3	Paramètres discriminants pour la mise en dépôt terrestre.	82
4.4	Analyse des coûts par mode de gestion	84
CONCLUSION		86
RÉFÉRENCES		89
ANNEXE 1	CRITÈRES INTÉRIMAIRES POUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS DU SAINT-LAURENT	96
ANNEXE 2	RECOMMANDATIONS PROVISOIRES DU CCME POUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS MARINS ET D'EAU DOUCE.....	98
ANNEXE 3	NORMES ET CRITÈRES INTÉRIMAIRES DE QUALITÉ DES SÉDIMENTS MARINS POUR IMMERSION EN MER.....	105
ANNEXE 4	PROCESSUS FÉDÉRAL AUX TERMES DE LA <i>LOI CANADIENNE SUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE</i>	107
ANNEXE 5	LISTE DES COURS D'EAU VISÉS PAR L'ANNEXE A DU <i>RÈGLEMENT SUR L'ÉVALUATION ET L'EXAMEN DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT</i>.....	109
ANNEXE 6	PROCÉDURE D'ÉVALUATION ET D'EXAMEN DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT AU QUÉBEC MÉRIDIONAL	111
ANNEXE 7	ESTIMATIONS DES ÉMISSIONS EN GAZ À EFFETS DE SERRE DES ÉQUIPEMENTS.....	114
ANNEXE 8	COTATIONS ET NIVEAUX D'IMPACT DES DEUX MODES DE GESTION.....	117
ANNEXE 9	REPRÉSENTATION DES NIVEAUX D'IMPACT PARTIELS POUR CHAQUE SCÉNARIO DES DEUX MODES DE GESTION.....	122

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

	page
Figure 2-1	Zone d’immersion en mer pour la région du Québec selon la LCPE..... 17
Figure 3-1	Répartition des volumes dragués entre 1989 et 2007 sur le fleuve Saint-Laurent, aux Îles-de-la-Madeleine et en Gaspésie.....29
Figure 3-2	Comportement des sédiments au cours d’un rejet en eaux libres.....34
Figure 4-1	Nombre d’éléments du milieu impactés par les modes de gestion.....73
Figure 4-2	Répartition statistique des niveaux d’intensité et de durée par mode de gestion.....74
Figure 4-3	Répartition statistique des niveaux d’étendue et d’importance d’effet par mode de gestion75
Figure 4-4	Comparaison des niveaux d’impact des modes de gestion par scénario78
Figure 4-5	Coûts moyens estimés en fonction du volume et du mode de gestion84
Tableau 1-1	Synthèse des modes de gestion des sédiments de dragage alternatifs au rejet en eau libre 11
Tableau 2-1	Niveau d’évaluation des sédiments et interventions en fonction du degré de contamination 14
Tableau 2-2	Grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaires..... 16
Tableau 3-1	Éléments sensibles des milieux aquatique et terrestre.....26
Tableau 3-2	Détermination de l’importance globale des effets.....27
Tableau 3-3	Niveaux de contamination retenus selon les modes de gestion.....30
Tableau 3-4	Éléments sensibles et interactions avec les sources d’effet.....31
Tableau 3-5	Distances de dispersion observées lors de rejet en eau libre36
Tableau 3-6	Distance à parcourir par les chalands et consommation en carburant.....39
Tableau 3-7	Émission en GES en fonction de la consommation de carburant les volumes.....39
Tableau 3-8	Échelle des niveaux sonores et réactions humaines41
Tableau 3-9	Estimés des coûts de dragage et de gestion lors d’un rejet en eau libre50

Tableau 3-10	Importance des effets sur les éléments du milieu lors d'un rejet en eau libre.....	52
Tableau 3-11	Éléments sensibles et interactions avec les sources d'effet.....	55
Tableau 3-12	Échelle des niveaux sonores et réactions humaines	60
Tableau 3-13	Émissions en GES par équipement.....	61
Tableau 3-14	Estimés des coûts de dragage et de gestion lors d'une mise en dépôt terrestre	70
Tableau 3-15	Importance des effets sur les éléments du milieu lors d'un dépôt terrestre.....	71
Tableau 4-1	Échelles de valeur numérique de l'intensité, la durée et l'étendue	76
Tableau 4-2	Mode de gestion à privilégier selon les volumes et le niveau de contamination	80
Tableau 4-3	Paramètres discriminants pour un rejet en eau libre.....	82
Tableau 4-4	Paramètres discriminants pour une mise en dépôt.....	83

INTRODUCTION

Chaque année, des volumes importants de sédiments sont transportés par les différents cours d'eau québécois ou encore remaniés à proximité des côtes par les vagues et les courants littoraux. Une partie de ces sédiments vont s'accumuler dans les chenaux de navigation et à l'intérieur des infrastructures portuaires. Par conséquent, de nombreux projets de dragage sont nécessaires pour le maintien des profondeurs d'eau existantes pour que la navigation soit sécuritaire. Il est considéré que 450 000 m³ de sédiments sont dragués en moyenne chaque année dans le seul système hydrique du Saint-Laurent (DDH Environnement, 2003). Ce dernier intègre le fleuve et l'estuaire, incluant la Baie des Chaleurs et les Îles-de-la-Madeleine.

Les activités de dragage vont générer des quantités importantes de déblais de sédiments. La gestion de ces déblais de dragage varie d'un site à l'autre, principalement, en fonction de la nature du site, de la qualité des sédiments (niveau de contamination), des volumes à gérer et des contraintes techniques et environnementales. Généralement, les déblais de dragage sont immergés directement en eau libre. Cependant, depuis quelques années, les organismes responsables de la gestion des ressources halieutiques encouragent le choix de solutions alternatives comme le dépôt terrestre à la gestion en milieu marin. À priori, ces solutions sont généralement plus coûteuses et ne sont pas nécessairement plus avantageuses au point de vue environnemental. Ainsi, dans un contexte de développement durable, il serait pertinent d'approfondir la question afin de faciliter le choix du mode de gestion des déblais de dragage dans le cadre de ces activités.

Cet essai s'inscrit donc dans cette démarche de déterminer quelles seraient les modes de gestion des sédiments offrant le moins de contraintes environnementales, sociales et économiques. La réflexion présentée dans cet essai vise d'une part, à déterminer les composantes environnementales discriminantes pour une gestion des sédiments par rejet en eau libre et par mise en dépôt en milieu terrestre, et d'autre part à établir le mode de gestion le plus approprié selon divers scénarios de volumes et de contaminations.

Dans l'optique d'y parvenir, il sera essentiel d'atteindre quatre objectifs spécifiques. Dans un premier temps, un examen sommaire et une brève description des principaux modes de gestion des déblais de dragage permettront de se familiariser avec les techniques existantes et communément utilisées au Québec. Dans un second temps, une revue des lois, politiques et règlements entourant les projets de dragage en général est présentée afin de faire ressortir les contraintes, les directives à respecter et les intervenants impliqués dans la gestion des sédiments. Une attention particulière sera apportée au cadre législatif spécifique à l'évaluation de la qualité des sédiments puisqu'il définira les options de gestion autorisées. Ensuite, par le biais d'une méthode d'évaluation environnementale, les impacts environnementaux attendus pour chacun des deux modes majeurs de gestion des sédiments seront identifiés et évalués qualitativement. Ces évaluations serviront de base pour une analyse comparative permettant l'atteinte de l'objectif principal. Finalement, suite à cette analyse, des suggestions seront présentées pour le mode de gestion à privilégier selon les scénarios retenus et des conclusions seront tirées sur les aspects discriminants des deux modes de gestion.

1 DESCRIPTION DES MODES DE GESTION DES SÉDIMENTS

Les activités de dragage génèrent des quantités importantes de déblais de sédiments. Selon la nature et la qualité des sédiments (propriétés physiques, présence ou non de contaminants, etc.), les quantités impliquées, les équipements utilisés, et la nature du site des travaux, diverses options de gestion s'offrent aux promoteurs. Il apparaît essentiel de dresser un portrait général des diverses options de gestion des sédiments de dragage existantes. Elle sera articulée autour de trois différents milieux de gestion, à savoir les milieux aquatique, en berge et terrestre. Pour chacun de ces milieux, les modes de gestion adaptés seront présentés autant pour les sédiments contaminés que pour les sédiments non contaminés. Finalement, un tableau récapitulatif en fin de section permettra de synthétiser l'ensemble de l'information présentée.

1.1 Gestion des sédiments en milieu aquatique

La gestion des sédiments en milieu aquatique consiste à transférer les sédiments du lieu de dragage à un site de rejet ou de confinement aussi localisé en milieu aquatique. On peut subdiviser ce type de gestion des sédiments en trois catégories, le rejet en eau libre, la valorisation et le confinement directement en milieu aquatique.

1.1.1 Rejet en eau libre

Le rejet en eau libre est le mode de gestion des sédiments le plus répandu au Québec. En effet, en moyenne, environ 400 000 m³ des 450 000 m³ de sédiments dragués annuellement dans le système hydrique du Saint-Laurent sont déposés dans le milieu aquatique, soit 90 % (DDH Environnement, 2003).

D'un point de vue opérationnel, le dépôt en eau libre consiste tout simplement en un relargage des sédiments directement sur un site de rejet en eau libre prédéfini. Cette opération peut être réalisée à partir d'une barge à fond ouvrant, par conduite ou à l'aide d'une drague auto-porteuse, selon la technologie utilisée par le projet de dragage. Ce mode de gestion présente l'avantage d'être adapté pour des matériaux de tous les types de granulométrie à la condition

qu'ils présentent des teneurs en contaminants relativement faibles et dans la mesure où leur rejet ne contribue pas à dégrader la qualité des matériaux en place ou à détériorer des habitats aquatiques. Les seuils déterminant les niveaux de contamination acceptables pour un dépôt en eau libre des sédiments de dragage sont définis par les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, développés conjointement par le Centre Saint-Laurent et le ministère de l'Environnement du Québec. Ce document ainsi que les seuils d'effets associés sont présentés en détail dans la section 2.1.1.

1.1.2 Valorisation en milieu aquatique

Les sédiments de dragage, à la condition que leur qualité respecte la réglementation en vigueur pour le rejet en eau libre, peuvent potentiellement être utilisés dans le cadre de projet de valorisation. Les principaux types de valorisation pour les sédiments de dragage sont :

- la création de cordons pré-littoraux ou littoraux;
- le remplissage des dépressions causées par l'érosion à proximité d'infrastructures comme des brise-lames;
- la création d'habitats fauniques.

La création de cordons littoraux permet la restauration et la protection des berges. En effet, ces cordons créent un écran qui va réduire l'intensité des vagues lors du contact avec le rivage. Il est à noter que ces aménagements sont rarement permanents puisque le cordon subira les effets de l'érosion au même titre que le rivage auparavant. En ce qui a trait au remplissage des dépressions à proximité d'infrastructures portuaires, cette activité va permettre de prolonger l'intégrité de ces dernières en évitant qu'elles soient déchaussées davantage et soumises à l'intensité des vagues et des courants. Par contre, ces aménagements sont rarement permanents puisque les dépressions dues à l'érosion sont susceptibles de se reformer. Cette option de valorisation de par son caractère éphémère n'apparaît pas comme la plus durable. Les sédiments peuvent également être utilisés comme substrat pour créer sous l'eau de nouveaux milieux qui pourront à terme se transformer en habitats pour la faune et la flore, en barrières physiques (ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 1997).

1.1.3 Confinement en milieu aquatique

Le confinement en milieu aquatique est souvent utilisé pour la gestion de sédiments contaminés qui ont un potentiel de toxicité (PIANC, 2002). Le confinement en milieu aquatique vise à limiter les échanges directs entre les sédiments et le milieu. Les objectifs principaux de ce mode de gestion sont d'empêcher la biodisponibilisation des contaminants pour la faune et la flore benthique au niveau du site et de restreindre autant que possible la migration des contaminants vers des zones non contaminées. Les sédiments contaminés peuvent donc être déposés dans une dépression naturelle ou artificielle ou encore mis en place dans un secteur peu dispersif avant d'être recouverts d'une couche de matériaux propres (Centre Saint-Laurent, 1992b).

Parmi les technologies existantes, il est possible de distinguer deux principaux types de confinement en milieu aquatique : le recouvrement *in situ* et le confinement dans une installation.

Le recouvrement *in situ* correspond au recouvrement des sédiments contaminés sans les déplacer du lieu qu'ils occupent. Cette technique est particulièrement efficace pour un dragage ponctuel de zones contaminées situées à l'écart des chenaux de navigation et des courants marins. Cette option peut notamment être associée aux travaux de dragage des sédiments. En effet, sur de nombreux sites les zones contaminées sont entourées de zones faiblement, voire nullement contaminées. Les sédiments de ces zones peuvent alors être dragués et utilisés pour recouvrir la zone contaminée. En général, la couche de recouvrement doit avoir une épaisseur minimum de 0,5 mètre. La granulométrie des matériaux formant cette couche doit être suffisamment grossière pour résister à long terme aux conditions d'érosion du milieu tout en étant suffisamment fine pour assurer le confinement adéquat des matériaux contaminés (Environnement Canada, 2004).

Contrairement au recouvrement *in situ*, le confinement en installation nécessite l'aménagement de structures et le déplacement des sédiments.

On distingue trois types d'installations en milieu aquatique pouvant être construites :

- Dépression : les sédiments de dragage contaminés sont déposés dans une dépression naturelle ou creusée avant d'être recouverts par une couche de matériaux non contaminés (NOAA, 2007).
- Monticule : les sédiments de dragage contaminés sont déposés de façon à former un monticule au fond de l'eau, et ils sont ensuite recouverts (NOAA, 2007).
- Digue : une digue est aménagée afin que les sédiments puissent y être déposés. Suite au dépôt un recouvrement des sédiments est effectué pour éviter toute migration. Ces digues peuvent être construites directement sous l'eau ou bien s'élever au-dessus du niveau de l'eau (Bolduc et Lavergne, 2003).

Selon PIANC (2002), les avantages du confinement en milieu aquatique sont :

- Le site est maintenu en condition anoxique, donc les métaux lourds resteront relativement immobiles.
- Un tel site n'est pas visible donc sa présence est plus acceptable d'un point de vue esthétique que celle d'un dépôt terrestre.
- Il s'agit d'une intervention relativement facile à compléter.
- Les coûts d'entretien sont relativement faibles.

Selon PIANC (2002), les désavantages des installations du confinement aquatique sont :

- Le site n'est pas visible, donc non apparent à long terme, ce qui fait en sorte qu'une perturbation accidentelle peut demeurer longtemps ignorée.
- Il existe une probabilité de déplacement du matériel dragué contaminé vers les eaux en raison du contact potentiel lors d'une érosion accidentelle de la couverture.
- Des mesures additionnelles peuvent être nécessaires lors de la mise en dépôt pour éviter la dispersion du matériel dragué contaminé.

1.2 Gestion des sédiments en berge

La gestion des sédiments en berge consiste à déposer les déblais de dragage à proximité de la côte ou le long du littoral, dans la zone affectée par des variations du niveau de l'eau comme

les marées. Les différentes options possibles pour la gestion des sédiments en berge sont la valorisation et le confinement.

1.2.1 Valorisation en berge

Le dépôt de sédiments en berge ou en milieu riverain constitue une option qui pourrait être utilisée dans un but de valorisation de sédiments de dragage, à la condition que ceux-ci soient exempts de contamination puisqu'aucune enceinte de protection n'est utilisée. Les objectifs visés par cette valorisation sont, soit contrer l'érosion des berges, soit créer ou restaurer un milieu faunique. Au Québec, le dépôt en berge des sédiments est principalement retenu pour réutiliser les sédiments dragués comme matériau de remblai pour permettre la mise en place de nouvelles infrastructures au site d'un port (Braün, 2006). Hormis l'utilisation comme matériaux de remblai, quatre principaux types de valorisation en berge des sédiments ont été identifiés :

- La recharge de plage, dont le but est d'abord d'augmenter la surface de la plage et de ralentir ou remédier à l'érosion.
- Le reprofilage d'estrans vaseux. Pour les secteurs en érosion, il est possible d'intervenir avec des sédiments de dragage. Cette technique peut s'avérer longue à mettre en œuvre (nécessité de construire des aménagements de soutien lorsque les matériaux sont vaseux), longue pour obtenir des résultats et exigeante en termes de mesures d'atténuation en raison de la remise en suspension de sédiments fins.
- La création et restauration d'habitats riverains, qui est une des options les plus pratiquées, notamment aux États-Unis. Le dépôt de sédiment permet de créer des sites de grande productivité biologique, tels que des marais, des marécages, des habitats aquatiques pour les poissons et la faune benthique.
- L'aquaculture, qui utilise les sédiments comme substrat pour le développement de divers organismes aquatiques.

Toutefois, dans la partie fluviale du Saint-Laurent, les conditions de courants, de vagues ou de glaces qui prévalent sont généralement défavorables à ce genre d'intervention (CJB Environnement, 2005).

1.2.2 Confinement en berge

Le confinement en berge consiste, à l'aide de structures appropriées, à recouvrir les sédiments et à stabiliser le dépôt de façon à les protéger contre les conditions hydrodynamiques du milieu (fluctuations des marées et du niveau de l'eau). Le confinement en berge peut être une solution intéressante pour la mise en dépôt des matériaux dont la qualité varie de bonne à modérée (Centre Saint-Laurent, 1992b) et dans des milieux exigus comme des îles.

Les sites de confinement peuvent être classés en deux catégories : les installations d'atténuation et les installations de confinement sécuritaire. Les installations d'atténuation sont des sites conçus pour laisser l'eau et les contaminants se déplacer à travers les parois, le fond et le recouvrement de l'aménagement. À l'opposé, les installations de confinement sécuritaire préviennent en tout temps toute dispersion des contaminants. Les moyens techniques mis en œuvre dans ces installations sont des revêtements étanches, des systèmes de collecte du lixiviat, un système de contrôle environnemental, un système de détection des fuites et une garantie de financement à long terme de l'entretien et des réparations.

Il existe des installations qui combinent les deux techniques afin de prévenir la migration de l'eau et/ou des contaminants à l'extérieur de certaines parties du site, tout en permettant à l'eau et/ou aux contaminants de s'échapper des autres parties du site. Ces installations se composent habituellement de parois et d'un plancher semi-perméable et d'un recouvrement imperméable. Toutefois, ces installations combinées sont généralement classées comme des installations d'atténuation.

Selon PIANC (2002), les avantages du confinement en berge sont :

- Si le site demeure saturé et en condition anoxique, les métaux lourds restent immobiles;
- L'excavation exigée est moins importante que pour les sites de confinement aquatique;
- Ces sites sont très visibles, rendant une perturbation accidentelle du site peu probable;
- Il n'y a pas ou peu de déplacement à effectuer en milieu terrestre;
- Le potentiel de dispersion dans l'eau environnante est faible, grâce à la présence des digues; la seule possibilité de dispersion est liée à l'effluent pendant le remplissage;
- La surveillance est simple, et les endroits à surveiller sont identifiables et d'accès facile.

Selon PIANC (2002), les désavantages des installations de confinement en île ou près des berges sont :

- ces sites sont construits en eaux libres et peuvent causer une obstruction à la navigation;
- les digues sont très visibles et peuvent engendrer des préoccupations de la part des populations.

1.3 Gestion des sédiments en milieu terrestre

La gestion des sédiments en milieu terrestre consiste à ramener sur la terre ferme les déblais de dragage avant de les gérer de manière appropriée. Selon les caractéristiques physico-chimiques des sédiments, plusieurs options sont disponibles au Québec pour une valorisation ou pour un confinement sécuritaire. Il est important de préciser que lorsque des sédiments de dragage sont gérés en milieu terrestre ceux-ci doivent être considérés comme des sols et leur gestion doit être conforme à la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* ou au *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés*.

1.3.1 Valorisation en milieu terrestre

La valorisation des sédiments a pour but de réutiliser les matériaux de dragage. Les utilisations à des fins de valorisation nécessitent que les sédiments de dragage utilisés soient peu ou pas contaminés. Des sédiments ayant été décontaminés par un traitement approprié peuvent également être valorisés en milieu terrestre. Les sédiments voués à une gestion en milieu terrestre doivent généralement subir des traitements afin de les assécher, d'être peu salins et avoir les caractéristiques physiques appropriées pour le type d'aménagement recherché.

Les principaux types de valorisation en milieu terrestre sont :

- l'utilisation comme matériaux de recouvrement dans les lieux d'enfouissement de matières résiduelles selon le *Règlement sur l'incinération et l'enfouissement des matières résiduelles* ou les sites pour dépôts de matériaux secs pour recouvrir des déchets ou encore dans les sites d'usage industriel;

- l'utilisation comme matériaux de remplacement pour les sites nécessitant le remplacement de sols par un autre ayant des propriétés géotechniques plus appropriées;
- l'utilisation comme matériaux de remplissage pour remblayer des cavités;
- l'utilisation comme matériaux de construction pour des routes ou autres aménagements;
- l'utilisation à des fins agricoles (amendement de sol, compostage, etc.).

1.3.2 Confinement sécuritaire en milieu terrestre

Le confinement en milieu terrestre consiste à déposer des sédiments de dragage contaminés dans un lieu terrestre approprié de manière sécuritaire et définitive. De façon générale, le confinement sécuritaire en milieu terrestre de matériaux de dragage devrait être retenu uniquement dans le cas de matériaux fortement contaminés, soit supérieurs au critère C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Cette méthode constitue généralement une mesure qui assure une protection appropriée de l'environnement pour ce type de matériel. Le principal objectif d'un dépôt sécuritaire en milieu terrestre est de fournir des conditions qui minimisent non seulement les pertes de matériaux, mais également la migration dans l'environnement des polluants contenus dans ces matériaux. L'aménagement des sites de dépôt doit donc comprendre l'utilisation de membranes ou de matériaux de construction imperméables, ainsi que la collecte et le traitement des eaux de drainage et de lixiviation. Comme dans le cas de la mise en dépôt en milieu terrestre, le confinement en milieu terrestre requiert plusieurs manipulations pour accomplir le séchage et le transport des sédiments. De plus, il nécessite un site de confinement autorisé, tel que mentionné dans le *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés*. Certains types d'ouvrage disposant de cellules de confinement pouvant accueillir des sédiments fortement contaminés sont disponibles au Québec, comme par exemple les lieux d'enfouissement de sols contaminés (LESC), les lieux d'enfouissement à sécurité maximale (LESM) ou encore, dans certains cas particuliers, les sites d'élimination des matières dangereuses.

Il est à noter que de manière générale les sédiments de dragage doivent subir des traitements pour réduire leur teneur en eau, et concernant les sédiments marins une réduction du taux de salinité s'ajoute à ces traitements. La déshydratation des sédiments est possible à partir de technologies dites passives (assèchement par décantation dans des bassins et évaporation

naturelle) ou actives (pression mécanique à filtration, centrifugation, épaissement par gravité, etc.) (USEPA, 1994). Les sédiments marins devront quant à eux subir des lessivages ou d'autres procédés impliquant des agents liants ou des technologies thermochimiques.

1.4 Synthèse des modes de gestion des sédiments

Le tableau 2.1 présente une synthèse des diverses options possibles pour la gestion des sédiments de dragage autres que le rejet en eau libre.

Tableau 1-1 Synthèse des modes de gestion des sédiments de dragage alternatifs au rejet en eau libre

	Valorisation	Confinement
Milieu aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • Création de cordons pré-littoraux ou littoraux pour contrer l'action des agents hydrodynamiques • Comblement de dépression pour contrer l'érosion • Création d'habitats aquatiques fauniques 	<ul style="list-style-type: none"> • Recouvrement <i>in situ</i> • Confinement en installation : <ul style="list-style-type: none"> ○ Dépression naturelle ○ Dépression artificielle ○ Monticule ○ Dignes
En berge	<ul style="list-style-type: none"> • Matériau de remblai pour contrer les effets de l'érosion • Recharge de plage • Reprofilage d'estrans vaseux • Création et restauration d'habitats riverains • Aquaculture 	<ul style="list-style-type: none"> • Installation de confinement d'atténuation • Installation de confinement sécuritaire
Milieu terrestre	<ul style="list-style-type: none"> • Matériau de recouvrement journalier ou final • Matériau de remplacement • Matériau de remplissage • Matériau de construction • Amendement de sols • Compostage 	<ul style="list-style-type: none"> • Cellule de confinement • LESC, LESM • Site d'élimination de matières dangereuses

2 CONTEXTE LÉGISLATIF ET RÉGLEMENTAIRE

Les activités de dragage et de gestion des sédiments, que ce soit en milieu aquatique, en berge ou sur la terre ferme sont régies par une série de règlements, de lois ou de politiques applicables autant au niveau provincial que fédéral. Parmi ces balises législatives, celles encadrant l'évaluation de la qualité des sédiments constituent les références de bases pour la gestion des sédiments puisqu'elles conditionnent les options autorisées. La gestion des sédiments en berge n'est pas traitée spécifiquement puisque, selon les projets, la réglementation relative à la gestion aquatique et/ou terrestre s'appliquera.

2.1 Critères de gestion des sédiments selon le milieu

L'évaluation de la qualité des sédiments étant l'étape essentielle de la gestion des sédiments, deux documents clés ont été produits afin de définir différents niveaux de contamination et d'établir les options de gestion autorisées. Ainsi, on se référera d'une part aux *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* pour une gestion en milieu marin, et d'autre part à la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* et sa grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaire pour une gestion en milieu terrestre.

2.1.1 Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent

Au Québec, la gestion des sédiments de dragage est basée sur les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* développés conjointement par le Centre Saint-Laurent et le ministère de l'Environnement du Québec en 1992. Ces critères sont utilisés pour évaluer la contamination des sédiments par certaines substances organiques et inorganiques. Cette approche propose trois niveaux de gestion correspondant chacun à un seuil d'effets sur le milieu (Centre Saint-Laurent et *al.*, 1992) :

- le seuil sans effet (SSE);
- le seuil d'effets mineurs (SEM);
- le seuil d'effets néfastes (SEN).

Le SSE correspond à la teneur de base, sans effet chronique ou aigu sur les organismes benthiques, sur la qualité de l'eau ou les différents usages liés à l'eau. Lorsque le SSE est dépassé, des impacts potentiels sur les organismes benthiques et l'utilisation de l'eau sont appréhendés.

Le SEM correspond à la teneur où des effets minimaux sur les organismes benthiques sont observés. Si les concentrations observées dans les matériaux dragués sont égales ou inférieures à ce seuil (sédiments de classe 2), les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou utilisés à d'autres fins sans restriction. On s'assurera alors que le dépôt ne contribue pas à détériorer la qualité du milieu récepteur. Toutefois, si les concentrations dépassent le SEM (sédiments de classe 3), des tests standardisés pour évaluer la toxicité des sédiments doivent être entrepris. Dans ce cas-ci, le choix du mode d'élimination devra se fonder sur une évaluation environnementale plus poussée.

Le SEN se définit comme la teneur critique au-dessus de laquelle les dommages aux organismes benthiques sont majeurs. Lorsque la concentration d'un contaminant est supérieure au SEN (sédiment de classe 4), le rejet en eau libre des matériaux dragués est proscrit et ceux-ci doivent faire l'objet d'un traitement ou d'un confinement sécuritaire.

Les paramètres retenus ainsi que les trois niveaux de contamination associés sont présentés en annexe 1. Au-delà des trois seuils d'effets décrits, ce document présente une stratégie d'application des critères pour deux activités principales, soit la gestion des matériaux dragués et la restauration des sites aquatiques contaminés.

Il est important de préciser que les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* sont actuellement en révision et qu'une nouvelle version sera publiée au cours de l'année 2008.

Tableau 2-1 Niveau d'évaluation des sédiments et interventions en fonction du degré de contamination

CLASSE	NIVEAU	APPROCHE	EFFETS	GESTION DES MATÉRIAUX DRAGUÉS	RESTAURATION DE SITES CONTAMINÉS
4			Les dommages à l'environnement aquatique sont majeurs.	Les matériaux dragués doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire.	On doit tarir les sources de contamination et envisager la possibilité de restaurer les milieux contaminés
	Niveau 3 Seuil d'effets néfastes (SEN)	90^e percentile de la SLC. Niveau de contamination qui affecte 90 % des organismes benthiques.			
3			Plage des teneurs où les organismes benthiques subissent des effets nuisibles.	Un examen attentif des répercussions environnementales reliées au dragage et à la disposition des sédiments devra être effectué. Des essais appropriés (bioessais, élutriation ou autres) et des analyses chimiques au site de dépôt devront être réalisés. On devra s'assurer que le dépôt ne contribue pas à détériorer la qualité du milieu récepteur.	Niveau visé pour les travaux de restauration. Il devra être établi cas par cas par une étude de risques ou par tout autre moyen adéquat. On doit envisager la possibilité de tarir les sources de contamination et de réduire la migration des contaminations vers des zones de meilleure qualité. La restauration du milieu ne constitue probablement pas une solution souhaitable.
	Niveau 2 Seuil d'effets mineurs (SEM)	15^e percentile de la SLC. Niveau de contamination qui affecte 15 % des organismes benthiques.			
2			Plage de teneurs pouvant être tolérées par la majorité des organismes benthiques. Impacts potentiels sur les utilisations de l'eau.		
	Niveau 1 Seuil sans effet (SSE)	Teneur de fond. Niveau de référence considéré comme exempt de pollution.		De façon générale, les matériaux peuvent être rejetés en eau libre ou utilisés à d'autres fins sans restriction. On s'assurera toutefois que le dépôt ne contribue pas à détériorer la qualité du milieu récepteur.	Aucune restauration n'est considérée.
1			Plage de teneurs sans effet chronique ou aigu sur les organismes benthiques, la qualité de l'eau ou sur ses usages.		

Tiré de Centre Saint-Laurent et Environnement du Québec (1992), p.16

2.1.2 Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments

En 1999, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a publié un ouvrage général, *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, dans lequel étaient présentées des *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments*. Ces recommandations fournissent des repères scientifiques, ou valeurs de référence, aux fins de l'évaluation du risque d'occurrence d'effets biologiques néfastes dans les systèmes aquatiques. Elles ont été élaborées à partir de données disponibles selon le protocole officiel établi par le CCME (CCME, 1995).

Les deux catégories de valeurs de référence qui ont été développées sont les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et les concentrations produisant un effet probable (CEP). La RPQS correspond à la concentration en deçà de laquelle des effets biologiques néfastes sont rarement observés, tandis que la CEP correspond à a concentration au-delà de laquelle des effets biologiques néfastes sont fréquemment observés (CCME, 1999).

La RPQS et la CEP servent alors à définir trois niveaux de concentration :

- Les sédiments présentant des concentrations chimiques mesurées égales ou inférieures au RPQS nationales sont considérés comme ayant une qualité acceptable : niveau sans effet;
- Les sédiments avec des concentrations chimiques mesurées se situant entre les RPQS nationales et les CEP sont considérés comme représentant un danger potentiel pour les organismes exposés : niveau « effet possible »;
- Les sédiments dans lesquels les concentrations chimiques mesurées sont égales ou supérieures à la CEP sont considérés comme représentant un danger important et immédiat pour les organismes exposés : niveau « effet probable ».

Des RPQS et des CEP ont été établis pour 31 produits et substances ou substances chimiques. Les tableaux récapitulant les valeurs correspondantes pour les sédiments d'eau douce et d'eau de mer sont présentés en annexe 2.

2.1.3 Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés

La gestion en milieu terrestre des sédiments de dragage doit respecter les exigences et les critères élaborés par le MDDEP concernant les sols contaminés. La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* caractérise les sols selon trois critères de qualité (A, B et C) et présente les options de gestion possibles par critères. La grille de gestion est présentée dans le tableau suivant. Le MDDEP interdit le dépôt de sédiments contaminés si ceux-ci sont évalués comme étant plus contaminé que les sols où ils seront déposés. Par exemple, le critère de qualité « B » ne peut être accordé à des sédiments déposés sur des sols moins contaminés que le critère « B ».

Tableau 2-2 Grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaires

Niveau de contamination	Options de gestion
< Critère A	1. Utilisation sans restriction.
Plage A - B	1. Utilisation comme matériaux de remblayage sur les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation* ou sur tout terrain à vocation commerciale ou industrielle, à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination** du terrain récepteur et, de plus, pour un terrain à vocation résidentielle, que les sols n'émettent pas d'odeurs d'hydrocarbures perceptibles. 2. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un lieu d'enfouissement sanitaire (LES). 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement final dans un LES à la condition qu'ils soient recouverts de 15 cm de sol propre.
Plage B - C	1. Décontamination de façon optimale*** dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Utilisation comme matériaux de remblayage sur le terrain d'origine à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination** du terrain et que l'usage de ce terrain soit à vocation commerciale ou industrielle. 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un LES.
> Critère C	1. Décontamination de façon optimale*** dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Si l'option précédente est impraticable, dépôt définitif dans un lieu d'enfouissement sécuritaire autorisé pour recevoir des sols.

Tiré de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (1999), p.95

* Les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation sont ceux voués à un usage résidentiel dont une caractérisation a démontré une contamination supérieure au critère B et où l'apport de sols en provenance de l'extérieur sera requis lors des travaux de restauration.

** La contamination renvoie à la nature des contaminants et à leur concentration.

*** Le traitement optimal est défini pour l'ensemble des contaminants par l'atteinte du critère B ou la réduction de 80 % de la concentration initiale et pour les composés organiques volatils par l'atteinte du critère B. À cet égard, les volatils sont définis comme étant les contaminants dont le point d'ébullition est < 180 °C ou dont la constante de la Loi de Henry est supérieure à $6,58 \times 10^{-7}$ atm-m³/g incluant les contaminants répertoriés dans la section III de la grille des critères de sols incluse à l'annexe 2 de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*.

2.2 Réglementation spécifique à la gestion en milieu aquatique

Plusieurs lois, règlements et politiques doivent être pris en considération lors d'une gestion des sédiments en milieu aquatique. Cette partie s'efforcera de présenter aussi les textes de loi encadrant l'ensemble des modes de gestion, ainsi que les textes spécifiques à chaque mode de gestion. Une présentation des permis nécessaires sera également effectuée.

2.2.1 Loi canadienne sur la protection de l'environnement

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), modifiée en 1999, réglemente le rejet en mer de toutes substances et le chargement de déchets pour immersion en mer à bord d'un navire, d'un aéronef, d'une plateforme ou tout autre ouvrage (voir section 3 de la partie 7 de la Loi). La « mer » comprend la mer territoriale du Canada, les eaux intérieures du Canada à l'exclusion des cours d'eau et des plans d'eau douce, y compris la partie du Saint-Laurent délimitée, vers la mer, par les lignes droites joignant 1) Cap-des-Rosiers à la pointe extrême ouest de l'île d'Anticosti, et 2) l'île d'Anticosti à la rive nord du Saint-Laurent suivant le méridien de soixante-trois degrés de longitude ouest. La figure suivante présente les limites de la zone d'immersion en mer pour la région du Québec.

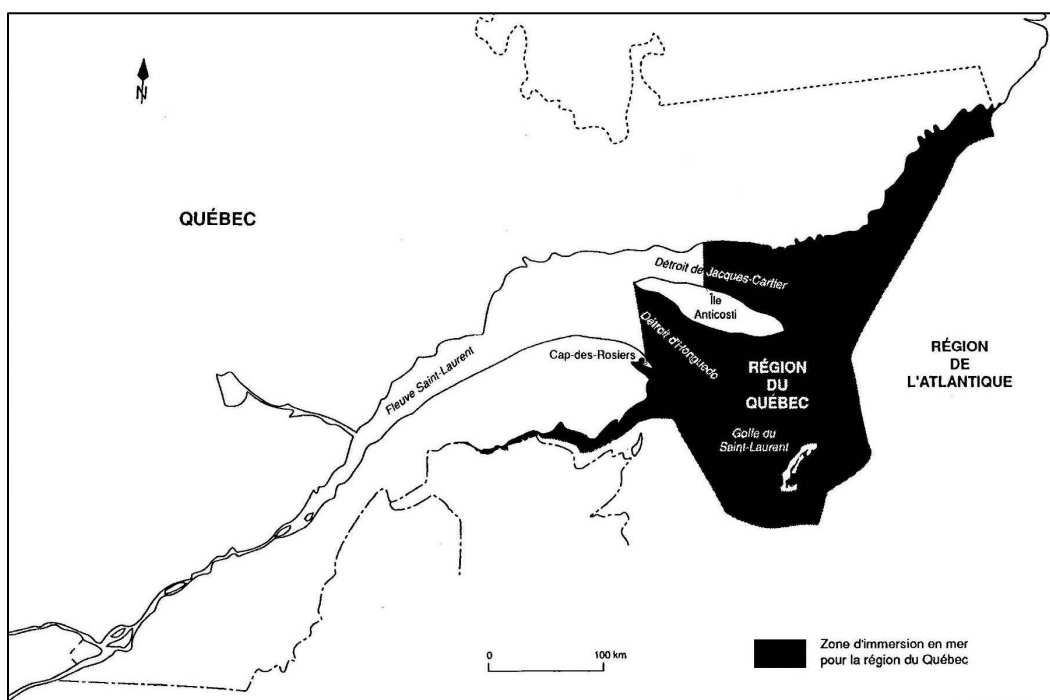


Figure 2-1 Zone d'immersion en mer pour la région du Québec selon la LCPE.

Tirée de Centre Saint-Laurent (1993), p. 14.

Dans les projets de dragage où les sédiments dragués seront rejetés en mer dans la zone spécifiquement délimitée par la LCPE, les activités de rejet sont assujetties à l'obtention d'un permis d'immersion en mer par Environnement Canada, en vertu de l'article 127. La décision d'autoriser une immersion en mer sera prise selon les valeurs réglementées définies dans le *Règlement sur l'immersion en mer* et si la demande est présentée sous la forme prévue dans le *Règlement sur les demandes d'immersion en mer*. Les normes et les critères d'évaluation de la qualité des sédiments pour l'immersion en mer sont présentés en annexe 3. Pour l'ensemble des autres paramètres, les critères utilisés sont les critères de qualité des sédiments émis par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Hors de la zone définie par la LCPE, les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* et les critères de qualité des sédiments émis par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) peuvent être utilisés.

2.2.2 Loi canadienne sur l'évaluation environnementale

L'objectif principal de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCÉE) est de réduire au minimum les incidences environnementales des projets assujettis par le biais d'un processus fédéral d'évaluation environnementale. Ce processus est déclenché dès lors qu'une autorité est impliquée dans un projet, tel que défini par la Loi. Généralement, les travaux de dragage, et par extension la gestion des sédiments, sont soumis à la LCÉE. En effet, ils répondent à la définition de projet au sens de la Loi, et des autorités fédérales sont régulièrement impliquées, soit en tant que promoteur, en rendant des fonds disponibles pour leur réalisation, en rendant des terres disponibles ou en délivrant des permis ou autorisations.

Le processus d'évaluation environnementale diffère selon la nature du projet et les effets appréhendés. La plupart des projets fédéraux sont évalués par un « examen préalable »; cependant, certains d'entre eux exigent une « étude approfondie ». Ces projets sont décrits dans le *Règlement sur la liste d'étude approfondie*. Ce sont souvent des projets de grande envergure susceptibles d'avoir des effets négatifs importants sur l'environnement. (ACÉE, 2008).

Les projets de dragage ne sont pas inclus dans la liste d'étude approfondie, ni dans la liste d'exclusion prévue par le *Règlement sur la liste d'exclusion*. Par conséquent, les projets de dragage ainsi que la gestion des sédiments en résultant, lorsqu'ils impliquent une autorité fédérale, font l'objet d'une évaluation dans le cadre d'un « examen préalable ». Dans les cas où les effets sont incertains ou que les préoccupations du public le justifient, le projet peut parallèlement à l'auto-évaluation (examen préalable ou étude approfondie) être envoyé devant une « commission d'examen » ou à un « médiateur » d'évaluation environnementale. Les étapes principales du processus fédéral d'évaluation environnementale sont présentées en annexe 4.

2.2.3 Loi sur les pêches

La *Loi sur les pêches*, dont l'application est surveillée par Pêches et Océans Canada, encadre les travaux pouvant avoir des impacts sur la faune ichthyenne et son habitat. À cet effet, la *Politique de gestion de l'habitat du poisson* a été développée pour assurer la conservation, la restauration et le développement de l'habitat du poisson. La Politique préconise le principe de « aucune perte nette » lors de l'évaluation des projets affectant l'habitat du poisson. Toutefois, en cas d'atteinte à cet habitat des mesures compensatoires devront être mises en œuvre (création d'un habitat, remplacement ou augmentation de la productivité d'habitats existants).

La gestion en milieu aquatique des sédiments de dragage est concernée par deux articles de la Loi, à savoir l'article 35 concernant la détérioration ou la perturbation de l'habitat du poisson et l'article 36 concernant le rejet ou l'immersion de substances nocives. Ce dernier article est délégué aux services de Environnement Canada.

Bien que Pêches et Océans Canada n'ait pas le pouvoir juridique de délivrer des permis, celui-ci peut poursuivre en justice tout contrevenant à la Loi et à la Politique. Par conséquent, il est recommandé que les promoteurs d'un projet de dragage et de gestion des sédiments en résultant consultent la Direction de la Gestion de l'habitat du poisson afin d'obtenir les conseils, les informations et l'expertise pertinente dès la phase de planification.

2.2.4 Loi sur la protection des eaux navigables

La *Loi sur la protection des eaux navigables* (LPEN) est appliquée par Transports Canada et vise à protéger le droit public de navigation. Pour éviter que la navigation ne soit obstruée, gênée ou rendue plus difficile, la Loi assujettit les ouvrages devant être construits ou placés aux abords ou sur les eaux navigables à l'approbation par le ministre de Transports Canada des plans et de l'emplacement. La Loi définit comme « ouvrage » les ponts, barrages, estacades, quais, déversement de remblais, excavations de matériaux ou toutes autres constructions susceptibles de nuire à la navigation. En vertu des articles 5(1) et 6(4) de la LPEN une demande d'approbation des travaux planifiés doit être transmise à Transports Canada.

2.2.5 Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs

La *Loi de 1994 concernant les oiseaux migrateurs* est administrée par Environnement Canada et vise la protection des nids et des sites de reproduction d'oiseaux migrateurs. Le *Règlement sur les refuges d'oiseaux migrateurs*, adopté en vertu de l'article 12 de la Loi, peut s'appliquer aux activités de gestion des sédiments de dragage. Le règlement stipule que « dans un refuge d'oiseaux migrateurs, il est interdit d'exercer une activité nuisible aux oiseaux migrateurs, à leurs œufs, à leurs nids ou à leur habitat, si ce n'est en vertu d'un permis ». 23 des 28 refuges identifiés au Québec étant sur le long du fleuve et du golfe du Saint-Laurent, les projets de gestion des sédiments sont donc susceptibles d'être assujettis à l'obtention d'un permis par le ministre de Environnement Canada (DDH Environnement, 2003).

2.2.6 Loi sur la qualité de l'environnement

La *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE) a pour objectif de préserver la qualité de l'environnement, de promouvoir son assainissement et de prévenir sa détérioration.

En vertu du deuxième alinéa de l'article 22 de la LQE, toute intervention en milieu aquatique doit faire l'objet d'une demande de certificat d'autorisation. Aucune exclusion étant prévue dans le *Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement* en ce qui concerne les travaux de dragage et la gestion des sédiments, l'article 22 s'applique.

Par conséquent, les activités de gestion des sédiments de dragage doivent préalablement à leurs réalisations obtenir du ministre du MDDEP un certificat d'autorisation.

De plus, en vertu de l'article 31.1 de la LQE et de l'article 2 du *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement*, tout projet de dragage, creusage, remplissage, redressement ou remblayage dans un cours d'eau visé par l'annexe A du règlement (voir liste en annexe 5), à l'intérieur de la limite des hautes eaux printanières moyenne, sur une distance de 300 mètres ou plus ou sur une superficie de 5 000 mètres carrés ou plus est assujéti à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement. Les étapes de la procédure sont présentées en annexe 6. Un certificat d'autorisation doit donc être délivré par le gouvernement du Québec en vertu de l'article 31.5 de la LQE pour tout projet répondant à cette définition. Ce certificat doit être obtenu en supplément du certificat requis en vertu de l'article 22 de la LQE.

2.2.7 Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune

L'article 128.6 de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* stipule que :

« Nul ne peut, dans un habitat faunique, faire une activité susceptible de modifier un élément biologique, physique ou chimique propre à l'habitat de l'animal ou du poisson visé par cet habitat. » (Publication du Québec, 2008)

Les activités de gestion des sédiments pouvant être concernés par cette définition, en vertu de cet article et du *Règlement sur les habitats fauniques*, doivent être évaluées et faire l'objet d'autorisations par le MDDEP.

2.2.8 Loi sur les espèces menacées ou vulnérables

L'article 17 de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* stipule que :

« Nul ne peut, dans l'habitat d'une espèce floristique menacée ou vulnérable, exercer une activité susceptible de modifier les processus écologiques en place, la diversité biologique présente et les composantes chimiques ou physiques propres à cet habitat. » (Publication du Québec, 2008)

Les activités de gestion des sédiments pouvant être concernées par cette définition, en vertu de cet article et des règlements afférents à la Loi, doivent être évaluées et faire l'objet d'autorisations par le MDDEP.

2.2.9 Politique sur la protection des rives, du littoral et des plaines inondables

La *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* vise à assurer la protection des cours d'eau et des lacs du Québec et de promouvoir la restauration des milieux riverains dégradés. Les activités de gestion des sédiments de dragage susceptibles d'impacter les rives, le littoral et les plaines inondables doivent respecter les mesures présentées dans la Politique.

2.3 Réglementation spécifique à la gestion en milieu terrestre

Une gestion de sédiment en milieu terrestre implique que ceux-ci soient considérés comme étant des sols et par conséquent respecte les directives de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* présentés dans la section 2.1.2. Ce changement de statut implique nécessairement l'application de nouveaux textes de loi. Les exigences à respecter sont décrites dans cette partie. Cette description intègre les spécificités liées à l'ensemble des modes de gestion terrestre (valorisation confinement).

2.3.1 Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés

Le *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* (RESC) a pour objectif de déterminer :

« les conditions ou prohibitions applicables à l'aménagement, à l'agrandissement et à l'exploitation des lieux servant, en tout ou en partie, à l'enfouissement de sols contaminés ainsi que les conditions applicables à leur fermeture et à leur suivi post-fermeture » (Publication du Québec, 2001)

L'article 4 du règlement stipule que les sols qui contiennent une ou plusieurs substances dont la concentration est égale ou supérieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du RESC ne peuvent être gérés dans un lieu d'enfouissement de sols contaminés. Les sédiments devront subir une décontamination afin de respecter les valeurs limites établies par le règlement.

2.3.2 Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles

Pour pouvoir être déposés dans un lieu d'enfouissement sanitaire, les sédiments de dragage doivent satisfaire aux exigences du *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles* qui remplace le *Règlement sur les déchets solides*. Lorsque cette option est envisagée, la qualité des sédiments doit respecter les valeurs limites fixées par règlement. Cette limite correspond à la plage B-C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Labbé, 2001).

2.3.3 Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés

Le *Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols* détermine certaines obligations pour les responsables de l'excavation de sols contaminés, et fixe des règles sur le stockage de sols contaminés ainsi que sur l'établissement, l'exploitation et la fermeture de centres de transfert de sols contaminés. Ce règlement a également pour but de contribuer à l'assainissement et à la réutilisation sécuritaire des sols, compte tenu qu'il impose que les sols contaminés acceptés dans un centre de transfert doivent être acheminés dans un lieu de traitement en vue de leur décontamination et que les sols entreposés dans les lieux de stockage temporaire devront être valorisés (MDDEP, 2002).

2.3.4 Guide d'implantation de lieux d'enfouissement sécuritaire

Les sédiments peuvent être enfouis dans une cellule sécuritaire autorisée ou construite selon les normes décrites dans le *Guide d'implantation de lieux d'enfouissement sécuritaire*. Ce document constitue une référence pour les promoteurs désireux de développer un lieu d'enfouissement sécuritaire (Labbé, 2001).

2.3.5 Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés

Dans le cas de la création d'un dépôt en milieu terrestre sur un terrain fédéral, celui-ci devra se conformer aux conditions présentées dans les *Critères provisoires canadiens de qualité*

environnementale pour les lieux contaminés, document élaboré par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) en 1991.

2.3.6 Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs

Les contraintes liées à l'application de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* ont été traitées à la section 3.1.6. Cette Loi s'applique dans les mêmes conditions pour une gestion des sédiments en milieu terrestre.

2.3.7 Règlement sur la qualité de l'atmosphère

Le *Règlement sur la qualité de l'atmosphère* a pour objectif d'établir des normes pour s'assurer de la qualité de l'air ambiant et des normes d'émissions dans l'atmosphère selon les types d'activités. Lors du transport et des opérations de mise en dépôt terrestre les activités devront respecter les normes de la section VII concernant les émissions diffuses provenant d'activités telles que le transport, l'entreposage et le transfert de matériaux.

3 ÉVALUATION DES IMPACTS DES MODES DE GESTION

Une évaluation des impacts de chacun des deux modes de gestion sélectionnés, le rejet en eau libre et la mise en dépôt terrestre, est essentielle afin de servir de support pour établir une analyse comparative. Afin de réaliser des évaluations pertinentes, il est nécessaire d'établir un cadre, à l'aide de scénarios, reflétant la réalité des projets de dragage. Préalablement à l'évaluation en tant que telle, une description de la méthode d'évaluation utilisée ainsi que des scénarios envisagés sera présentée.

3.1 Description de la méthode d'évaluation

L'évaluation des impacts environnementaux des modes de gestion des sédiments est une étape essentielle à l'analyse comparative visée. La méthode d'évaluation présentée est inspirée d'un ensemble de démarches communément utilisées dans le cadre d'études d'impact. Elle a pour but d'identifier, décrire puis évaluer les effets d'un projet en fonction du mode de gestion des sédiments. Pour permettre cette évaluation, la démarche suivante sera utilisée pour chaque mode de gestion des sédiments :

- Identification des sources d'effets et des éléments sensibles du milieu;
- Identification et évaluation de l'importance des effets potentiels.

3.1.1 Identification des sources d'effets et des éléments sensibles du milieu

Cette étape permet de déterminer les activités du projet susceptibles d'affecter les différents milieux (physique, biologique et humain) et par conséquent les sources d'effets. Pour chacune des sources d'effet, on identifiera les éléments sensibles des différents milieux pouvant être perturbés. Il est important de rappeler que l'évaluation des impacts sera réalisée uniquement sur la phase gestion des sédiments des projets de dragage. Toutes les activités nécessaires au dragage en tant que tel, et donc autant de sources potentielles d'effet, ne seront pas analysées.

Les éléments sensibles à prendre en compte pour les milieux aquatique et terrestre lors de l'évaluation des impacts sont présentés dans le tableau suivant. La détermination de ces éléments se basera sur une revue d'études d'impact réalisées dans le cadre de projet de

dragage et sur la consultation de praticiens en évaluation environnementale, notamment dans les ministères experts.

Tableau 3-1 Éléments sensibles des milieux aquatique et terrestre

Éléments sensibles pour une gestion des sédiments en milieu aquatique	Éléments sensibles pour une gestion des sédiments en milieu terrestre
Bathymétrie Hydrologie et hydrodynamique Qualité de l'eau Qualité des sédiments Environnement sonore Qualité de l'air Végétation aquatique Faune benthique Faune ichtyenne Faune avienne Activités récréo-touristiques Navigation	Qualité des eaux Qualité des sols Qualité des eaux souterraines et de ruissellement Faune Flore Environnement sonore Qualité de l'air Activités récréo-touristiques Trafic routier Puits et prises d'eau Navigation Occupation du territoire

Inspiré de CJB Environnement inc. (2006), p.121

3.1.2 Identification et évaluation de l'importance des effets potentiels

Suite à l'identification des sources d'effets et des éléments sensibles, il est possible de déterminer les effets environnementaux résultant de l'interaction entre ces deux éléments. L'évaluation de ces interactions s'effectue en considérant le type de répercussion et l'importance de la répercussion.

La détermination globale des effets est effectuée à l'aide d'un abaque (voir Tableau 3-2) permettant de combiner trois paramètres : l'intensité, la durée et l'étendue.

- L'intensité de la perturbation est évaluée selon cinq niveaux : très forte, forte, moyenne, faible et nulle;
 - Intensité très forte : l'effet dénature l'élément environnemental touché et en détruit l'utilisation ou la qualité
 - Intensité forte : l'effet dénature l'élément environnemental touché et en réduit fortement l'utilisation ou la qualité

- Intensité moyenne : l'effet modifie partiellement l'élément environnemental touché et en réduit légèrement l'utilisation ou la qualité
- Intensité faible : l'effet altère légèrement l'élément environnemental touché et n'en affecte pas de manière perceptible l'utilisation ou la qualité
- Intensité nulle : l'effet provoque peu ou aucune modification à l'élément environnemental touché et n'en affecte pas l'utilisation ou la qualité
- La durée de la perturbation qui est jugée selon trois niveaux : longue, moyenne et courte;
 - Longue durée : l'effet est ressenti sur une longue période de temps après les travaux;
 - Moyenne durée : l'effet est ressenti après les travaux, mais s'atténue rapidement;
 - Courte durée : l'effet est ressenti uniquement durant les travaux.
- L'étendue, qui correspond à l'étendue spatiale sur laquelle le milieu est touché;
 - Étendue régionale : l'effet est perceptible par une collectivité régionale
 - Étendue locale : les travaux ont un impact autour de la zone de travaux
 - Étendue ponctuelle : l'impact est limité à la zone de travaux.

La combinaison de ces paramètres génère un abaque permettant de distinguer jusqu'à cinq niveaux d'importance des effets, à savoir : négligeable, mineur, moyen, important et majeur.

Tableau 3-2 Détermination de l'importance globale des effets

Intensité	Durée	Étendue		
		Ponctuelle	Locale	Régionale
Nulle	-	Nulle	Nulle	Nulle
Faible	Courte	Négligeable	Négligeable	Négligeable
	Moyenne	Négligeable	Négligeable	Mineure
	Longue	Négligeable	Mineure	Mineure
Moyenne	Courte	Mineure	Mineure	Mineure
	Moyenne	Mineure	Mineure	Moyenne
	Longue	Mineure	Moyenne	Moyenne
Forte	Courte	Moyenne	Moyenne	Moyenne
	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Importante
	Longue	Moyenne	Importante	Importante
Très forte	Courte	Importante	Importante	Importante
	Moyenne	Importante	Importante	Majeure
	Longue	Majeure	Majeure	Majeure

Inspiré de CJB Environnement inc. (2006), p.121

L'évaluation des impacts pourrait également prendre en compte la valeur relative des éléments sensibles du milieu pouvant être touchés. Toutefois, les valeurs de ces éléments sont propres à chacun des projets de gestion des sédiments et laissent place à la subjectivité. Ce paramètre n'est donc pas intégré dans cette évaluation, qui se veut transposable à tout type de projet.

3.2 Scénarios et hypothèses retenus pour l'évaluation

L'évaluation des impacts des projets de gestion des sédiments de dragage peut être très variable d'un projet à l'autre. Dans le but de réaliser une évaluation réaliste qui puisse englober tout type de projet, différents scénarios seront analysés pour chacun des modes de gestion qui seront retenus. Ces scénarios intégreront les paramètres les plus fréquemment utilisés pour catégoriser les différents projets de dragage comme le volume et la présence ou non de contamination. De plus, certaines hypothèses seront également posées afin d'aider à définir à un cadre d'opération.

3.2.1 Modes de gestion retenus

Parmi les différents modes de gestion présentés dans la section 1, seuls deux modes ont été retenus dans le cadre de l'évaluation : le rejet en eau libre et le dépôt terrestre. Ces deux modes représentent la très grande majorité des options choisies au Québec pour la gestion des sédiments de dragage, les autres modes de gestion restant encore, à l'heure actuelle, marginaux. En effet, le dépôt en eau libre concerne à lui seul 90 % du volume de sédiments dragués dans l'ensemble du système hydrique de la province (DDH Environnement, 2003). De plus, les projets de dragage supervisés par TPSGC dans les secteurs des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie entre 1989 et 2008, soit 253 projets, ont tous opté pour une gestion des sédiments soit par dépôt en eau libre, soit par dépôt terrestre (Desrosiers, 2008).

3.2.2 Volumes

La variante principale entre les projets de dragage est le volume de sédiments. Il est donc essentiel de considérer différents volumes dans l'évaluation des impacts pour s'assurer d'une

prise en compte de l'ensemble des types de projet. Généralement, on distingue trois catégories de dragage : les dragages occasionnels ou *ad hoc* de faible volume, les dragages réguliers (annuel ou biennuel) de volume relativement important et les dragages d'envergure, notamment ceux réalisés sur la voie navigable ou encore ceux réalisés à proximité d'infrastructures portuaires importantes tous les cinq ou dix ans. Les dragages *ad hoc* et réguliers concernent essentiellement les petits ports de pêche ou marinas. Les données de TPSGC et de la Garde côtière canadienne (GCC) sur les interventions réalisées et supervisées par eux depuis 1989 permettent d'obtenir une répartition statistique des volumes dragués. En corrélant les volumes dragués au type d'installation maritime où les travaux ont eu lieu on remarque que, en général :

- les dragages *ad hoc* concernent des volumes inférieurs à 2 000 m³;
- les dragages réguliers concernent des volumes compris entre 2 000 m³ et 10 000 m³;
- les dragages d'envergure concernent des volumes supérieurs à 10 000 m³.

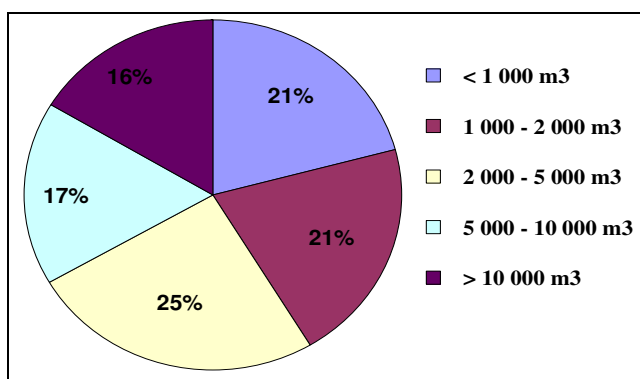


Figure 3-1 Répartition des volumes dragués entre 1989 et 2007 sur le fleuve Saint-Laurent, aux Îles-de-la-Madeleine et en Gaspésie.

Source : TPSGC

3.2.3 Niveaux de contamination

Trois niveaux de contamination ont été retenus dans le cadre de la présente évaluation d'impact. Ces niveaux correspondent aux trois grandes catégories définies par les *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments* et la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Ces niveaux se distinguent comme suit : matériaux de bonne qualité, matériaux faiblement contaminés nécessitant la mise en place de mesure et

matériaux fortement contaminés. Le tableau suivant présente les correspondances entre les niveaux de contamination des matériaux dragués et les seuils définis dans les *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments*, pour une gestion par dépôt en eau libre et la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* pour une gestion par dépôt en milieu terrestre.

Tableau 3-3 Niveaux de contamination retenus selon les modes de gestion

Niveau de contamination	Rejet en eau libre	Dépôt terrestre
Bonne qualité	Inférieur au seuil d'effet mineur	Inférieur au critère B
Faiblement contaminé et nécessitant mesures de contrôle	Entre le seuil d'effet mineur et le seuil d'effet néfaste	Entre les critères B et C
Fortement contaminé	Supérieur au seuil d'effet néfaste	Supérieur au critère C

Il est important de rappeler que pour un niveau de contamination supérieur au seuil d'effet néfaste le rejet en eau libre n'est pas autorisé. Selon les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, les matériaux dragués doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire. Par conséquent, seuls les scénarios impliquant des sédiments de bonne qualité ou présentant de faibles contaminations seront évalués dans le cas du rejet en eau libre.

3.3 Évaluation des impacts d'une gestion en milieu aquatique

L'évaluation des impacts présentera, pour chacun des éléments sensibles identifiés du milieu aquatique, les effets potentiels d'un rejet en eau libre. Une importance de l'effet sera attribuée pour chacun des éléments ainsi que pour chacun des scénarios, à l'exception des scénarios concernant une forte contamination.

3.3.1 Sources d'effet et éléments sensibles du milieu aquatique

Une gestion des sédiments en milieu aquatique, et plus particulièrement un rejet en eau libre, implique des activités de transport de ces sédiments jusqu'au site de dépôt et ensuite le relâchement de ces matériaux au lieu désigné. Les éléments sensibles potentiellement affectés

par ces sources d'effets sont présentés dans le tableau suivant. Ce tableau présente également les points d'interrelations potentielles entre les sources d'effet du projet et les éléments du milieu récepteur et servira de support à l'évaluation des effets environnementaux, puisque chacune des interrelations potentielles identifiées dans cette grille sera abordée et évaluée.

Tableau 3-4 Éléments sensibles et interactions avec les sources d'effet

	Éléments sensibles	Sources d'effet	
		Transport	Rejet en eau libre
Milieu physique	Bathymétrie		X
	Hydrologie et hydrodynamique		X
	Qualité de l'eau		X
	Qualité des sédiments		X
	Environnement sonore	X	
	Qualité de l'air	X	
Milieu biologique	Végétation aquatique		X
	Faune benthique		X
	Faune ichthyenne		X
	Faune avienne		X
Milieu humain	Activités récréo-touristiques	X	
	Navigation	X	

3.3.2 Impacts sur la bathymétrie

La bathymétrie se définit comme étant la mesure des profondeurs marines. Elle est utilisée afin d'établir la topographie des fonds marins. Un rejet de déblais de dragage en eau libre modifiera la topographie du fond dans la zone de rejet puisque l'immersion de sédiment créera un monticule qui diminuera la profondeur du site. L'étendue et l'intensité de ces changements dépendront du volume total de déblais rejetés et de la précision du positionnement de chacun des rejets. Le niveau de contamination des sédiments n'interviendra pas dans l'importance des effets sur la bathymétrie.

Environnement Canada administre le Programme sur l'immersion en mer qui a pour objectif, entre autres, de réaliser une surveillance des sites d'immersion. Ainsi, tous les ans, un suivi de longue durée est assuré aux sites d'immersion représentatifs et un Recueil national des activités de surveillance est préparé. Lorsque tous les rejets sont réalisés au même point, le

monticule formé peut atteindre une hauteur de plusieurs mètres et une pente de 2 à 4 % (Environnement Canada, 2004, 2005 et 2006a). Ce monticule, selon son importance, pourra alors modifier la bathymétrie au lieu du site de rejet. L'intensité de l'effet pourra donc varier de faible à moyen selon les volumes concernés.

Les sites de dépôts sont généralement choisis pour leur faible exposition aux courants marins et leur caractère non dispersif. Les monticules formés lors du rejet en eau libre des sédiments seront donc faiblement érodés à court terme. La perturbation sur la bathymétrie sera perceptible sur une longue période de temps, bien au-delà de la période des travaux.

Les études réalisées dans le cadre du Programme sur l'immersion en mer démontrent que pour les sites de dépôt non exposés au courant marin et à la houle, les effets se limitent au site et les sédiments se consolident de manière permanente (Environnement Canada, 2004, 2005 et 2006a). Les sites de la péninsule gaspésienne, plus exposés aux courants marins et donc au transport des sédiments, présentent également une relative stabilité (Environnement Canada, 2005). Lors de la sélection du site de rejet, l'exposition aux courants marins est un paramètre qui est systématiquement pris en considération. Par définition, un site de rejet est choisi pour être le moins dispersif possible et assurer des conditions de stabilité aux sédiments. De plus, des études ayant porté sur le comportement des sédiments durant un rejet en eaux libres indiquent, que dans le cas des sites de dépôt non dispersif, 1 % à 5 % du volume de sédiments largués se perd dans la colonne d'eau (Truitt, 1988). La relative stabilité des sédiments aux sites de dépôt, associée à la faible diffusion des sédiments lors du rejet, laisse penser que l'étendue de la perturbation se limite à un niveau ponctuel.

3.3.3 Impacts sur l'hydrologie et l'hydrodynamique

La gestion des sédiments par rejet en eau libre peut modifier la bathymétrie sur les sites de dépôt et par conséquent modifier les conditions hydrodynamiques locales. Le transport des sédiments vers le site d'immersion, quant à lui, n'est pas susceptible d'affecter les conditions hydrodynamiques. Selon Environnement Canada (1994), les activités de dragage portuaires ont généralement des répercussions de faible ampleur sur l'hydrodynamisme. Le rejet des sédiments provoquera par la formation d'un monticule une diminution de la profondeur sur

une partie restreinte du site de dépôt. De plus, tel que mentionné dans la section précédente, les sites d'immersion en mer ont été placés à des endroits permettant d'assurer leur stabilité. Il s'agit donc de secteurs présentant des courants très faibles. La modification de la bathymétrie pourra avoir un faible effet sur ces courants, mais étant donné la faible amplitude des courants et de la hauteur du monticule, l'intensité de la perturbation est considérée faible (CJB Environnement, 2006).

Pour les mêmes raisons qu'exposées lors de l'évaluation des impacts sur la bathymétrie, la durée de la perturbation est longue.

La perturbation étant limitée au site de dépôt, voire même au niveau du monticule, l'étendue de la perturbation est évaluée comme ponctuelle.

3.3.4 Impacts sur la qualité de l'eau

Le transport des déblais entre l'aire de dragage et le site de rejet pourrait perturber la qualité naturelle de l'eau principalement par la remise en suspension de sédiments et la libération possible de contaminants dans la colonne d'eau lors des opérations de rejet, et de façon marginale par une augmentation de la turbidité le long du trajet si le fond des barges n'est pas étanche et s'il y a surverse en raison des mauvaises conditions météorologiques.

Les contaminants les plus fréquemment présents dans les sédiments sont les métaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Le plus souvent, les contaminants sont liés aux particules à granulométrie fine comme le limon, l'argile et la matière organique et on constate qu'ils ont tendance à demeurer fixés à ces particules lors de brassages dans des conditions naturelles (courants, vents, marées) ou artificielles, comme des activités de dragage (Centre Saint-Laurent, 1992a). Ainsi, les métaux lourds comme le cuivre sont de façon générale bien immobilisés dans les sédiments. Les HAP sont également le plus souvent adsorbés aux particules et à la matière organique et sont très peu solubles dans l'eau. Mais contrairement aux métaux, ils feront l'objet d'une dégradation naturelle plus ou moins lente. (Nove Environnement, 2007). Par conséquent, la libération de contaminants dans l'eau n'est pas une problématique pour l'évaluation des effets sur la qualité de l'eau puisque ceux-ci

devraient demeurer liés aux particules qui se déposeront éventuellement sur le site d'immersion. Seule l'influence du volume sur la présence de matière en suspension dans la colonne d'eau sera analysée.

Selon Environnement Canada (1994), plusieurs études sur le comportement des sédiments rejetés d'une barge ont été réalisées et, de façon générale, quatre stades de transport ont été identifiés (voir figure suivante). Dans un premier temps, les matériaux s'écoulent rapidement vers le fond (sur la première centaine de mètres) sous la forme d'un jet dense. Il s'en suit une diffusion passive des particules fines, qui lors de la descente, se séparent du jet sous l'action de la turbulence à l'interface de celui-ci et de la colonne d'eau. Cette diffusion pourrait être accentuée par la présence d'une stratification thermique dans la colonne d'eau. Ces particules fines dérivent sous l'action des courants. Le troisième stade survient lorsque la masse touche le fond. L'impact crée un courant de densité qui s'étend de façon radiale autour du point de chute et qui entraîne tous les matériaux qui ne se sont pas déposés au moment de l'impact. Enfin, on observe la formation d'un monticule et sa consolidation.

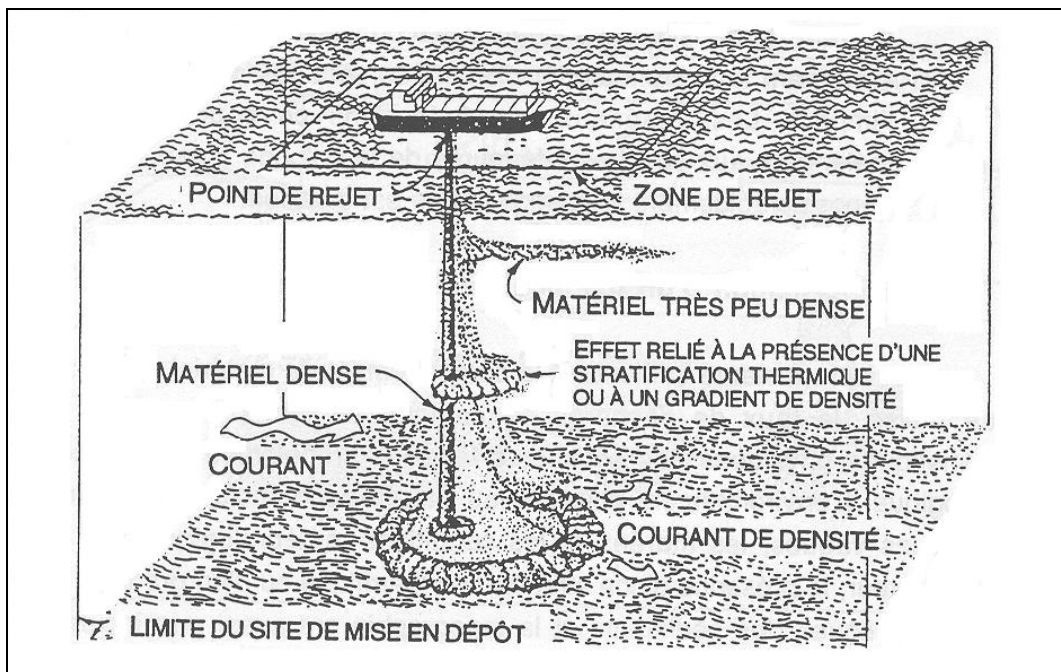


Figure 3-2 Comportement des sédiments au cours d'un rejet en eaux libres

Tiré de Environnement Canada, 1994

Durant la phase de descente des sédiments, la diffusion passive dans la colonne d'eau dépend principalement du degré de cohésion et de la stratification de la colonne d'eau (Environnement Canada, 1994). Les sédiments dragués avec une drague mécanique sont plus cohésifs que ceux provenant d'une drague hydraulique et entraîneront donc une augmentation plus faible de la turbidité. De plus, si la colonne d'eau n'est pas stratifiée thermiquement, il y aura moins de remise en suspension que si cette colonne d'eau l'était. Toutefois, les études réalisées sur le comportement des sédiments durant un rejet en eaux libres ont montré que le pourcentage de pertes dans la colonne d'eau pour des opérations dans des conditions « classiques » au Québec (drague à benne preneuse, sédiments vaseux, barge à fond ouvrant, site à 15-25 m de profondeur, courants de 6 à 70 cm/s) est de l'ordre de 1 à 5 % de poids total rejeté (Truitt, 1988). Par ailleurs, des simulations réalisées pour un site de rejet aux Îles-de-la-Madeleine ont montré que la proportion des sédiments rejetés qui étaient encore en suspension une heure après le rejet était de 0 % pour le sable, 5,5 % pour le limon et 7,1 % pour l'argile (Environnement Canada, 2006b). Enfin, il est important de mentionner que des phénomènes naturels, tels que des tempêtes, des inondations et des grandes marées, provoquent des hausses de turbidité et des augmentations du taux de matières en suspension comparables ou supérieures à celles causées par les activités de dragage (Kirby et Land, 1991).

Compte tenu de la faible, voire très faible, proportion de matériaux impliquée dans la phase de diffusion passive et donc dans l'augmentation de la turbidité on considère que :

- pour un volume à gérer inférieur à 2 000 m³, l'intensité de la perturbation restera moyenne. Cette évaluation prend en considération que le dépôt sera réalisé par des rejets successifs à partir de chaland d'une capacité de 35 m³.
- pour un volume à gérer entre 2 000 m³ et 10 000 m³, l'intensité de la perturbation est évaluée entre moyenne et forte, selon la capacité des chalands utilisés. Cette évaluation prend en considération que le dépôt pourra être réalisé par des rejets successifs à partir de chaland d'une capacité de 250 m³.
- pour un volume supérieur à 10 000 m³, l'intensité de la perturbation sera forte.

Bien que les panaches de turbidité résultant des rejets en eaux libres dépendent des équipements utilisés, des quantités de sédiments rejetés et des conditions hydrodynamiques au site de rejet, l'élévation de la turbidité varie généralement de quelques minutes à quelques heures dans les scénarios majeurs (Environnement Canada, 1994). Le Conseil national de recherches Canada (CNRC) estime que « avec la plupart des types de sédiments, l'eau retrouve rapidement sa limpidité superficielle, généralement une heure après le rejet » (CNRC, 1983). De plus, de nombreuses observations faites lors de diverses opérations de rejet en eaux libres ont montré que le panache de dispersion des eaux turbides lors du dépôt de sédiments fins sédimentait rapidement (CJB Environnement, 2006 et Génivar, 2003). La durée de la perturbation est donc jugée comme courte dans tous les cas de figure.

L'étendue de la perturbation est conditionnée principalement par les volumes à gérer, la force des courants marins et des courants éoliens. Sans pouvoir statuer précisément sur l'étendue des panaches de turbidité, les études réalisées sur le comportement des sédiments permettent de dégager une tendance générale. Le tableau suivant présente un sommaire des principales données relatives à la dispersion des sédiments.

Tableau 3-5 Distances de dispersion observées lors de rejet en eau libre

Source	Site étudié	Type de dragage	Type de largage	Volume rejeté	Distance de dispersion
Gordon (1974)	Long Island Sound	Drague à godet	Benne à fond ouvrant	> 10 000 m ³	120 m
Wilber (1992)	Gull Rock	-	-	-	500 m
Roche ltée (1984)	Pointe-Noire	Drague hydraulique	Pipeline	> 10 000 m ³	2,5 km
Bergeron <i>et al.</i> (1990)	-	Drague à godet	Benne à fond ouvrant	> 10 000 m ³	1,8 km

Tiré de Environnement Canada, 1994

Ces études démontrent que, même avec des équipements favorisant la dispersion des sédiments (drague hydraulique et pipeline) et des volumes importants, la dispersion du panache de turbidité n'excède pas 3 km. Il est donc attendu que l'étendue de la perturbation sur la qualité de l'eau n'excède pas le niveau local.

3.3.5 Impacts sur la qualité des sédiments

Le rejet en eaux libres de sédiments de dragage peut potentiellement impacter la granulométrie et la qualité chimique des sédiments superficiels au lieu du site de dépôt. L'étendue et l'intensité de ces changements dépendront du volume total de déblais rejetés, de leur niveau de contamination, de la précision du positionnement de chacun des rejets et de l'ordre dans lequel les différents types de sédiments dans la zone portuaire seront dragués. La durée de la perturbation dépendra du caractère dispersif du site de rejet et des conditions hydrodynamiques locales.

Dans le cas où les sédiments immergés ont une granulométrie semblable aux sédiments originellement présents et que la qualité chimique des sédiments est comparable et acceptable au plan environnemental, aucun impact n'est appréhendé, et ce, quel que soit le volume concerné.

Lorsque la nature des sédiments immergés diffère de celle du site, l'immersion modifiera la nature des sédiments (texture et granulométrie) au site de rejet et aux sites de déposition des sédiments entraînés par les courants. L'intensité de la perturbation liée au recouvrement des fonds par les sédiments de dragage pourra varier selon les volumes rejetés, mais principalement selon le niveau de contamination de ces sédiments. Les sédiments superficiels des fonds marins présentent un niveau naturel de contamination pour certains paramètres, il est donc attendu qu'il y ait une faible modification de la composition et de la qualité de la couche sédimentaire après le rejet de sédiment présentant de faibles contaminations. De plus, les sites de rejet en eaux libres sont généralement utilisés à plusieurs reprises pour divers travaux de dragage, la qualité des sédiments est donc déjà impactée.

Pour le dépôt de sédiments présentant des teneurs plus élevées pour certains paramètres chimiques (contamination de niveau moyen), cela pourrait causer une modification de la qualité et de la nature des sédiments. La perturbation pourrait alors atteindre un niveau moyen. De plus, dans le cas de projet d'importance et nécessitant le rejet de plus de 10 000 m³, le recouvrement pourrait représenter une hauteur de plusieurs dizaines de

centimètres modifiant ainsi complètement la nature des sédiments. L'intensité de la perturbation dans ce cas précis pour alors être jugée comme forte.

La durée de la perturbation sera dépendante de l'exposition des sédiments aux courants marins et de l'importance des phénomènes d'érosion. Il a été démontré dans les sections précédentes que les sites de rejet présentent une bonne stabilité et que la migration des sédiments déversés est réduite, voire inexistante dans certains cas. À partir de ces constatations, il est attendu que la durée de la perturbation s'étende bien au-delà de la période de travaux. Elle est donc considérée comme longue.

L'étendue de la perturbation sera potentiellement influencée par le volume des sédiments rejetés et les courants marins lors du rejet. Il n'existe pas de modèle de dispersion générale, il est donc difficile de prévoir précisément le comportement des sédiments. L'évaluation de l'étendue de la perturbation de la qualité des fonds marins recoupe celle des impacts sur la qualité des eaux. On a pu voir, notamment par les observations réalisées lors de travaux de rejet et de contrôle des sites de rejet, que la grande majorité des sédiments rejetés se déposait dans la zone du site de rejet et que ceux-ci restaient stables, indépendamment du volume concerné. La dispersion des sédiments en dehors des limites du site de rejet reste marginale. L'impact sur la qualité des sédiments en termes d'étendue reste donc limité à un niveau ponctuel.

3.3.6 Impacts sur la qualité de l'air

Lors de la gestion par rejet en eau libre des sédiments, les sources de perturbation de la qualité de l'air se limitent aux émissions de gaz polluant par les remorqueurs permettant le transport des chalands au large. Par conséquent, le niveau de contamination des sédiments n'aura aucune influence puisque la perturbation sera seulement dépendante du volume à gérer et par ce fait du nombre de trajets nécessaire.

Il est possible d'estimer l'ordre de grandeur des émissions en gaz à effet de serre par le transport complet des sédiments dragués à partir des distances parcourues et de la consommation en carburant en posant les hypothèses suivantes :

- Les distances entre les lieux de chargement et d’immersion varient de 1,5 à 4,8 kilomètres. La distance moyenne pour une dizaine de sites dragués fréquemment dans le Golfe du Saint-Laurent est de 2,96 kilomètres. Le site de rejet en eau libre est situé à trois kilomètres de la zone de dragage (Desrosiers, 2008) ;
- Chaque voyage de chaland représente deux trajets ;
- La capacité des chalands varie de 35 m³ à 250 m³ selon les projets ;
- La consommation moyenne en carburant des remorqueurs est de 14 l/km (Côté, 2008).

Tableau 3-6 Distance à parcourir par les chalands et consommation en carburant

Volume à gérer	Capacité du chaland	Distance du site de rejet	Distance totale	Consommation totale en carburant
0 – 2 000 m ³	35 m ³	3 km	342 km	4 800 litres
2 000 – 10 000 m ³	35 m ³	3 km	1 710 km	24 000 litres
	250 m ³	3 km	240 km	3 400 litres
> 10 000 m ³	250 m ³	3 km	> 240 km	> 3 400 litres

Environnement Canada a défini des coefficients d’émission résultant de la combustion de carburant par des sources mobiles telles que des navires pour le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et l’oxyde nitreux (N₂O). À partir de ces coefficients et de la consommation totale en carburant estimée, il est possible de donner les émissions en gaz à effet de serre (GES) en tonne équivalent CO₂.

Tableau 3-7 Émission en GES en fonction de la consommation de carburant les volumes

Consommation totale	Coefficient d’émission			Émission			Émission GES (t éq. CO ₂)
	CO ₂ (g/l)	CH ₄ (g/l)	N ₂ O (g/l)	CO ₂ (t)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	
4 800 l	2830 ¹	0.3 ²	0.07 ²	13,6	1,4	0,336	13,6
24 000 l	2830 ¹	0.3 ²	0.07 ²	68	7	1,7	68
3 400 l	2830 ¹	0.3 ²	0.07 ²	10	1	0,240	10
> 3 400 l	2830 ¹	0.3 ²	0.07 ²	> 10	> 1	> 0,240	> 10

¹ Jacques, 1992

² SGA, 2000

Tiré de Environnement Canada, 2006b

Bien qu'en termes de quantité GES émis, les chiffres paraissent élevés, ceux-ci ne représenteraient que 0,0005 % des 1 340 000 t éq. CO₂ émis au Québec par le transport maritime en 2005 (MDDEP, 2007). Comparativement aux émissions du transport maritime ne perturbera pas de façon perceptible la qualité de l'air. Par conséquent, il est estimé que l'intensité de la perturbation reste faible.

Les émissions de gaz polluant dans l'air ne sont effectives que durant la phase des travaux. Suite à ces rejets, les gaz polluants et les odeurs associées se dispersent dans les minutes suivant le passage des remorqueurs. Par conséquent, on n'observe pas habituellement pas de dégradation de la qualité de l'air sur de longues périodes. La durée de la perturbation peut-être jugée courte.

Lors du passage des remorqueurs, la perturbation de la qualité de l'air n'est perceptible que dans un périmètre proche des embarcations. Toutefois, compte tenu des trajets effectués jusqu'au site de rejet en eau libre (entre deux et quatre kilomètres), l'étendue de la perturbation est considérée comme locale.

3.3.7 Impacts sur l'environnement sonore

Lors d'une gestion par rejet en eau libre, la modification à l'environnement sonore sera générée par les moteurs des équipements de transport, tels que les chalands auto-propulsés ou les remorqueurs. Les perturbations apportées à cette composante dépendront uniquement des volumes de sédiment à transporter, et non du niveau de contamination. Selon les études, les niveaux sonores générés par des bateaux à moteur sont perçus entre 60 et 70 dB à quelques mètres de la source. Cet ordre de grandeur de niveaux est transposable aux activités de transport de sédiment. Des échelles de niveaux sonores permettent de mettre ces valeurs en perspectives et d'évaluer le niveau d'inconfort pour l'oreille humaine.

Tableau 3-8 Échelle des niveaux sonores et réactions humaines

Niveau d'inconfort	dB	Exemple de bruits à une distance de 5 m
Seuil d'audition	0	
	5	Labo d'acoustique
Silence inhabituel	10	Feuilles agitées par vent doux
	20	Jardin tranquille
Calme	30	Appartement calme dans quartier tranquille
	40	Bureau tranquille, discussion tranquille
Assez calme	50	Restaurant tranquille
Bruit courant	60	Grand magasin, rue résidentielle
Bruyant mais supportable	70	Bateau à moteur
	80	Bruit continu d'une rue à fort trafic
Pénible à entendre	90	Train à 25 mètres
Difficilement supportable	100	Moto de course
	110	Discothèque
Seuil de douleur	120	Réacteur d'avion à quelques mètres

Tiré du site internet de la DDASS (2007)

L'intensité de la perturbation pour les riverains du lieu de dragage peut donc être considérée comme faible pour tous les scénarios. Ce niveau d'intensité s'explique également par le fait que le niveau sonore ambiant est naturellement élevé et impacté par les activités habituelles, que ce soit la navigation plaisancière, les activités de pêche ou des activités portuaires.

Dans le cas d'un rejet d'un faible volume de sédiments, les émissions sonores seront intermittentes et, dans des conditions normales, ne devraient pas excéder une semaine. De plus, les travaux de dragage de moyenne envergure n'excèdent généralement pas les 15 jours (TPSGC, 2008). Toutefois, lors de travaux de plus grande envergure, il est possible que la durée de la perturbation s'étende sur plusieurs mois. Dans tous les cas, un passage intermittent de barge est à prévoir durant toute la durée des travaux. La perturbation ne sera donc perceptible par les riverains que lors des phases d'entrée et de sortie dans le havre ou le port, période n'excédant généralement pas les 10 minutes.

Quel que soit le volume, l'étendue de la perturbation liée au transport des sédiments se limitera à une échelle locale. En effet, il est considéré que la propagation des ondes sonores générées par des moteurs à combustion n'excède pas l'environnement proche de la barge.

De plus, les sons sous-marins de basse fréquence générés par les barges en déplacement sera d'environ 160-170 dB re 1 uPa à 1 m de la source (Subacoustech, 2004) et celui généré par la vidange des barges, d'environ 100 dB re 1 uPa à 1 m de la source (Dickerson *et al.*, 2001). Compte tenu de la faible durée du transport et du caractère instantané de la vidange, il est attendu que le transport des sédiments n'occasionne pas de modification de l'environnement sonore pour le milieu aquatique.

3.3.8 Impacts sur la végétation aquatique

La végétation aquatique concerne essentiellement les zones de végétation littorales (herbiers aquatiques, zones d'algues). Les sites de rejet en eau libre étant situés environ entre 2 km et 4 km des côtes, durant les phases de transport et de rejet des sédiments, les zones présentant une végétation aquatique sont suffisamment éloignées pour ne pas être affectées par ces activités. Par conséquent, l'intensité de la perturbation sur cette composante de l'environnement est jugée nulle, indépendamment du volume de sédiment à gérer et de leur niveau de contamination. L'importance de l'effet est donc inexistante.

3.3.9 Impacts sur la faune benthique

De façon générale, les actions engendrées sur le milieu physique ont des répercussions sur les êtres vivants qui y sont présents. La faune benthique (mollusques, éponges, cœlentérés, etc.), qui vit en étroite relation avec le fond marin, pourrait ainsi être affectée en premier lieu par un ensevelissement des habitats lors du rejet des sédiments, et en deuxième lieu, elle peut subir les effets de l'augmentation des matières en suspension dans la colonne d'eau. Toutefois, selon Appleby et Scarrat (1989), les effets sur la faune benthique et notamment la mortalité chez les invertébrés sont principalement associés à l'ensevelissement des organismes par les sédiments, et non à l'augmentation de la concentration de matières en suspension et de la turbidité (Environnement Canada, 1994). En effet, la majorité des études portant sur les effets

de la turbidité sur les organismes vivants montrent que les phénomènes naturels ont des impacts plus importants que ceux provoqués par des rejets de dragage. Les organismes benthiques sont donc particulièrement exposés aux effets directs provoquant la destruction des habitats et l'enfouissement des espèces qui y vivent (Ifremer, 2008). De plus, plusieurs études démontrent que les concentrations et durées d'exposition aux MES nuisibles pour les mollusques et les crustacés sont dans l'ensemble de beaucoup supérieures aux concentrations et durées d'exposition généralement associées aux activités de dragage (Environnement Canada, 1994). Il serait donc très peu probable que ces organismes soient affectés significativement par des hausses temporaires et locales de MES engendrées par des activités de rejet en eaux libres (Nove Environnement, 2007).

Suite au rejet en eau libre, les organismes benthiques en place seront perturbés ou tués selon l'épaisseur des sédiments qui les recouvriront (Harvey *et al.*, 1998). Plusieurs auteurs se sont penchés sur l'enfouissement direct des invertébrés sédentaires après le rejet de sédiment de dragage. Bien que l'épaisseur provoquant un enfouissement permanent dépende de la taille et du comportement des espèces et des propriétés physiques et chimiques des déblais, il est estimé que pour un recouvrement entre 10 et 50 cm, on observe rarement un appauvrissement de la faune benthique en raison de la capacité de recolonisation rapide des organismes benthiques (Vale *et al.*, 1989). Au début, il y aura une forte dominance des espèces opportunistes. Après quelques années, si le dépôt n'est pas perturbé par des rejets récurrents, une nouvelle communauté endobenthique stable et similaire à celle des zones environnantes s'établira. Il est à noter que l'épaisseur de la nouvelle couche de sédiments dépendra du volume total rejeté et de la précision avec laquelle chacun des rejets sera réalisé. Par ailleurs, puisque l'abondance du benthos diminue avec la profondeur, le nombre d'organismes perturbés ou tués dépendra aussi de la profondeur à laquelle les rejets sont réalisés (Biorex, 2007). L'intensité de la perturbation variera selon l'ampleur du projet :

- Lors du rejet d'un volume de sédiment inférieur à 2 000 m³, il est généralement acquis que l'épaisseur du recouvrement ne dépassera pas 20 cm (Desrosiers, 2008). Dans ces conditions, bien que le recouvrement puisse provoquer une forte mortalité de certains organismes benthiques, cette composante environnementale ne sera que légèrement perturbée par le rejet en eau libre. L'intensité de la perturbation est donc moyenne.

- Lorsque les volumes rejetés atteignent jusqu'à 10 000 m³, l'accumulation de sédiments sur les fonds marins peut atteindre quelques mètres (Desrosiers, 2008). On peut donc s'attendre lors de projet d'envergure moyenne à une perturbation d'un niveau d'intensité forte.
- Dans le cas de projet d'envergure, on peut considérer que le recouvrement sous un mètre ou plus de sédiments provoquera une perte totale de la faune benthique au lieu du site de rejet. L'intensité de la perturbation est considérée comme très forte.

À très court terme, la mise en dépôt d'une grande quantité de matériel au site de mise en dépôt peut causer une grande perturbation ainsi qu'une mortalité importante chez les organismes benthiques ensevelis. Toutefois, cet impact doit être relativisé par le fait que les sédiments déposés peuvent être colonisés par la faune benthique du milieu environnant. La vitesse de recolonisation au site de dépôt variera selon l'épaisseur de l'ensevelissement, dans la mesure où la nature des nouveaux sédiments est similaire à celle des sédiments déjà présents. Il semblerait que pour des recouvrements inférieurs à 15 cm, les sédiments superficiels pourront être recolonisés par la faune benthique en environ 2 semaines. Pour les zones où le recouvrement est supérieur, le temps de recolonisation peut atteindre 20 semaines (Wilber, 1992b). Dans certains cas, le repeuplement par une communauté benthique stable et similaire à celle des environs peut s'étendre sur plusieurs années (Environnement Canada, 2004). Il est à noter que ce sont principalement les espèces opportunistes qui démarreront la recolonisation du site de rejet, provoquant généralement l'établissement de communautés benthiques différentes de celle présente à l'origine (CNRC, 1983). Par conséquent, les effets de la perturbation peuvent perdurer sur une durée allant de moyenne à longue, selon l'épaisseur du recouvrement.

L'étendue de la perturbation sera potentiellement influencée par le volume des sédiments rejetés et les courants marins lors du rejet. L'évaluation de l'étendue de la perturbation est semblable à celle des impacts sur la qualité des eaux ou celle de sur la qualité des sédiments. L'impact sur la qualité de la faune benthique reste donc limité à une étendue ponctuelle.

3.3.10 Impacts sur la faune ichthyenne

Les impacts de l'immersion en mer sur les poissons sont surtout des impacts liés à la modification du milieu et aux impacts sur la qualité de l'eau. L'élévation des concentrations de matières en suspension peut agir de deux façons, soit directement, sur les organismes eux-mêmes (colmatage des branchies, abrasion de membranes, effets sur la croissance et la survie des œufs et des larves, effets sur le régime alimentaire, la reproduction et la migration); soit indirectement, par la dégradation des sites de fraie ou la disparition de sources de nourriture (plancton et benthos) (Environnement Canada, 1994).

La vulnérabilité des poissons varie selon les espèces, mais également en fonction du stade de développement, les larves par exemple étant plus vulnérables que les poissons adultes. Il convient également de prendre en considération la turbidité naturelle et l'écart de turbidité généré par le rejet. De façon générale, les poissons démontrent une bonne tolérance à des concentrations élevées de MES (Environnement Canada, 1994). De plus, leur mobilité permet à la majorité des poissons d'éviter les zones touchées par le dépôt de sédiment. Enfin, de nombreuses espèces ont des œufs et des larves pélagiques, limitant ainsi les répercussions (Drinnan et Bliss, 1986). Il reste toutefois possible que certains individus moins mobiles puissent être ensevelis sous les sédiments lors du dépôt (Nove environnement, 2007).

Les impacts du rejet en eau libre sur la qualité des fonds et de l'eau étant jugés mineurs pour les projets de 0-2 000 m³ et 2000-10 000 m³, l'intensité de la perturbation est considérée comme faible. Cette évaluation prend en considération que la mobilité ainsi que la résistance de la faune ichthyenne atténuent l'intensité des perturbations sur l'eau et les fonds. Concernant les projets d'envergure, compte tenu du fort volume et de l'augmentation des surfaces touchées, l'intensité de la perturbation est jugée moyenne.

Les effets sur la qualité ont été évalués comme étant de courte durée. Toutefois, il est envisageable que le rejet des sédiments impacte la faune ichthyenne au niveau des fonds marins. Par conséquent, quel que soit le scénario considéré, il est attendu que la durée de la perturbation soit longue, comme c'est le cas pour les effets sur le milieu physique (qualité des sédiments, bathymétrie).

Puisque la perturbation sur la faune ichthyenne est dépendante des effets sur la qualité de l'eau et des fonds, l'étendue de la perturbation correspond à l'étendue majorante entre ces deux effets. Par conséquent, elle sera ponctuelle pour les projets inférieurs à 2 000 m³ et locale pour tous les autres projets.

3.3.11 Impacts sur la faune avienne

La faune avienne, ou avifaune, regroupe l'ensemble des espèces d'oiseaux. Les marinas, les havres de pêches, avec leurs longs enrochements et les activités de pêche, constituent des espaces privilégiés pour l'établissement de rassemblement d'oiseaux. Une gestion en milieu aquatique est susceptible de perturber cette composante environnementale. En effet, lors du transport des sédiments vers le site de rejet en eaux libres, les oiseaux marins (rassemblements ou colonies) peuvent être dérangés par les déplacements des navires ou des barges, ainsi que par le bruit généré par les moteurs.

L'intensité des nuisances sonores et spatiales sur la faune avienne est évaluée comme faible dans tous les scénarios. En effet, tel qu'indiqué dans le *Guide sur les répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments*, les oiseaux paraissent s'habituer rapidement à la présence et au fonctionnement des équipements nécessaires au dragage et au transport des sédiments (Environnement Canada, 1994). De nombreuses études réalisées ont démontré que des oiseaux aquatiques continuent de couvrir à 50 mètres d'une drague en opération (Campbell, 1988) et que des activités de dragage intenses d'en moyenne 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 (Ward, 1981). De plus, les oiseaux sont des animaux mobiles capables d'éviter temporairement les zones de perturbation. Les oiseaux se déplacent dès que des éléments perturbent leur habitat. Ils reviennent ensuite rapidement après la perturbation et n'en subissent généralement pas d'effet. Cependant, s'ils sont dérangés à plusieurs reprises par diverses causes, ils peuvent être empêchés de se nourrir adéquatement (d'autant plus que les déplacements répétés nécessitent une énergie supplémentaire) ou leur succès de reproduction peut être affecté (entre autres, lorsque les femelles abandonnent leur nid momentanément, il y a augmentation de la prédation, ou encore, lorsque les femelles sont dérangées trop souvent au moment de l'installation des nids, elles pourront l'abandonner complètement) (Environnement Canada, 1996).

La perturbation sera effective durant les phases de transport des sédiments, soit pendant toute la période de travaux. La durée est donc considérée comme courte.

Les émissions sonores des bateaux ainsi que les perturbations liées à leur déplacement se limiteront à leur environnement proche (voir section sur l'environnement sonore). L'étendue de la perturbation est donc locale.

3.3.12 Impacts sur les activités récréo-touristiques

Le passage des équipements de transport des sédiments est susceptible d'occasionner le dérangement d'activités récréo-touristiques (nautisme, plongée, baignade, etc.) se déroulant dans les environs, notamment en raison des émissions sonores et de l'encombrement. Les activités récréo-touristiques n'incluent pas la navigation de plaisance ou les croisières touristiques. Les effets de la gestion des sédiments sur ces activités seront traités dans la section 3.3.13 sur les impacts sur la navigation.

Les travaux de dragage ainsi que le transport des sédiments s'effectuent principalement dans des zones où il existe déjà une activité maritime (transport commercial, pêche, bateau de plaisance, etc.). Les activités récréo-touristiques se sont donc développées en considérant les contraintes impliquées par ces flux de bateaux, et se sont développées à l'écart du trafic maritime. Bien souvent, les activités récréatives qui sont susceptibles de se réaliser en milieu aquatique sont restreintes et concentrées sur une courte période de temps dans l'année, ce qui rend davantage l'impact significatif, même s'il ne porte que sur une courte période ou s'il n'affecte qu'une petite zone de fréquentation. (Environnement Canada, 1996). Cependant, il est généralement admis que les activités de dragage ont très peu d'impact sur le milieu humain (Environnement Canada, 1994). Indépendamment du volume à gérer, l'intensité de la perturbation pourra donc être considérée comme faible.

La perturbation sera effective durant toute la durée des travaux puisque le transport des sédiments est effectué simultanément aux opérations de dragage. Celle-ci ne sera que intermittente et ne durera que le temps de passage des équipements de transport, la durée de la perturbation est jugée courte.

Les émissions sonores des bateaux ainsi que les perturbations liées à leur déplacement se limiteront à leur environnement proche (voir section sur l'environnement sonore). L'étendue de la perturbation est donc locale.

3.3.13 Impacts sur la navigation

Les activités de dragage ont pour objectif premier de garantir et sécuriser la navigation. Toutefois, durant les travaux de dragage, la navigation peut subir des effets négatifs liés notamment au transport des sédiments vers le site de rejet en eau libre. En effet, le rejet en eau libre augmentera le trafic maritime dans les installations portuaires en raison du passage des chalands, entravant ainsi la circulation normale des bateaux. De plus, durant la phase de travaux, ces équipements de transport entravent la navigation par leur simple présence et constituent un obstacle aux navires. La capacité des chalands utilisés lors des travaux de dragage varie selon les projets. Pour les travaux effectués dans des petits havres ou des ports de moyenne importance, des chalands de 35 m³ sont utilisés en raison de l'espace restreint pour effectuer des manœuvres. Les projets de grande envergure (> 10 000 m³) sont réalisés dans des ports de grande échelle et permettent donc l'utilisation de chaland d'une capacité de 250 m³ (Desrosiers, 2008).

L'intensité de la perturbation sur la navigation sera variable selon l'envergure des projets et les volumes à draguer.

- Dans le cas de petit projet, le transport des sédiments génèrera au maximum une soixantaine de trajets (un trajet correspondant à un aller-retour) additionnels au trafic habituel. Ce type de projet étant généralement réalisé dans de petits havres de pêche ou de petites marinas, une telle augmentation rendra la navigation légèrement plus difficile. L'intensité de la perturbation peut être jugée comme moyenne.
- Pour des volumes à gérer inférieurs à 10 000 m³, le nombre de trajets peut atteindre plusieurs centaines. L'augmentation du trafic sera alors augmentée de façon significative. Cette hausse du trafic peut gêner de façon importante l'accès aux marinas ou aux havres, qui généralement n'ont qu'un seul chenal d'accès. La navigation sera donc fortement impactée.

- Les projets d'envergure ($> 10\,000\text{ m}^3$) concernent principalement les ports d'importance. Pour transporter les sédiments au site de rejet, pas moins d'une centaine de projets seront nécessaires. Comparativement à l'achalandage de ce type d'installation portuaire, l'augmentation de trafic sera restreinte. De plus, la configuration des ports devrait permettre aux remorqueurs d'opérer en impactant de façon limitée la circulation des autres bateaux. Pour ces raisons, un niveau moyen d'intensité est attendu.

Le transport des sédiments est réalisé simultanément aux travaux de dragage. Il est attendu que la perturbation sur la navigation soit ressentie durant toute la durée des travaux, et ce, quel que soit le volume de sédiments à gérer. Toutefois, dès la fin des travaux, aucun impact ne sera perceptible. La durée de la perturbation est donc évaluée comme courte.

La présence des chalands ainsi que des remorqueurs et leurs trajets répétés vers le site de rejet en eau libre n'affectent les activités de navigation qu'au niveau des installations portuaires concernées par les travaux de dragage et des chenaux d'accès. La perturbation de la navigation liée au transport des sédiments sera donc limitée à un niveau local dans tous les cas de figure.

3.3.14 Coûts associés aux aspects opérationnels et environnementaux

Dans la réalisation des projets de dragage et du choix des modes de gestion, les coûts associés aux aspects opérationnels et environnementaux tiennent un rôle important dans les prises de décisions. L'aspect économique d'un projet ne peut pas être évalué en termes d'intensité, de durée et d'étendue comme les éléments du milieu évalués précédemment. Par conséquent, l'évaluation des coûts se limitera à présenter des estimés de coûts par scénario à partir de données obtenues pour les projets de dragage réalisés par TPSGC. Compte tenu qu'il est difficile d'avoir des coûts détaillés, les coûts présentés intègrent les frais de mobilisation/démobilisation des équipements et du personnel, les opérations de dragage et le transport jusqu'au site de rejet en milieu marin.

La gestion des sédiments par rejet en eau libre nécessite les mêmes opérations que les sédiments soient de bonne qualité ou faiblement contaminés. En effet, aucune mesure

supplémentaire n'est mise en place, hormis lors de la phase de dragage. Par conséquent, les coûts présentés s'appliquent quel que soit la contamination et ne varieront que selon les volumes de sédiments. Les données présentées dans le tableau suivant sont basées sur des coûts de gestion de sédiments de bonne qualité.

Tableau 3-9 Estimés des coûts de dragage et de gestion lors d'un rejet en eau libre

Volume	Coût minimum	Coût maximum	Coût moyen	Coûts estimés pour un volume maximum
0 – 2 000 m ³	14 000 \$	110 000 \$	54 \$/m ³	108 000 \$
2 000 – 10 000 m ³	58 000 \$	220 000 \$	29 \$/m ³	290 000 \$
> 10 000 m ³	> 220 000 \$	-	29 \$/m ³	> 290 000 \$

Inspiré de TPSGC, 2008

Il est important de préciser que dans le cas où le rejet en eau libre est réalisé dans la zone d'immersion en mer définie par la LCPE, des coûts additionnels de 2 500 \$ pour l'obtention d'un permis et de 470 \$ par 1 000 m³ pour la supervision des sites sont exigés par Environnement Canada. Ce qui représente des coûts totaux de rejet en eau libre de :

- 1,72 \$/m³ pour les petits projets de 2 000 m³;
- 0.72 \$/m³ pour les projets d'envergure (10 000 m³).

On remarque que dans une même catégorie de volume les prix peuvent varier considérablement, et atteindre même un facteur sept d'écart. Ces écarts s'expliquent par la forte influence du contexte (accessibilité de la zone de dragage, choix et disponibilité locale des équipements, localisation du site de rejet, etc.) selon les projets de dragage.

Basé sur les coûts moyens, on observe que la gestion de quantité moyenne de sédiments devient deux fois moins dispendieuse que la gestion de petite quantité. Il apparaît donc plus économique de favoriser les projets de grande envergure, afin de réduire les coûts de gestion du mètre cube de sédiment.

3.3.15 Importance globale des effets sur les éléments du milieu

Les effets du projet en termes d'intensité, de durée et d'étendue, sur les différentes composantes environnementales identifiées ont été évalués dans le cas d'une gestion des sédiments de dragage en milieu aquatique. À partir de ces évaluations, il est désormais possible de définir l'importance de l'effet sur chaque composante, en utilisant l'abaque présenté dans la méthode d'évaluation en section 3.1.2. Le tableau suivant récapitule les résultats obtenus :

Tableau 3-10 Importance des effets sur les éléments du milieu lors d'un rejet en eau libre

Éléments du milieu	Volume de sédiment	Niveau de contamination	Perturbation			Importance de l'effet
			Intensité	Durée	Étendue	
IMPACTS DU TRANSPORT DES SÉDIMENTS						
Environnement sonore	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Courte	Locale	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Faible	Courte	Locale	Négligeable
	10 000 m ³ et plus		Faible	Courte	Locale	Négligeable
Qualité de l'air	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Courte	Locale	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Faible	Courte	Locale	Négligeable
	10 000 m ³ et plus		Faible	Courte	Locale	Négligeable
Activités récréo-touristiques	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Courte	Locale	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Faible	Courte	Locale	Négligeable
	10 000 m ³ et plus		Faible	Courte	Locale	Négligeable
Navigation	0 – 2 000 m ³	N/A	Moyenne	Courte	Locale	Mineure
	2 000 – 10 000 m ³		Forte	Courte	Locale	Moyenne
	10 000 m ³ et plus		Moyenne	Courte	Locale	Mineure
Faune avienne	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Courte	Locale	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Faible	Courte	Locale	Négligeable
	10 000 m ³ et plus		Faible	Courte	Locale	Négligeable
IMPACTS DU REJET EN EAU LIBRE DES SÉDIMENTS						
Bathymétrie	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
	10 000 m ³ et plus		Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
Hydrologie et hydrodynamique	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
	10 000 m ³ et plus		Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable

Éléments du milieu	Volume de sédiment	Niveau de contamination	Perturbation			Importance de l'effet
			Intensité	Durée	Étendue	
Qualité de l'eau	0 – 2 000 m ³	Bonne qualité	Moyen	Courte	Ponctuelle	Mineure
		Faible	Moyen	Courte	Ponctuelle	Mineure
		Fort	-	-	-	-
	2 000 – 10 000 m ³	Bonne qualité	Forte	Courte	Locale	Mineure
		Faible	Forte	Courte	Locale	Mineure
		Fort	-	-	-	-
	10 000 m ³ et plus	Bonne qualité	Forte	Courte	Locale	Moyenne
		Faible	Forte	Courte	Locale	Moyenne
		Fort	-	-	-	-
Qualité des sédiments	0 – 2 000 m ³	Bonne qualité	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
		Faible	Moyen	Longue	Ponctuelle	Mineure
		Fort	-	-	-	-
	2 000 – 10 000 m ³	Bonne qualité	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
		Faible	Moyen	Longue	Ponctuelle	Mineure
		Fort	-	-	-	-
	10 000 m ³ et plus	Bonne qualité	Moyen	Longue	Ponctuelle	Mineure
		Faible	Fort	Longue	Ponctuelle	Moyenne
		Fort	-	-	-	-
Végétation aquatique	0 – 2 000 m ³	N/A	Nulle	-	-	Nulle
	2 000 – 10 000 m ³		Nulle	-	-	Nulle
	10 000 m ³ et plus		-	-	-	-

Éléments du milieu	Volume de sédiment	Niveau de contamination	Perturbation			Importance de l'effet
			Intensité	Durée	Étendue	
Faune benthique	0 – 2 000 m ³	Bonne qualité	Moyen	Longue	Ponctuelle	Mineure
		Faible	Moyen	Longue	Ponctuelle	Mineure
		Fort	-	-	-	-
	2 000 – 10 000 m ³	Bonne qualité	Forte	Longue	Ponctuelle	Moyenne
		Faible	Forte	Longue	Ponctuelle	Moyenne
		Fort	-	-	-	-
	10 000 m ³ et plus	Bonne qualité	Très forte	Longue	Ponctuelle	Majeure
		Faible	Très forte	Longue	Ponctuelle	Majeure
		Fort	-	-	-	-
Faune ichthyenne	0 – 2 000 m ³	Bonne qualité	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
		Faible	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
		Fort	-	-	-	-
	2 000 – 10 000 m ³	Bonne qualité	Faible	Longue	Locale	Mineure
		Faible	Faible	Longue	Locale	Mineure
		Fort	-	-	-	-
	10 000 m ³ et plus	Bonne qualité	Moyenne	Longue	Locale	Mineure
		Faible	Moyenne	Longue	Locale	Mineure
		Fort	-	-	-	-

N/A : Non applicable parce que la perturbation est indépendante de cette variable.

3.4 Évaluation des impacts d'une gestion en milieu terrestre

L'évaluation des impacts présentera, pour chacun des éléments sensibles du milieu terrestre, les effets potentiels des opérations menant à une mise en dépôt terrestre. Une importance de l'effet sera attribuée pour chacun des éléments ainsi que pour chacun des scénarios.

3.4.1 Sources d'effet et éléments sensibles du milieu terrestre

Une mise en dépôt terrestre est une gestion des sédiments qui implique les activités suivantes :

- le transport des sédiments de la zone de dragage près d'une infrastructure portuaire et le déchargement à quai;
- l'entreposage temporaire des sédiments pour les assécher;
- la mise en dépôt des sédiments asséchés.

Les éléments sensibles potentiellement affectés par ces sources d'effets sont présentés dans le tableau suivant. Ce tableau présente également les points d'interrelations potentielles entre les sources d'effet du projet et les éléments du milieu récepteur. Chacune des interrelations potentielles identifiées dans cette grille sera abordée et évaluée.

Tableau 3-11 Éléments sensibles et interactions avec les sources d'effet

	Éléments sensibles	Sources d'effet		
		Transport	Assèchement	Mise en dépôt
Milieu physique	Qualité de l'eau	X		
	Qualité des sols		X	X
	Qualité des eaux souterraines et de ruissellement		X	X
	Environnement sonore	X		
	Qualité de l'air	X		
Milieu biologique	Faune		X	X
	Flore		X	X
Milieu humain	Occupation du territoire			X
	Puits et prises d'eau	X	X	X
	Activités récréo-touristiques	X		
	Trafic routier	X		
	Navigation	X		

3.4.2 Impacts sur la qualité de l'eau

La gestion des sédiments en milieu terrestre ne devrait pas avoir d'effet sur la qualité de l'eau puisque les sédiments sont transportés dans des barges étanches. Toutefois, il reste possible qu'il y ait une perte de matériau lors du transbordement des chalands vers les quais de déchargement ou les camions. Les pertes potentielles étant estimées comme minimales, aucun impact n'est appréhendé sur cette composante.

3.4.3 Impacts sur la qualité des sols lors de la phase d'assèchement

La phase d'assèchement des sédiments a pour but premier de diminuer la teneur en eau des matériaux dragués. Des recherches démontrent que lorsque les sédiments sont exposés à l'air libre, leur oxydation conduit à une réduction du pH et à la mise en disponibilité des contaminants, et notamment des métaux lourds qui se solubilisent plus facilement en milieu acide (Vellinga, 1989). Par conséquent, les contaminants sont susceptibles par solubilisation dans l'eau des sédiments de migrer des sédiments vers les sols accueillant les aires d'assèchement. De plus, les sédiments marins apportent la problématique supplémentaire des chlorures présents dans l'eau de mer qui sont susceptibles de dégrader les sols.

L'intensité de la perturbation est principalement fonction du niveau de contamination des sédiments à gérer et des mesures mises en place. Le volume de sédiments à gérer peut influencer l'intensité puisqu'il définit la quantité globale de contaminants. Toutefois, on s'apercevra que son influence réelle reste minimale. Pour l'évaluation des impacts sur la qualité des sols, on considérera que la gestion des sédiments respecte les mesures préconisées par le *Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés* et la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, et particulièrement le principe selon lequel on ne peut disposer de sols contaminés sur un sol présentant des concentrations de contamination inférieures.

- Les sédiments présentant de faibles contaminations ne nécessitent pas systématiquement l'aménagement de bassin pour la phase d'assèchement. Les teneurs en contaminant sont généralement suffisamment faibles pour pouvoir les assécher directement sur les quais ou à même le sol. De plus, ces faibles concentrations permettent de trouver facilement des

sites présentant des contaminations supérieures. Compte tenu des usages autorisés par la Politique pour ce genre de matériaux, il est attendu que ces sédiments aient un impact limité sur la qualité des sols. Par conséquent pour tous les types de projet présentant des sédiments de faible contamination, l'intensité de la perturbation sera jugée comme faible.

- Les sédiments présentant des moyennes et des fortes contaminations doivent respecter les dispositions requises par le *Règlement sur le stockage et les centres de transfert des sols contaminés*. Ce règlement stipule notamment à l'article 16 que

« Le stockage ne peut se faire que sur une surface imperméable capable de supporter ces sols. De plus, l'aire de stockage doit être aménagée de manière à pouvoir contenir tout liquide pouvant s'écouler des sols. » (Publication du Québec, 2008)

Dans la mesure où ces dispositions sont respectées, l'intensité de la perturbation sur la qualité des sols ne peut excéder un niveau faible qui s'apparenterait plus à des événements accidentels qu'à des conditions normales d'exploitation.

La phase d'assèchement des sédiments est un processus qui peut prendre quelques semaines à plusieurs mois selon les technologies retenues. Le risque de détérioration des sols sera donc présent durant toute la durée de l'assèchement. De plus, dans le cas où il y aurait migration de contaminants dans les sols, la qualité des sols pourrait être affectée sur une longue période de temps, voire très longue selon les contaminants concernés. Par conséquent, la durée de la perturbation sera jugée longue.

Quel que soit le volume de sédiment à gérer, l'étendue de la perturbation dépendra principalement des caractéristiques des contaminants et des sols. En effet, une grande solubilité des contaminants dans l'eau associée à une faible adsorption permet l'entraînement avec les eaux de pénétration ou les eaux contenues dans les sédiments. De plus, la migration est accentuée si les contaminants démontrent une mobilité élevée et une persistance importante. Ces mouvements seront d'autant plus importants si le sol est sableux et faible en argile. Dans ce cas, même une contamination par un faible volume peut provoquer la contamination d'un grand volume de sol (Olivier, 1998). Les panaches de contamination seront d'autant plus importants si les contaminants atteignent des nappes phréatiques.

- Dans le cadre de travaux d'assèchement de sédiment de bonne qualité, il est possible que surviennent des migrations de contaminants qui puissent s'étendre à l'extérieur de la zone d'assèchement.
- Pour les sédiments moyennement et fortement contaminés, compte tenu des mesures mises en place pour éviter toute migration, il est estimé que la perturbation ne soit liée qu'à des déversements accidentels ou de légères fuites. Il n'est pas attendu que ces incidents puissent avoir un effet sur la qualité des sols en dehors des zones prévues pour l'assèchement.

3.4.4 Impacts sur la qualité des sols lors de la mise en dépôt

La gestion des sédiments de bonne qualité ne présente pas de risques majeurs de contamination des sols lors de leur mise en dépôt terrestre puisque la majorité des sites permettant l'élimination de ces sédiments présente des niveaux de contamination supérieurs. Toutefois, pour des contaminations plus importantes, il existe des possibilités de migration des contaminants vers des sols moins contaminés, et donc de dégradation de la qualité des sols. Si on considère que les sites retenus pour la mise en dépôt des sédiments de dragage sont des sites ayant reçu des autorisations du ministère de l'Environnement, et donc répondant aux exigences pour éviter tout risque de dégradation des sols recevant les sédiments, aucun impact majeur n'est appréhendé en ce qui concerne la mise en dépôt des sédiments. Par conséquent, la perturbation présente un niveau d'intensité faible dans tous les cas de contamination puisque des mesures d'atténuations adaptées sont mises en place pour réduire autant que possible les impacts. Il est important de noter qu'en cas de défaillance de ces mesures, la qualité des sols pourrait, dans le pire des cas, être très fortement affectée, voire même détruite.

La phase de mise en dépôt constitue la dernière étape de la gestion des sédiments, et en ce sens correspond à l'élimination des sédiments. Que ce soit pour une utilisation comme remblais, comme matériaux de recouvrement dans des lieux d'enfouissement sanitaire ou pour une élimination en site d'enfouissement sécurisé selon le niveau de contamination, la présence des sédiments est supposée être permanente, ou du moins à long terme. Par conséquent, le risque de dégradation et la durée de la perturbation seront longs dans tous les cas de figure de contamination ou de volume.

La mise en dépôt des sédiments est généralement réalisée sur des surfaces restreintes et n'impacte que la zone de dépôt en tant que telle, car la propension des contaminants à migrer sur de longues distances dans les sols est faible. De plus, dans le cas des sédiments contaminés, des mesures sont mises en places pour éviter la propagation des contaminants présents dans les sédiments vers les sols sous-jacents, que ce soit des barrières physiques ou des systèmes de récupération des eaux de lixiviation. Par conséquent, les impacts sur la qualité des sols devraient se limiter au site de mise en dépôt.

3.4.5 Impacts sur la qualité des eaux souterraines et de ruissellement en phase d'assèchement et lors de la mise en dépôt

L'évaluation des impacts sur la qualité des eaux souterraines et de ruissellement repose sur les mêmes arguments que l'évaluation des impacts sur la qualité des sols. La dynamique de transfert de contamination est identique dans les deux cas. Étant donné que des mesures sont prises pour éviter toute atteinte sur l'environnement, la perturbation est jugée de faible intensité, mais sur une longue durée. Toutefois si les contaminants venaient à rejoindre des eaux souterraines ou à être entraînés par des eaux de ruissellement, les impacts pourraient être perçus à une plus grande échelle puisque le transport des contaminants est facilité par l'écoulement de l'eau. L'étendue de la perturbation sera alors jugée régionale.

3.4.6 Impacts sur l'environnement sonore

Lors d'une gestion par dépôt en milieu terrestre, les principales activités qui risquent de perturber l'environnement sonore sont les opérations des équipements de transport et de chargement/déchargement, tels que les remorqueurs pour les chalands, les grues utilisées pour le chargement des camions, les équipements pour le nivellement au lieu d'assèchement et de mise en dépôt et les camions durant le transport des sédiments. Les perturbations apportées à cette composante dépendront uniquement des volumes de sédiment à transporter, et non du niveau de contamination. Selon les études, les niveaux sonores générés par des bateaux à moteur se situent entre 60 et 80 dB à une distance de 5 m. Des échelles de niveaux sonores permettent de mettre ces valeurs en perspectives et d'évaluer le niveau d'inconfort pour l'oreille humaine.

Tableau 3-12 Échelle des niveaux sonores et réactions humaines

Niveau d'inconfort	dB	Exemple de bruits à une distance de 5 m
Seuil d'audition	0	
	5	Labo d'acoustique
Silence inhabituel	10	Feuilles agitées par vent doux
	20	Jardin tranquille
Calme	30	Appartement calme dans quartier tranquille
	40	Bureau tranquille, discussion tranquille
Assez calme	50	Restaurant tranquille
Bruit courant	60	Grand magasin, rue résidentielle
Bruyant mais supportable	70	Bateau à moteur
	80	Bruit continu d'une rue à fort trafic
Pénible à entendre	90	Train à 25 mètres
Difficilement supportable	100	Moto de course
	110	Discothèque
Seuil de douleur	120	Réacteur d'avion à quelques mètres

Tiré du site internet de la DDASS (2007)

L'intensité de la perturbation pour les riverains du lieu de dragage peut donc être considérée comme moyenne pour tous les scénarios. Ce niveau d'intensité s'explique également par le fait que le niveau sonore ambiant est naturellement impacté par les activités habituelles, que ce soit la navigation plaisancière, les activités de pêche, les activités portuaires et la circulation routière.

Dans le cas d'un rejet d'un faible volume de sédiments, les émissions sonores seront intermittentes et, dans des conditions normales, ne devraient pas excéder une semaine. De plus, les travaux de dragage de moyenne envergure n'excèdent généralement pas les 15 jours (TPSGC, 2008). Toutefois, lors de travaux de plus grande envergure, il est possible que la durée de la perturbation s'étende sur plusieurs mois. Dans tous les cas, un passage intermittent de camion est à prévoir durant toute la durée des travaux. La perturbation ne sera donc perceptible par les riverains que lors des phases d'entrée et de sortie des camions, période n'excédant généralement pas quelques minutes.

Quel que soit le volume, l'étendue de la perturbation liée au transport dépendra principalement du site retenu pour la mise en dépôt des sédiments. Bien qu'il soit considéré que la propagation des ondes sonores générées par des moteurs à combustion n'excède pas l'environnement proche des équipements, il est possible que le transport soit réalisé sur des distances supérieures à quelques dizaines de kilomètres. Par conséquent, l'étendue de l'impact peut-être considéré comme régionale.

3.4.7 Impacts sur la qualité de l'air

Les activités de gestion par mise en dépôt des sédiments de dragage susceptibles d'impacter la qualité de l'air sont les suivantes :

- le transport par chaland de la zone de dragage aux quais de déchargement;
- les opérations de déchargement et chargement;
- le transport par camion-benne des quais aux sites d'assèchement puis aux sites de dépôt et les travaux de nivellement à chacun de ces endroits.

Il est généralement admis que le temps et les distances nécessaires au transport par chaland des sédiments sont identiques que lors d'une gestion par rejet en eau libre en raison des nombreuses manœuvres nécessaires entre la zone de dragage et les quais de déchargement (Desrosiers, 2008). Toutes les émissions liées aux opérations de chargement/déchargement et au transport par camion sont donc excédentaires par rapport à la gestion par rejet en eau libre. Le tableau suivant présente les émissions en GES pour chacune des activités susceptibles d'impacter la qualité. Les hypothèses posées ainsi que le détail des calculs sont présentés en annexe 7.

Tableau 3-13 Émissions en GES par équipement

Volume à gérer	Émission GES (t éq. CO ₂)		
	Remorqueurs	Pelles	Camions
0 – 2 000 m ³	13,6	2,7	0,7 (par km)
2 000 – 10 000 m ³	10 – 68	13,6	3,6 (par km)
> 10 000 m ³	> 10	13,6	> 3,6 (par km)

En raison des spécificités de chacun des projets et du contexte local, il est impossible de déterminer une distance moyenne parcourue par les camions. Toutefois, on remarque que l'émission liée au transport par camion dépasse rapidement celles liées au transport par remorqueurs. Par conséquent, les émissions en GES lors d'une gestion par mise en dépôt de sédiment de dragage peuvent être plusieurs fois supérieures à celle d'une gestion par rejet en eau libre, notamment dans le cas de projets de moyenne et grande envergure.

Bien qu'il soit essentiel dans un contexte de développement durable de limiter autant que possible les émissions de GES, contributeurs à la dégradation de la qualité de l'air, pour des projets impliquant des volumes inférieurs à 2 000 m³, ces apports ne sont pas suffisants pour augmenter le niveau de l'intensité de la perturbation par rapport au rejet en eaux libres. Toutefois, on considérera pour les projets supérieurs à 2 000 m³ que l'intensité de la perturbation atteindra un niveau moyen.

Les émissions de gaz polluant dans l'air ne sont effectives que durant la phase des travaux. Suite à ces rejets, les gaz polluants et les odeurs associées se dispersent dans les minutes suivant le passage des remorqueurs et des camions. Par conséquent, on n'observe pas habituellement pas de dégradation de la qualité de l'air sur de longues périodes. La durée de la perturbation peut-être jugée courte.

Lors du passage des camions, la perturbation de la qualité de l'air n'est perceptible que dans un périmètre proche des véhicules. Toutefois, compte tenu des trajets effectués jusqu'au site d'assèchement puis à la mise en dépôt qui peuvent être plusieurs dizaines de kilomètres, l'étendue de la perturbation est considérée comme régionale.

3.4.8 Impacts sur la faune

Les activités susceptibles d'impacter la faune lors de la gestion en milieu terrestre de sédiment de dragage sont essentiellement les travaux nécessaires à l'aménagement des sites de mise en dépôt pour les sédiments de bonne qualité et à l'aménagement des bassins d'assèchement. L'impact des sites de mise en dépôt des sédiments contaminés ne sera pas évalué car, les sites étant déjà autorisés, l'impact sera nul. L'aménagement de ces bassins nécessite des opérations

de creusage des sols et la pose de matériaux comme isolants avec le sol sous-jacent. Ces opérations s'effectuent parfois sur des terrains abritant des habitats fauniques et certaines espèces animales. Durant ces travaux, le milieu faunique est alors dénaturé et sa qualité détruite. L'intensité de la perturbation est jugée très forte. Toutefois, selon les projets, l'intensité de la perturbation peut être minimisée selon la qualité et la sensibilité des habitats fauniques et des utilisations précédentes des terrains utilisés. De plus, les projets d'envergure étant réalisés dans des installations portuaires importantes, celles-ci disposent généralement de terrains vacants utilisés à des fins industrielles et sur lesquels l'aménagement des bassins n'aura que de faibles effets. Enfin, le choix des sites utilisés pour réaliser l'assèchement des sédiments prend en considération la valeur biologique de ceux-ci. Pour ces raisons, il est possible de réduire d'un cran le niveau d'intensité de la perturbation.

L'assèchement des sédiments est une opération qui peut prendre plusieurs semaines selon les technologies. Hormis dans certains cas particuliers, les bassins d'assèchement sont démantelés suite au projet. Suite au démantèlement des bassins, un réaménagement des terrains peut être envisagé. Toutefois, même si les terrains sont placés dans un milieu naturel, la réintégration d'habitats fauniques est un processus lent. Par conséquent, bien que les impacts soient perceptibles sur une longue durée, la présence des bassins n'est pas permanente et permet la réhabilitation potentielle des terrains.

La perturbation de la faune se limitera aux terrains nécessaires à l'aménagement des bassins d'assèchement. Ces terrains sont inclus dans la zone des travaux nécessaires à la bonne gestion terrestre des sédiments de dragage. Par conséquent, l'étendue de la perturbation se limitera à un niveau ponctuel.

3.4.9 Impacts sur la flore

La flore pourra être affectée exactement de la même manière que la faune. La seule activité susceptible de la perturber est l'aménagement des bassins d'assèchement. Par conséquent, l'évaluation des effets est identique à celle réalisée pour la faune. La perturbation est jugée de forte intensité, sur une longue durée et limitée à la zone des travaux.

3.4.10 Impacts sur les puits et les prises d'eau

Les sources d'effets potentiels sur les puits et les prises d'eau sont une migration des contaminants des sites d'assèchement et/ou de dépôt vers la nappe phréatique, ainsi qu'une modification de la qualité de l'eau du fleuve par des pertes de matériaux. Les pertes de matériaux étant jugées négligeables durant le transport des sédiments, et les prises d'eau étant extrêmement rares dans les ports, cette source d'effet ne sera pas considérée pour l'évaluation des impacts.

Le processus de migration des contaminants dans les puits ou les prises d'eau est identique à celui identifié lors de l'évaluation des impacts sur la qualité des sols et des eaux souterraines. Par conséquent, les sédiments de bonne qualité ne faisant pas l'objet de mesures de confinement des eaux de ruissellement peuvent perturber fortement la qualité de l'eau des puits. Toutefois, les sédiments contaminés n'auront qu'un impact limité puisque les sites utilisés contrôlent généralement les eaux.

Dans les cas de figure, la perturbation sera jugée de longue durée en raison de la persistance des contaminants dans les eaux souterraines.

La problématique d'impact sur les puits et les prises d'eau touche des particuliers. La perturbation sera donc restreinte à un niveau local.

3.4.11 Impacts sur les activités récréo-touristiques

Le passage des équipements de transport des sédiments est susceptible d'occasionner le dérangement d'activités récréo-touristiques (nautisme, plongée, baignade, etc.) se déroulant dans les environs, notamment en raison des émissions sonores et de l'encombrement. Les activités récréo-touristiques n'incluent pas la navigation de plaisance ou les croisières touristiques.

Les travaux de dragage ainsi que le transport des sédiments s'effectuent principalement dans des zones où il existe déjà une activité maritime (transport commercial, pêche, bateau de

plaisance, etc.). Les activités récréo-touristiques se sont donc développées en considérant les contraintes impliquées par ces flux de bateaux, et se sont développées à l'écart du trafic maritime. Bien souvent, les activités récréatives qui sont susceptibles de se réaliser en milieu aquatique sont restreintes et concentrées sur une courte période de temps dans l'année, ce qui rend davantage l'impact significatif, même s'il ne porte que sur une courte période ou s'il n'affecte qu'une petite zone de fréquentation. (Environnement Canada, 1996). Cependant, il est généralement admis que les activités de dragage ont très peu d'impact sur le milieu humain (Environnement Canada, 1994). Indépendamment du volume à gérer, l'intensité de la perturbation pourra donc être considérée comme faible.

La perturbation sera effective durant toute la durée des travaux puisque le transport des sédiments est effectué simultanément aux opérations de dragage. Bien que celle-ci ne sera qu'intermittente et ne durera que le temps de passage des équipements de transport, la durée de la perturbation est jugée moyenne.

Les émissions sonores des remorqueurs ainsi que les perturbations liées au transport des sédiments se limiteront à leur environnement proche (voir section sur l'environnement sonore). L'étendue de la perturbation est donc locale.

3.4.12 Impacts sur le trafic routier

Le transport de sédiments vers les sites d'assèchement et vers les sites de dépôt est généralement réalisé avec des camions à benne étanche. La capacité des camions-bennes utilisés est de 8 à 10 m³ (Desrosiers, 2008). La circulation de ces camions impactera la circulation locale en raison de l'augmentation du trafic. Toutefois, il est important de prendre en considération que dans la grande majorité des projets, des mesures sont prises afin que la circulation des camions se fasse à l'écart des zones résidentielles et sur des artères importantes. De plus, le transport des sites d'assèchement vers le site de dépôt sera effectué quelques mois après la fin des travaux de dragage.

L'intensité de la perturbation est directement dépendante des volumes de sédiments à gérer. S'il est facile d'estimer l'augmentation de la circulation liée au transport des sédiments des

quais de déchargement aux sites d'assèchement, il devient délicat de déterminer le nombre de camions nécessaire au transport des sédiments « secs » car celui-ci dépendra du niveau de siccité par les sites de dépôt.

- Pour les projets de 0-2 000 m³, il faudra quelques 200 voyages de camions pour le transport des sédiments vers les sites d'assèchement. Les travaux de dragage s'étalonnant sur plusieurs jours, on peut estimer que l'augmentation se limitera à une dizaine de camions par jour. L'intensité de la perturbation est jugée faible.
- Pour des volumes à gérer atteignant 10 000 m³, l'augmentation de véhicules sur les routes sera d'au moins 1 000 véhicules, auxquels il faudra ajouter ceux nécessaires au transport des sites d'assèchement vers le site de mise en dépôt. Compte tenu des délais d'opération pour décharger les chalands et charger les camions, un maximum de 50-60 trajets par jour peut être effectué. La perturbation de la circulation devrait être d'intensité moyenne.
- Lorsque les volumes sont supérieurs à 10 000 m³, les contraintes techniques d'opération de transbordement et de chargement des camions font que même si le nombre de voyages augmente, la fréquence de passage reste quasiment identique à celle des projets d'envergure moindre. Il n'est pas attendu que le niveau d'intensité soit supérieur à moyen.

Le transport des sédiments est réalisé simultanément aux travaux de dragage. Il est attendu que la perturbation sur la circulation, bien qu'intermittente, soit ressentie durant toute la durée des travaux, et ce, quel que soit le volume de sédiments à gérer. La durée de la perturbation est donc évaluée comme courte.

Bien que la proximité géographique des sites d'assèchement et de mise en dépôt soit un des critères essentiels lors de la désignation des sites retenus, le transport des sédiments doit généralement s'effectuer sur plusieurs dizaines de kilomètres, impactant ainsi la circulation locale et possiblement régionale. Quel que soit le volume à transporter, la perturbation peut donc avoir une étendue régionale.

3.4.13 Impacts sur la navigation

Les principales nuisances pour la navigation sont le passage de remorqueurs et de barges ainsi que la présence des différents équipements qui constitue un obstacle à la bonne circulation des

navires en approche ou accostant dans le port, le havre ou la marina. De plus, la gestion en milieu terrestre nécessite de mettre à disposition un ou des quais pour permettre le transbordement des sédiments vers des zones de stockage temporaire ou directement dans des camions-bennes. Cette mise à disposition de quais perturbera donc également le fonctionnement des activités maritimes.

L'intensité de la perturbation sur la navigation sera variable selon l'envergure des projets, notamment en raison des infrastructures disponibles. En effet, les volumes à gérer ont une incidence généralement moindre sur l'intensité de la perturbation, car les chalands n'effectuent que de courts trajets entre la zone de dragage et le quai de déchargement.

- Dans le cas de petit projet, le transport des sédiments générera au maximum une soixantaine de trajets (un trajet correspondant à un aller-retour) additionnels au trafic habituel. Ce type de projet étant généralement réalisé dans de petits havres de pêche ou de petites marinas, une telle augmentation rendra la navigation plus difficile. De plus, la mise à disposition d'un quai pour le transbordement est problématique, car les nombres de quais sont souvent restreints. L'intensité de la perturbation peut être jugée comme forte.
- Pour des volumes inférieurs à 10 000 m³, le nombre de trajets peut atteindre plusieurs centaines. L'augmentation du trafic sera alors augmentée de façon significative. Cette hausse du trafic, associée à la présence des équipements, peut gêner de façon importante l'accès aux marinas ou aux havres. La navigation sera donc fortement impactée.
- Les projets d'envergure (> 10 000 m³) concernent principalement les ports d'importance. Pour transporter les sédiments au site de rejet, pas moins d'une centaine de trajets seront nécessaires. Comparativement à l'achalandage de ce type d'installation portuaire, l'augmentation de trafic sera restreinte. De plus, la configuration des ports devrait permettre aux remorqueurs d'opérer en impactant de façon limitée la circulation des autres bateaux. Enfin, d'un point de vue logistique, la mise à disposition d'un quai pour la durée des travaux est moins contraignante. Un niveau moyen d'intensité est donc attendu.

Le transport et le transbordement des sédiments sont réalisés simultanément aux travaux de dragage. Il est attendu que la perturbation sur la navigation soit ressentie durant toute la durée

des travaux, et ce, quel que soit le volume de sédiments à gérer. La durée de la perturbation est donc évaluée comme courte.

La présence des chalands ainsi que des remorqueurs et leurs trajets répétés vers le quai de déchargement n'affectent les activités de navigation qu'au niveau des installations portuaires concernées par les travaux de dragage et des chenaux d'accès. La perturbation de la navigation liée au transport des sédiments sera donc limitée à un niveau local dans tous les cas de figure.

3.4.14 Impacts sur l'occupation du territoire

Lorsque le niveau de contamination préconise ou impose un enfouissement dans un lieu sécurisé, on peut considérer alors que la gestion des sédiments en milieu terrestre contribue à l'exploitation de ce site. Or, ces sites, durant toute la durée de leur exploitation, hypothèquent l'utilisation de parcelles de terrain puisque celles-ci ne sont plus accessibles et remplies de sols contaminés. La mise en dépôt de sédiments contaminés peut donc contribuer à perturber l'occupation du territoire, en hypothéquant l'utilisation complète de certains terrains. Toutefois, il reste exceptionnel qu'un site d'enfouissement soit ouvert exclusivement pour la gestion de sédiments de dragage. Les sédiments ne représentent qu'une fraction des intrants et ne sont donc qu'en partie responsables de la perte d'utilisation du territoire. De plus, certains de ces sites d'enfouissement peuvent être recouverts en fin de vie et permettre une revalorisation du territoire initialement perdue. En raison de ces dispositions atténuantes, on considère que lors de la gestion de sédiments moyennement ou fortement contaminés, l'intensité de la perturbation sur l'occupation du territoire n'excède pas le niveau moyen. Quant aux sédiments faiblement ou non contaminés, ils sont généralement valorisés plutôt que mis en dépôt, et n'impactent donc pas l'utilisation du territoire.

La gestion des sédiments ne perturbe l'occupation du territoire que dans le cas de sa mise en dépôt qui constitue sa destination finale. Les sites d'enfouissement permettant cette gestion ont généralement une durée de vie d'une ou plusieurs dizaines d'années. Par conséquent, la perturbation sur l'occupation du territoire sera perceptible après la durée des travaux. La durée de la perturbation est donc jugée longue.

Bien que les sites de mise en dépôt occupent un espace restreint, l'impact sur l'occupation du territoire s'étend au-delà du terrain d'exploitation. En effet, la présence de ces sites pénalise l'ensemble de la collectivité qui n'a plus accès à ces terrains. Par conséquent, la perturbation est ressentie à une échelle géographique régionale.

3.4.15 Coûts associés aux aspects opérationnels et environnementaux

La gestion de sédiments en milieu terrestre est une activité qui nécessite de nombreuses opérations pour être mise en œuvre. En raison de la diversité de ces opérations (transport par barge et par camion, utilisation de pelle mécanique, mesures pour empêcher toute contamination, etc.), il est beaucoup plus complexe de chiffrer avec exactitude les coûts encourus par ce mode de gestion. Les coûts présentés seront donc une estimation réalisée à partir des données fournies par TPSGC sur les projets ayant été directement supervisés par le ministère. Malheureusement, les données collectées n'offrent pas un aperçu global de l'ensemble des scénarios de volume et de contamination retenus. De plus, tout comme pour le rejet en eau libre, les projets de gestion terrestre sont extrêmement dépendants du contexte local du lieu de dragage (distances des sites de dépôt, aménagement nécessaire pour l'assèchement, niveau et type de contamination et mesures nécessaires pour le transport). Les estimés présentés seront donc à considérer comme des ordres de grandeur qu'il faudra ventiler selon les spécificités du projet.

Les données collectées concernent la gestion de petits volumes et de sédiments de bonne qualité ainsi que faiblement contaminés. Par conséquent, et compte tenu du nombre insuffisant de données pour faire une analyse statistique représentative de chacun cas, un coût moyen par mètre cube sera proposé. Les données disponibles pour les projets réalisés par TPSGC indiquent un coût moyen de 72 \$/m³ (TPSGC, 2008). Ce coût sera par la suite extrapolé pour les autres scénarios. Il est à préciser que ces coûts comprennent les frais pour les opérations allant du dragage au transport jusqu'au site de dépôt, à l'exception des opérations d'assèchement.

À ces coûts d'opération, il est nécessaire d'ajouter tous les frais relatifs à la gestion des sols dans les sites de dépôt. Au Québec, le prix moyen pour l'enfouissement de sols contaminés

dans un LESC est de 73 \$ par mètre cube (Plante, 2005), tandis que les sédiments de bonne qualité peuvent être éliminés pour 20-30 \$/m³. De plus, à cela il faut ajouter 10 \$ par mètre cube de redevance en vertu du *Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles et de sols contaminés* entré en vigueur le 21 juin 2006.

Tableau 3-14 Estimés des coûts de dragage et de gestion lors d'une mise en dépôt terrestre

Volume (m ³)	Niveau de contamination	Coût moyen	Coût de mise en dépôt	Redevance	Coût moyen total	Coûts estimés pour un volume maximum
0 – 2 000	Bonne qualité	72 \$/m ³	25 \$/m ³	10 \$/m ³	107 \$/m ³	216 000 \$
	Faible	72 \$/m ³	73 \$/m ³	10 \$/m ³	155 \$/m ³	300 000 \$
	Forte	72 \$/m ³	73 \$/m ³	10 \$/m ³	155 \$/m ³	300 000 \$
2 000 – 10 000	Bonne qualité	72 \$/m ³	25 \$/m ³	10 \$/m ³	107 \$/m ³	1 080 000 \$
	Faible	72 \$/m ³	73 \$/m ³	10 \$/m ³	155 \$/m ³	1 550 000 \$
	Forte	72 \$/m ³	73 \$/m ³	10 \$/m ³	155 \$/m ³	1 550 000 \$
> 10 000	Bonne qualité	72 \$/m ³	25 \$/m ³	10 \$/m ³	107 \$/m ³	> 1 080 000 \$
	Faible	72 \$/m ³	73 \$/m ³	10 \$/m ³	155 \$/m ³	> 1 550 000 \$
	Forte	72 \$/m ³	73 \$/m ³	10 \$/m ³	155 \$/m ³	> 1 550 000 \$

À partir de ce tableau, on constate que le niveau de contamination a un impact important sur les coûts de gestion des sédiments puisqu'il semble devoir les augmenter de 50 %. De plus, on s'aperçoit que pour un niveau de contamination donné, les coûts peuvent être multipliés par cinq d'un niveau de volume à un autre.

3.4.16 Importance globale des effets sur les éléments du milieu

Les effets du projet en termes d'intensité, de durée et d'étendue, sur les différentes composantes environnementales identifiées ont été évalués dans le cas d'une gestion des sédiments de dragage en milieu terrestre. À partir de ces évaluations, il est désormais possible de définir l'importance de l'effet sur chaque composante, en utilisant l'abaque présenté dans la méthode d'évaluation en section 3.1.2. Le tableau suivant récapitule les résultats obtenus :

Tableau 3-15 Importance des effets sur les éléments du milieu lors d'un dépôt terrestre

Éléments du milieu	Volume de sédiment	Niveau de contamination	Perturbation			Importance de l'effet
			Intensité	Durée	Étendue	
IMPACTS DU TRANSPORT DES SÉDIMENTS						
Qualité de l'eau	0 – 2 000 m ³	N/A	Nulle	-	-	Nulle
	2 000 – 10 000 m ³		Nulle	-	-	Nulle
	10 000 m ³ et plus		Nulle	-	-	Nulle
Environnement sonore	0 – 2 000 m ³	N/A	Moyenne	Courte	Régionale	Mineure
	2 000 – 10 000 m ³		Moyenne	Courte	Régionale	Mineure
	10 000 m ³ et plus		Moyenne	Courte	Régionale	Mineure
Qualité de l'air	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Courte	Régionale	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Moyenne	Courte	Régionale	Mineure
	10 000 m ³ et plus		Moyenne	Courte	Régionale	Mineure
Activités récréo-touristiques	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Courte	Locale	Négligeable
	2 000 – 10 000 m ³		Faible	Courte	Locale	Négligeable
	10 000 m ³ et plus		Faible	Courte	Locale	Négligeable
Trafic routier	0 – 2 000 m ³	N/A	Faible	Courte	Régionale	Mineure
	2 000 – 10 000 m ³		Moyenne	Courte	Régionale	Moyenne
	10 000 m ³ et plus		Moyenne	Courte	Régionale	Moyenne
Navigation	0 – 2 000 m ³	N/A	Forte	Courte	Locale	Moyenne
	2 000 – 10 000 m ³		Forte	Courte	Locale	Moyenne
	10 000 m ³ et plus		Moyenne	Courte	Locale	Moyenne
Puit/prises d'eau	N/A	N/A	Nulle	-	-	Nulle
IMPACTS DE L'ASSÈCHEMENT DES SÉDIMENTS						
Qualité des sols	N/A	Bonne qualité	Faible	Longue	Locale	Mineure
		Faible	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
		Fort	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
Qualité des eaux souterraines et de ruissellement	N/A	Bonne qualité	Faible	Longue	Régionale	Mineure
		Faible	Faible	Longue	Régionale	Mineure
		Fort	Faible	Longue	Régionale	Mineure

Éléments du milieu	Volume de sédiment	Niveau de contamination	Perturbation			Importance de l'effet
			Intensité	Durée	Étendue	
Faune	N/A	Bonne qualité	Forte	Longue	Ponctuelle	Moyenne
		Faible	Nulle	-	-	Nulle
		Fort	Nulle	-	-	Nulle
Flore	N/A	Bonne qualité	Forte	Longue	Ponctuelle	Moyenne
		Faible	Nulle	-	-	Nulle
		Fort	Nulle	-	-	Nulle
Puits et les prises d'eau	N/A	Bonne qualité	Forte	Longue	Locale	Importante
		Faible	Faible	Longue	Locale	Mineure
		Fort	Faible	Longue	Locale	Mineure
IMPACTS DE LA MISE EN DÉPÔT DES SÉDIMENTS						
Qualité des sols	N/A	Bonne qualité	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
		Faible	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
		Fort	Faible	Longue	Ponctuelle	Négligeable
Qualité des eaux souterraines et de ruissellement	N/A	Bonne qualité	Faible	Longue	Régionale	Mineure
		Faible	Faible	Longue	Régionale	Mineure
		Fort	Faible	Longue	Régionale	Mineure
Faune	N/A	Bonne qualité	Forte	Longue	Ponctuelle	Moyenne
		Faible	Nulle	-	-	Nulle
		Fort	Nulle	-	-	Nulle
Flore	N/A	Bonne qualité	Forte	Longue	Ponctuelle	Moyenne
		Faible	Nulle	-	-	Nulle
		Fort	Nulle	-	-	Nulle
Puits et les prises d'eau	N/A	Bonne qualité	Forte	Longue	Locale	Importante
		Faible	Faible	Longue	Locale	Mineure
		Fort	Faible	Longue	Locale	Mineure
Occupation du territoire	N/A	Bonne qualité	Nulle	-	-	Nulle
		Faible	Moyenne	Longue	Régionale	Moyenne
		Fort	Moyenne	Longue	Régionale	Moyenne

N/A : Non applicable parce que la perturbation est indépendante de cette variable.

4 ANALYSE DES IMPACTS DES MODES DE GESTION

L'analyse des impacts des modes de gestion est l'étape principale de cet essai afin de compléter les deux derniers objectifs recherchés. À partir d'une exploitation méthodique des résultats obtenus par les évaluations d'impacts il sera possible à la fois d'identifier les modes de gestion adéquate en fonction des volumes et des niveaux de contamination et de déterminer les paramètres discriminants pour chacun des modes de gestion. Une analyse séparée des coûts intégrera également l'aspect économique des projets de gestion des sédiments de dragage.

4.1 Aperçu général des résultats de l'évaluation

Les étapes préliminaires de l'évaluation des impacts ont permis de dégager certaines tendances entre les deux modes de gestion étudiés. En premier lieu, lors de la détermination des éléments du milieu impactés, des disparités ressortent. En effet, la mise en dépôt terrestre touche, non seulement plus d'éléments du milieu, mais également elle impacte des écosystèmes aquatiques et terrestres, alors que seul l'écosystème aquatique est perturbé par le rejet en eau libre. La figure suivante illustre les écarts existants au niveau du nombre de paramètres touchés.

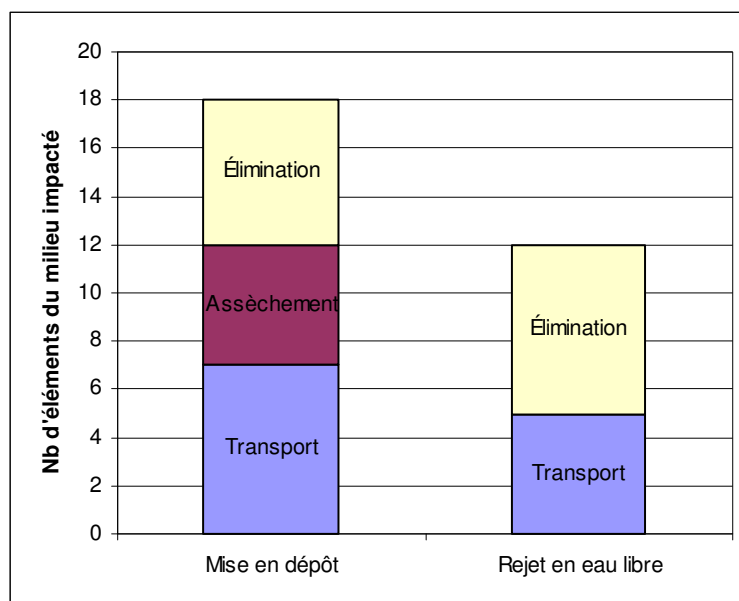


Figure 4-1 Nombre d'éléments du milieu impactés par les modes de gestion

Ces écarts résultent de la multiplication des opérations pour la mise en dépôt terrestre qui s'exerce dans différents compartiments environnementaux. En effet, en plus des impacts sur le transport maritime s'ajoutent ceux du transport routier. De plus, la phase additionnelle d'assèchement des sédiments provoque des impacts sur cinq paramètres supplémentaires. En ce qui a trait à la destination finale des déblais de dragage, le nombre d'éléments du milieu impactés est comparable entre les deux modes de gestion étudiés. La gestion par mise en dépôt terrestre a donc une portée plus large sur l'environnement au niveau de ses impacts.

Afin de dégager certaines tendances, une simple analyse de la répartition statistique des niveaux d'intensité, de durée, d'étendue et d'importance d'effet par mode de gestion a été réalisée pour le scénario le plus fréquent. Celui-ci correspond à la gestion d'un volume de sédiment inférieur à 2 000 m³ et de bonne qualité. Les figures suivantes offrent un aperçu de ces répartitions :

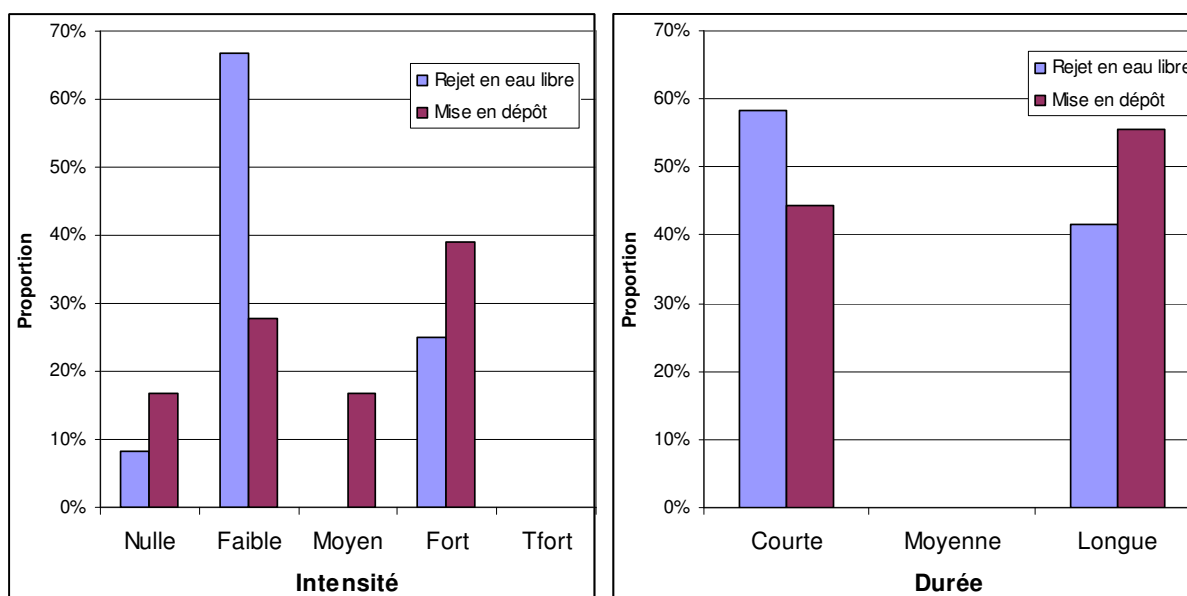


Figure 4-2 Répartition statistique des niveaux d'intensité et de durée par mode de gestion

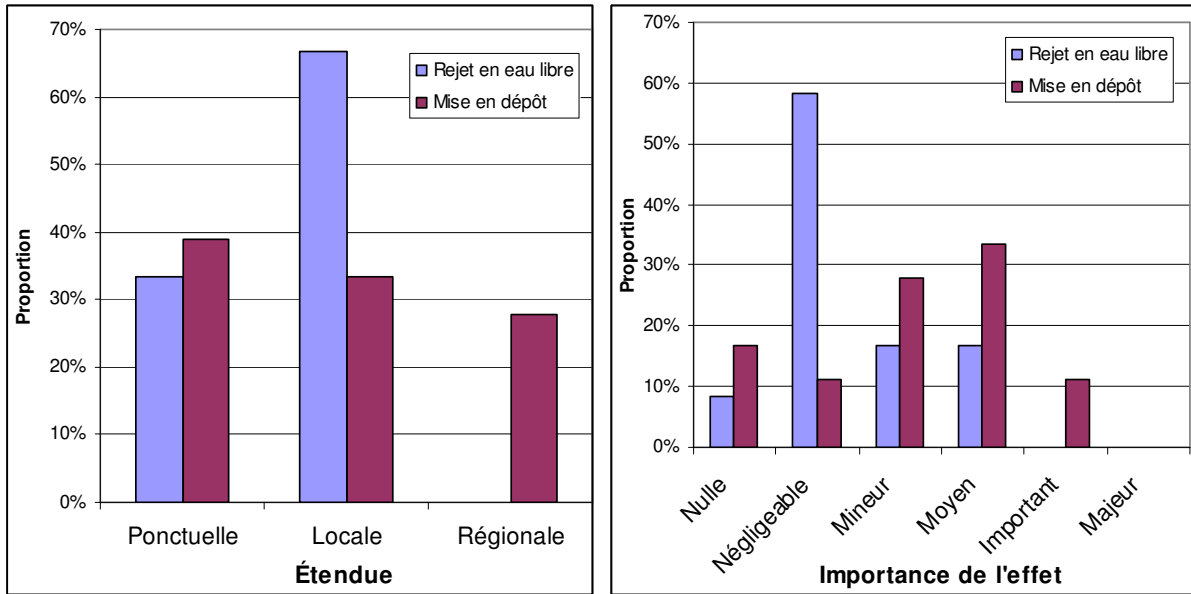


Figure 4-3 Répartition statistique des niveaux d'étendue et d'importance d'effet par mode de gestion

Dans un premier temps, pour les projets les plus fréquents, on observe que l'intensité des impacts en milieu terrestre est généralement plus forte. Alors que près des deux tiers des impacts en rejet en eau libre sont faibles. Les impacts forts sont reliés à la navigation et la qualité de l'eau et, au lieu de dépôt, à la destruction de la faune benthique. Au niveau de la durée, on n'observe pas de différence évidente pour les deux modes de gestion étudiés : des impacts courts reliés aux travaux et des impacts longs associés à l'atténuation du milieu. Concernant l'étendue de la perturbation, le rejet en eau libre semble avoir uniquement un impact ponctuel ou local alors que la mise en dépôt terrestre se fait ressentir à plus grande envergure puisqu'il cause aussi des impacts régionaux. L'atteinte du niveau régionale est principalement reliée à migration potentielle des contaminants vers les nappes phréatiques et également au transport des sédiments qui cause des perturbations au niveau sonore et pour la qualité de l'air. Finalement, concernant l'importance des effets, il ressort que le rejet en eau libre atteint majoritairement le niveau négligeable, tandis que pour la mise en dépôt la répartition est plus homogène. Toutefois, l'importance d'effet le plus souvent atteint par ce dernier est de niveau moyen. De plus, il est le seul mode de gestion à atteindre le niveau important. Néanmoins, aucun des modes de gestion ne semble affecter le milieu avec une importance d'effet majeure.

4.2 Analyse des modes de gestion par scénario

4.2.1 Méthode d'analyse

Une méthode d'analyse a été développée pour permettre de déterminer objectivement, selon différents cas de figure de volume et de niveau de contamination, quel semble être, entre le rejet en eau libre et la mise en dépôt terrestre, le mode de gestion des sédiments le plus approprié.

Les éléments du milieu touchés étant différents d'un mode de gestion à l'autre, il est impossible de comparer directement ces paramètres entre eux. Par conséquent, on privilégiera une approche par cotation numérique permettant de définir une base commune aux évaluations environnementales réalisées pour le rejet en eau libre et la mise en dépôt terrestre. Pour cela, un niveau d'impact environnemental des modes de gestion sera établi pour chacun des scénarios retenus lors des évaluations.

Pour déterminer ces niveaux d'impact environnemental, la démarche retenue se décompose en trois étapes :

- Une échelle de valeurs des effets est définie afin d'établir une équivalence numérique pour chacune des trois caractéristiques évaluées, l'intensité, la durée et l'étendue. Les correspondances entre les paramètres évalués et les cotations sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 4-1 Échelles de valeur numérique de l'intensité, la durée et l'étendue

Intensité		Durée		Étendue	
Niveau	Cotation	Niveau	Cotation	Niveau	Cotation
Nulle	0	Faible	1	Ponctuel	1
Faible	1	Moyen	2	Local	2
Moyen	2	Long	3	Régional	2
Fort	3				
Très fort	4				

- Le produit de ces trois cotations permet par la suite de définir le niveau d'impact partiel de chacun des éléments affectés. Cette méthode offre une gamme plus large de résultat et de nuance comparativement à l'évaluation qualitative par importance d'effet.
- À partir des niveaux d'impact partiels, il sera possible d'établir une note évaluant le niveau d'impact global par mode de gestion des sédiments de chacun des scénarios. Cette note correspond à la somme des notes obtenues pour chacun des effets sur les éléments du milieu. Ces notes seront par la suite transposées en pourcentage. Le mode de gestion présentant le plus haut niveau d'impact sera le moins approprié au scénario du projet de dragage. Cette démarche par pourcentage permet non seulement de s'affranchir des différences intrinsèques à chacun des éléments, mais également de s'affranchir du nombre d'éléments du milieu touchés.

4.2.2 Présentation des résultats

Les tableaux récapitulatifs des cotations correspondantes aux niveaux d'intensité, de durée et d'étendue évalués pour chacun des modes de gestion sont présentés en annexe 8. Les notes obtenues pour définir le niveau d'impact global des modes de gestion sont également présentées pour chacun des scénarios. Les résultats obtenus sont présentés graphiquement dans la figure suivante :

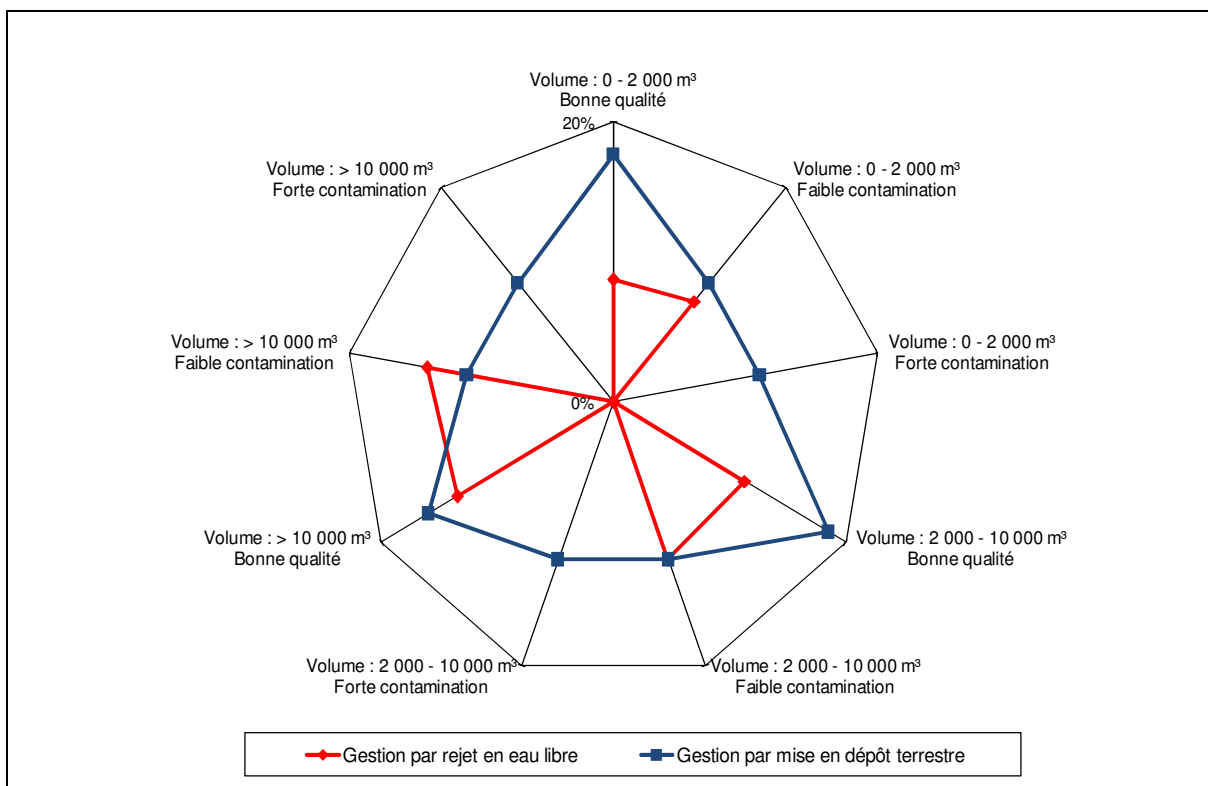


Figure 4-4 Comparaison des niveaux d'impact des modes de gestion par scénario

4.2.3 Interprétation des résultats

Une gestion par rejet en eau libre possède un niveau d'impact minimal lorsque le volume est faible et que les sédiments sont de bonnes qualités. Le niveau d'impact semble indépendant du niveau de contamination des sédiments. En effet, pour un volume donné, le niveau d'impact reste constant, que les sédiments soient de bonne qualité ou faiblement contaminés. À l'inverse, on remarque une hausse progressive du niveau d'impact avec l'augmentation des volumes à gérer.

Cette évolution se justifie à la vue des explications données lors de l'évaluation des impacts. Sur les 12 paramètres évalués, 11 ont une intensité de perturbation qui ne dépend que du volume de sédiments. En effet, toutes les perturbations liées au transport se trouvent accentuer par l'augmentation du volume et donc des trajets à effectuer. À cela s'ajoute le fait que, dans le milieu aquatique, les principales causes de perturbation sont l'augmentation de la turbidité

et des matières en suspension, qui impactent à la fois la qualité de l'eau et la faune ichthyenne, et le recouvrement des fonds marins qui aura pour conséquence d'enfouir les organismes benthiques et de modifier la nature des sédiments présents (texture et granulométrie). Ces deux paramètres, la turbidité et l'accumulation de sédiment dans le fond, sont entièrement dépendants des volumes rejetés et ne sont pas influencés par des variations de contamination. L'analyse des paramètres discriminants en section 4.3.2 pointera plus spécifiquement les paramètres influents et de mettre en perspective leur poids respectif dans le niveau d'impact global.

Dans le cas d'une gestion par mise en dépôt, des tendances inverses semblent se dessiner. Pour un niveau de contamination donné, le niveau d'impact ne varie que très faiblement. Celui-ci semble être indépendant des volumes concernés. De plus, on remarque que lorsque les sédiments sont contaminés (faiblement ou fortement), le niveau d'impact reste identique. Seuls les sédiments de bonne qualité présentent un niveau d'impact largement supérieur.

L'évaluation environnementale des impacts de la mise en dépôt fournit des éléments de réponse à ces observations. Le fait que le niveau d'impact global semble largement influencé par la contamination s'explique par un phénomène : le risque de migration des contaminants des sédiments vers les sols puis les eaux. Or les paramètres des étapes d'assèchement et de mise en dépôt, qui représentent 11 des 18 paramètres évalués, sont directement impactés par ce risque de migration. Ce risque pousse à mettre en place des mesures de prévention et à utiliser des infrastructures existantes adaptées pour une gestion sécuritaire de ces sols, ce qui n'est pas le cas pour les sédiments de bonne qualité. Par conséquent, les risques de migration générée par les sédiments contaminés sont largement réduits, alors que la gestion des sédiments de bonne qualité nécessite des aménagements qui ont des impacts importants ou impacte fortement les puits pour transfert de sédiment et hausse des matières en suspension. Cela justifie donc que les sédiments de bonne qualité présentent un niveau d'impact supérieur aux sédiments contaminés. La section 4.3.3 appuiera et justifiera plus en détail ces tendances en faisant ressortir les paramètres discriminants de ce mode de gestion des sédiments.

À partir du graphique présenté dans la section précédente, il est possible de proposer un mode de gestion à privilégier selon le volume et le niveau de contamination des sédiments.

Tableau 4-2 Mode de gestion à privilégier selon les volumes et le niveau de contamination

		Niveau de contamination		
		Bonne qualité	Faible	Fort
Volume	0 – 2 000 m ³	Rejet en eau libre	Rejet en eau libre	Mise en dépôt
	2 000 – 10 000 m ³	Rejet en eau libre	Rejet en eau libre / Mise en dépôt	Mise en dépôt
	> 10 000 m ³	Rejet en eau libre	Mise en dépôt	Mise en dépôt

Les résultats obtenus permettent de tirer les constatations suivantes :

- Le rejet en eau libre est mieux adapté lorsque les sédiments dragués sont de bonnes qualités, et ce, quel que soit le volume à gérer. Cependant, il est important de noter que l'écart entre les niveaux d'impact du rejet en eau libre et de la mise en dépôt terrestre s'amenuise avec l'augmentation des volumes. Il se peut donc que dans le cadre de projets exceptionnels nécessitant la gestion de volume de sédiment largement supérieur à 10 000 m³, le mode de gestion devienne la mise en dépôt terrestre.
- La mise en dépôt terrestre est le mode de gestion qui génère le moins d'impact dans les projets où les sédiments présentent de faibles contaminations pour des volumes supérieurs à 2 000 m³. Toutefois, l'écart avec le rejet en eau libre reste minime lorsque les volumes sont inférieurs à 2 000 m³. Le recours à la mise en dépôt terrestre pourrait alors se justifier selon le contexte local. Bien que le choix de la mise en dépôt puisse être discuté, selon le contexte local, pour des petits volumes, il apparaît que celui-ci est de plus en plus pertinent avec l'augmentation des volumes. En effet, on s'aperçoit que l'augmentation des volumes à gérer s'accompagne également d'une augmentation de l'écart entre les niveaux d'impacts du rejet en eau libre et de la mise en dépôt terrestre.
- Lorsque les sédiments présentent de fortes contaminations, le rejet en eau libre est interdit, la mise en dépôt est donc bien évidemment privilégiée.

4.3 Analyse des paramètres discriminants par mode de gestion

4.3.1 Méthode d'analyse

La méthode utilisée a permis également de dégager, pour chacun des modes de gestion, les paramètres discriminants ayant le plus d'impact sur le milieu environnemental. Pour permettre de déterminer le poids des effets sur chacun des éléments du milieu et donc d'identifier les paramètres discriminants, on calculera le niveau d'impact partiel qui correspond à la proportion que représente chaque effet dans le niveau d'impact global. À partir de ces calculs de niveaux d'impact partiel, une interprétation des résultats, appuyés par des représentations graphiques, permettra de répondre à l'objectif posé.

4.3.2 Paramètres discriminants pour le rejet en eau libre

L'analyse des paramètres discriminants se basera sur les valeurs des niveaux d'impact partiels. Les tableaux en annexe 8 présentent les niveaux d'impact partiels pour chaque paramètre ainsi que pour chaque scénario. Les paramètres considérés comme discriminants correspondent à ceux présentant les proportions les plus élevées. Afin de faciliter leur détermination, les valeurs obtenues sont représentées graphiquement. Dans un souci d'alléger la lecture du document, les courbes représentant la proportion de chacun des paramètres dans le niveau d'impact sont jointes en annexe 9. Toutefois, le tableau récapitulatif suivant présente les paramètres pouvant être considérés comme discriminants dans le cadre d'une gestion par rejet en eau libre.

Tableau 4-3 Paramètres discriminants pour un rejet en eau libre

Volume	Niveau de contamination		
	Bonne qualité	Faible	Fort
0 - 2 000 m ³	- Faune benthique - Navigation	- Faune benthique - Qualité des sédiments - Navigation	-
2 000 - 10 000 m ³	- Faune benthique - Qualité de l'eau - Faune ichtyenne - Navigation	- Faune benthique - Qualité de l'eau - Qualité des sédiments - Faune ichtyenne - Navigation	-
> 10 000 m ³	- Faune benthique - Faune ichtyenne - Qualité de l'eau - Qualité des sédiments	- Faune benthique - Faune ichtyenne - Qualité de l'eau - Qualité des sédiments	-

Note : les paramètres sont présentés par ordre d'importance

Suite à la lecture de ce tableau, les constatations suivantes ressortent :

- Les impacts sur la faune benthique sont l'enjeu principal du rejet en eau libre. En effet, ce paramètre apparaît comme discriminant dans tous les scénarios.
- Les paramètres discriminants sont homogènes dans l'ensemble puisqu'on les retrouve dans plusieurs scénarios.
- On observe de faibles variations des paramètres discriminants entre des sédiments de bonne qualité et des sédiments faiblement contaminés. Les impacts se font uniquement sentir sur la qualité des sédiments, à l'exception des projets d'envergure qui en raison des importants peuvent dénaturer la qualité des sédiments au fond même si les sédiments rejetés sont de bonne qualité.

4.3.3 Paramètres discriminants pour la mise en dépôt terrestre.

Les niveaux d'impacts partiels pour ce mode de gestion sont également présentés dans les tableaux récapitulatifs en annexe 8. De plus, les courbes correspondantes figurent en annexe 9. Le tableau suivant permet néanmoins de récapituler les résultats obtenus.

Tableau 4-4 Paramètres discriminants pour une mise en dépôt

Volume	Niveau de contamination		
	Bonne qualité	Faible	Fort
0 - 2 000 m ³	- Puits et prises d'eau (assèchement) - Puits et prises d'eau (mise en dépôt)	- Occupation du territoire - Qualité des eaux (assèchement et mise en dépôt)	- Occupation du territoire - Qualité des eaux (assèchement et mise en dépôt)
2 000 - 10 000 m ³	- Puits et prises d'eau (assèchement) - Puits et prises d'eau (mise en dépôt)	- Occupation du territoire - Qualité des eaux (assèchement et mise en dépôt)	- Occupation du territoire - Qualité des eaux (assèchement et mise en dépôt)
> 10 000 m ³	- Puits et prises d'eau (assèchement) - Puits et prises d'eau (mise en dépôt)	- Occupation du territoire - Qualité des eaux (assèchement et mise en dépôt)	- Occupation du territoire - Qualité des eaux (assèchement et mise en dépôt)

Note : les paramètres sont présentés par ordre d'importance

Les paramètres discriminants qui ressortent de cette analyse permettent de tirer les conclusions suivantes :

- Le volume influence très faiblement les effets sur les éléments puisque pour une concentration donnée, on retrouve systématiquement les mêmes paramètres discriminants en fonction du volume. Cela confirme les constatations réalisées dans la section 4.2.
- Les impacts sur les puits et les prises d'eau sont les seules problématiques relevées lorsque les sédiments sont de bonne qualité.
- La contamination des sédiments joue un rôle important, car on note également une différence entre les paramètres discriminants pour la gestion de sédiments de bonne qualité et pour la gestion de sédiments contaminés (faible ou fort). En effet, aucun des paramètres discriminants identifiés lors de la gestion de sédiments de bonne qualité ne se retrouve pour les sédiments contaminés, et inversement.
- Dans l'ensemble, la mise en dépôt fait face à des défis pour préserver la ressource en eau que ce soit au niveau des puits et des prises d'eau ou au niveau de la qualité des eaux souterraines et de ruissellement.

4.4 Analyse des coûts par mode de gestion

Parallèlement à l'analyse des impacts environnementaux, il est important d'aborder les contraintes économiques de chacun des modes de gestion et de les mettre en perspective. Les estimations de coûts présentés dans les évaluations des impacts font donc également l'objet d'une analyse afin d'identifier les enjeux contraignants d'un point de vue économique et de les comparer.

Les estimations présentées dans la section 3.3.14 ont démontré que les coûts moyens de gestion de sédiment par rejet en eau libre ne varient que selon le volume. Concernant la mise en dépôt terrestre, les coûts moyens associés à ce mode de gestion (voir section 3.4.15) se distinguent pour des sédiments de bonne qualité et des sédiments contaminés (faiblement ou fortement). Dans les deux cas, les données disponibles ne permettaient pas d'extrapoler les coûts nécessaires à la gestion de volumes supérieurs à 10 000 m³. Par conséquent, il a été assumé que les coûts moyens restent identique pour un volume compris entre 2 000 m³ et 10 000 m³. Les coûts moyens estimés sont mis en perspective dans la figure suivante :

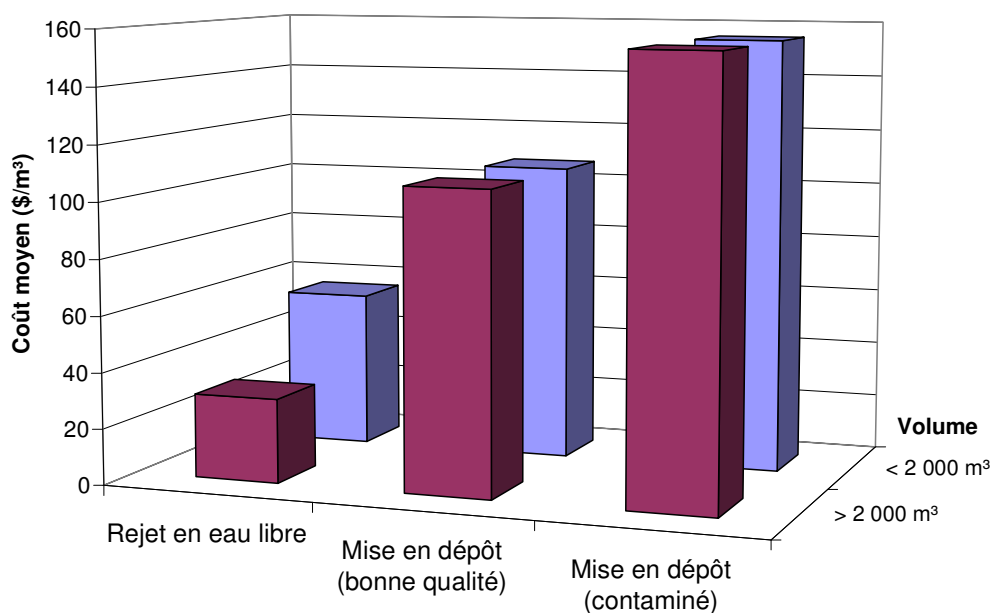


Figure 4-5 Coûts moyens estimés en fonction du volume et du mode de gestion

Comparativement aux estimations présentées pour une gestion par rejet en eau libre, on remarque que les coûts générés par la mise en dépôt peuvent être de deux à cinq fois supérieures pour des sédiments de bonne qualité, voire même sept dans le cas de sédiments présentant une faible contamination.

Les résultats présentés démontrent clairement que le rejet en eau libre apparaît en toute circonstance comme le mode de gestion le plus avantageux d'un point de vue économique. Toutefois, cet avantage économique pourrait être remis en question selon les caractéristiques du projet et du contexte environnemental local. En effet, dans le cas d'un projet impliquant la gestion de 2 000 m³ à 10 000 m³ de sédiments faiblement contaminés, l'analyse a démontré qu'au niveau des impacts les deux modes de gestion s'équivalent. Par conséquent, en fonction de la sensibilité du milieu aquatique et du contexte local, l'importance de l'écart économique pourrait perdre de sa pertinence.

À partir de cette analyse, on peut donc faire les constatations suivantes :

- Le rejet en eau libre est le mode de gestion le plus économique dans tous les cas de figure;
- Le rejet en eau libre peut-être de deux à sept fois moins dispendieux que la mise en dépôt terrestre;
- La différence de coût doit être relativisée en fonction du contexte local lorsque le projet touche des milieux sensibles d'un point de vue environnemental.

CONCLUSION

Chaque année, les activités de dragage le long du Saint-Laurent génèrent des volumes importants de sédiments. Les scénarios de dragage varient d'un site à l'autre, principalement, en fonction des quantités à draguer, de la qualité des sédiments (niveau de contamination) et des contraintes techniques et environnementales. Parmi les modes de gestion disponibles au Québec, le rejet en eau libre représente l'avenue la plus communément utilisée. Bien que le rejet en eau libre des déblais de dragage soit généralement privilégié, les organismes responsables de la gestion des ressources halieutiques encouragent depuis quelques années le recours à des solutions alternatives comme le dépôt terrestre. Par conséquent, il apparaissait pertinent d'évaluer et comparer les impacts de ces modes de gestion dans divers contextes afin de faciliter le choix du mode de gestion des déblais de dragage dans le cadre des activités de dragage.

Les deux premiers objectifs de cet essai consistaient à réaliser un examen sommaire des modes de gestion des sédiments de dragage et des lois et règlements les encadrant et d'identifier les impacts environnementaux pour chacun des modes de gestion les plus répandus au Québec. Ce premier exercice servait de base pour analyser les paramètres discriminants pour le rejet en eau libre et la mise en dépôt terrestre afin de comparer les impacts de chacun de ces modes. Les résultats de cette analyse devant servir comme un outil d'aide à la décision pour déterminer le mode de gestion à privilégier selon le volume et les niveaux de contamination.

Le travail a démontré que différentes options de gestion des sédiments sont disponibles en milieu terrestre, en milieu riverain ou en eau libre. Pour chacun de ces milieux, on observe la possibilité d'effectuer un dépôt, un confinement ou une valorisation. Par ailleurs, un cadre législatif exhaustif et complexe encadre les activités de dragage et de gestion des sédiments. Les projets de gestion des sédiments doivent se conformer à plusieurs lois et règlements différents selon le milieu de gestion, et cela, autant à un niveau provincial que fédéral.

Une méthode d'évaluation environnementale objective a été établie afin d'identifier les sources d'effets sur l'environnement et d'évaluer l'importance de ces effets sur les différentes

composantes environnementales des milieux touchés. Ces évaluations se sont voulues les plus représentatives des effets communément rencontrés lors des projets de gestion de sédiments. Afin de pouvoir être appliqués à la plus large gamme de projets, différents scénarios de volume et de niveau de contamination ont été évalués.

Selon la méthode d'analyse utilisée pour comparer les effets identifiés dans la section 3, les principales constatations tirées sont les suivantes :

- Le rejet en eau libre apparaît comme étant le mode de gestion le plus approprié, autant au point de vue environnemental qu'économiquement, lorsque les sédiments présentent une bonne qualité;
- Concernant les sédiments faiblement contaminés, les résultats sont influencés par le volume de sédiments à gérer :
 - Pour les petits projets, le rejet en eau libre apparaît clairement comme le mode de gestion affectant le moins l'environnement et les ressources économiques;
 - Pour les projets de moyenne envergure, on observe un *statu quo* entre les deux modes de gestion au niveau des impacts environnementaux. Bien qu'économiquement le rejet en eau libre apparaisse avantageux, il sera essentiel de prendre en considération le contexte local et la sensibilité du milieu aquatique au lieu de rejet afin de statuer sur le mode de gestion à utiliser;
 - La mise en dépôt terrestre semble être plus appropriée pour les projets de grandes envergures.
- Les sédiments fortement contaminés ne pouvant être gérés par un simple rejet en eau libre, la mise en dépôt terrestre apparaît inévitablement comme la seule avenue.

Afin d'adapter les résultats à la spécificité de chaque projet de dragage, les composantes du milieu les plus discriminantes ont été identifiées.

- Le rejet en eau libre présente des impacts plus importants sur la qualité de l'eau, la qualité des sédiments, et également la faune benthique et la faune ichthyenne puisque ces derniers paramètres constituent leur lieu de vie. Ces impacts sont associés à la problématique de mise en suspension de particules lors du rejet et au recouvrement des fonds marins lors du dépôt des sédiments;

- La mise en dépôt terrestre fait face à la problématique de la contamination du système hydrique (qualité des eaux souterraines et de ruissellement, puits et prises d'eau) et à l'occupation du territoire par les installations permettant une gestion sécuritaire des sédiments.

Face à la disparité des résultats et à la multiplicité des paramètres pouvant influencer les impacts d'une gestion de sédiment, il est essentiel de mettre en avant qu'il n'existe pas de mode de gestion pouvant être utilisé systématiquement pour tous les types de projets de dragage. Les spécificités d'un projet de dragage imposent d'évaluer le mode de gestion au cas par cas.

Cette analyse des effets identifiés fournit un cadre de référence exhaustif et justifié pour argumenter le choix d'un mode de gestion de sédiments de dragage. De plus, elle présente les enjeux à surveiller selon la spécificité des projets. L'ensemble de ces éléments offre un outil complet de comparaison entre les deux modes de gestion les plus répandus au Québec, et permet de considérer que les objectifs de départ de cet essai ont été atteints.

RÉFÉRENCES

- Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACÉE). *Site de l'Agence canadienne d'évaluation environnementale*, [En ligne]. http://www.ceaa-acee.gc.ca/010/basics_f.htm#comp (Page consultée le 8 février 2008).
- Appleby, J.A. et Scarratt D.J. (1989). *Physical effects of suspended solids on marine and estuarine hand shellfish, with special reference to ocean dumping: a literature review*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1681
- Biorex inc. (2007). *Version préliminaire de l'examen préalable : dragage d'entretien du port de Rimouski-Est*. Rapport préliminaire préparé pour Travaux publics et services gouvernementaux Canada.
- Bergeron, P., Fréchette, M., Pagé, L., Lavergne, Y. et Walsh, G. (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.
- Bolduc, E., Lavergne, Y. (2003). *Mise en dépôt des sédiments contaminés – Programme de suivi environnemental*. 2^{ème} Symposium International sur les Sédiments Contaminés, Québec (Québec), 26 – 28 mai, 4 p.
- Braün, R. (2006). *Valorisation des sédiments de dragage en milieu terrestre. Identification et caractérisation des usages*. Pêches et Océans Canada – Région du Québec, Direction de la Gestion de l'habitat du poisson, Institut Maurice Lamontagne, 88 p.
- Campbell, L.H. (1988). *The impact of river engineering on water birds on an English lowland river*. Bird study 35 : 91-96.
- CCME, Conseil canadien des ministres de l'environnement, (1999) *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Winnipeg, le Conseil.
- CCME, Conseil canadien des ministres de l'environnement, (1995). *Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique*. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa.

- Centre Saint-Laurent (1993). *Cadre législatif de gestion des sédiments au Québec*. Document préparé par Les Consultants Jacques Bérubé Inc. pour la Direction du développement technologique, Environnement Canada. N° de catalogue En153-29/1993F. 78 p.
- Centre Saint-Laurent (1992a). *Guide pour le choix et l'opération des équipements de dragage et des pratiques environnementales qui s'y rattachent*. Plan d'action Saint-Laurent, Environnement Canada, 81 p.
- Centre Saint-Laurent et ministère Environnement du Québec (1992b). *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada. Conservation et Protection – Région du Québec, 28 p.
- CJB Environnement inc. (2006). *Programme décennal de dragage d'entretien du chenal maritime de Mines Seleine à Grande-Entrée, Îles-de-la-Madeleine*. Rapport présenté au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 166 p.
- CJB Environnement inc. (2005). *Programme décennal de dragage d'entretien de la zone portuaire de QIT-Fer et Titane à Saint-Joseph-de Sorel (période 2006-2015)*. Rapport présenté au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 83 p.
- CMRC - Conseil national de recherches Canada (1983). *Les conséquences écologiques du dragage et de l'élimination des résidus du dragage dans les eaux canadiennes*. Publication CNRC no 18131 du Secrétariat de l'environnement. 149 p.
- Côté, M. (2008). Communication personnelle. Section Dragage, Groupe Océan.
- DDH Environnement limitée (2003). *Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent. Les aspects administratifs, économiques et sociaux*. Rapport préparé pour Transports Québec, 113 p.
- Desrosiers, M. (2008). Communication personnelle. Service environnement, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.
- Dickerson, C.R., R.J. Reine, D.G. Clarke et M.R. Engler. (2001). *Characterisation of underwater sounds produced by bucket dredge operations*. Engin.Res. Deve. Center, Vicksburg MS. 35 p.

Direction départementale des administrations sanitaires et sociales (DDASS) du Calvados. *Site de la direction départementale des administrations sanitaires et sociales du Calvados*, [En ligne]. http://basse-normandie.sante.gouv.fr/dep1/environnement/nuisances_echelle.htm (Page consultée le 9 mars 2008).

Drinnan, R.W. et Bliss, D.G. (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.

Environnement Canada. (2006a). *Compendium des activités de surveillance des sites d'immersion en mer en 2004-2005*. Édition à l'intention des clients. Programme d'immersion en mer. Division du milieu marin, Direction générale des programmes nationaux, Service de la protection de l'environnement. 56 p.

Environnement Canada (2006b). *Rapport d'inventaire national 1990-2004 - Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada* [en ligne] http://www.ec.gc.ca/pdb/ghg/inventory_report/2004_report/ann13_f.cfm (Page consultée le 20 avril 2008)

Environnement Canada. (2005). *Compendium des activités de surveillance des sites d'immersion en mer en 2003-2004*. Édition à l'intention des clients. Programme d'immersion en mer. Division du milieu marin, Direction générale des programmes nationaux, Service de la protection de l'environnement. 38 p.

Environnement Canada. (2004). *Compendium des activités de surveillance des sites d'immersion en mer en 2002*. Édition à l'intention des clients. Programme d'immersion en mer. Division du milieu marin, Direction générale des programmes nationaux, Service de la protection de l'environnement. 25 p.

Environnement Canada (1996). *Répertoire des impacts potentiels et des mesures d'atténuation. Immersion en mer de sédiments de dragage*, [En ligne] http://www.ec.gc.ca/ea-ee/sector/ocean/sediments_table_f.asp (Page consultée le 2 mars 2008).

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 p.

- Génivar (2003). *Programme décennal de dragage d'entretien des installations portuaires de la compagnie minière IOC à Sept-Îles. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement*. Rapport préparé par Genivar pour la Compagnie minière IOC. 84 p + annexes.
- Gordon, R.B. (1974). *Dispersion of dredge soil dumped in near-shore waters*. Estuarine and coastal marine Science, 2 : 349-358.
- Harvey, M., D. Gauthier et J. Munro. 1998. *Temporal changes in the composition and abundance of macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada*. Mar. Pol. Bull. 36: 41-55.
- Ifremer. *Site de l'Ifremer – Dossier « Dragages et environnement marin »*, [En ligne]. <http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages/drag-c4.htm> (Page consultée le 9 mars 2008).
- Jacques, A. (1992). *Estimations des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990*, Protection de l'environnement, Conservation et protection, Environnement Canada, décembre, EPS 5/AP/4.
- Kirby, K. 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, 13-14 novembre 1991, Amsterdam, 15 p.
- NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration (2007). *Benthic habitat mapping – Capping*. [en ligne] <http://www.csc.noaa.gov/benthic/mapping/applying/capping.htm> (Page consultée le 6 mai 2008)
- Olivier, M. (1998). *Chimie de l'environnement*. Les Productions Jacques Bernier, Longueuil, 325 p.
- Labbé, Y. (2001). *État de situation de la gestion des dossiers concernant les sédiments au sein du ministère de l'Environnement du Québec*. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 105 p.
- Lalancette, J. (2001). *Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent. Les aspects opérationnels et environnementaux*. Québec, Ministère des Transports, 58 p.

Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, L.R.Q., c. C-61.1

Loi sur les espèces menacées ou vulnérables, L.R.Q., c. E-12.01

MDDEP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (2002). *Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés - Loi et règlements* [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/loi-reg.htm#stockage> (Page consultée le 6 mai 2008).

MDDEP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (2007). *Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2005 et leur évolution depuis 1990*. Direction des politiques de l'air. 16 p.

Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick (1997). *Directives techniques relatives aux modifications de cours d'eau*. Direction des évaluations et des agréments. 129 p.

Ministère de l'Environnement du Québec (1999). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Nouvelles édition, Les Publications du Québec, Québec, 124 p.

Nové Environnement inc. (2007). *Examen préalable : dragage d'entretien au havre de Millerand – Îles-de-la-Madeleine*. Rapport préparé pour Travaux publics et services gouvernementaux Canada. 89 p.

PIANC (2002). *Environmental Guidelines for Aquatic, Nearshore and Upland Confined Disposal Facilities for Contaminated Dredged Material*. Report of Working Group 5 of the Environmental Commission. 48 p. + CD-ROM.

Plante, K. (2005). *La gestion commerciale des sols contaminés excavés au Québec*. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 120 p.

Règlement sur l'enfouissement de sols contaminés, R.R.Q., c. Q-2, r.6.01

Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés, R.R.Q., c. Q-2, r.23.01

- Roche ltée (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.
- SGA (2000). *Emission Factors and Uncertainties for CH₄ & N₂O from Fuel Combustion*, rapport non publié préparé pour la Division des gaz à effet de serre d'Environnement Canada par SGA Energy Limited, août.
- Subacoustech Ltd (2004). *A review of offshore windfarm related underwater noise sources*. Collaborative Offshore Wind Energy Research into the Environment. Rap. 544 R 0308, 57 p.
- Travaux publics et Services gouvernementaux Canada - TPSGC (2008). Données extraites des bases de données. Service de dragage et levées bathymétriques, Québec.
- Truitt, C.I. (1988). *Dredged material behavior during open-water disposal*. Journal of Coastal Research, 4(3) : 389-397.
- USEPA (1994). *Review of Removal, Containment and Treatment Technologies for Remediation of Contaminated Sediments in the Great Lakes – 1994 Update*. EPA 905-R94-00, préparé par D.E. Averett, B.D. Perry, E.J. Torrey et J.A. Miller, U.S. EPA et Great Lakes National Program Office, Chicago (Illinois).
- Vale, C., Gaudencio, M.J. et Tuaty Guerra, M. (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.
- Vellinga, M. (1989). *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.
- Ward, J.G. (1981). *Wildlife Observations During Dredging. Observations in McKingley Bay, July-August 1980*. Dome Petroleum Limited, Calgary, Alberta.
- Wilber, P. (1992a). *Case studies of the thin-layer disposal of dredged material – Gull Rock, North Carolina*. US Army Corps of Engineer, Environnemental effects of dredging, Vol.D-92-3.

Wilber, P. (1992b). *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.

ANNEXE 1

**CRITÈRES INTÉRIMAIRES POUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES
SÉDIMENTS DU SAINT-LAURENT**

(Centre Saint-Laurent, 1992b)

**CRITÈRES INTÉRIMAIRES POUR L'ÉVALUATION DE LA
QUALITÉ DES SÉDIMENTS DU SAINT-LAURENT**

Substances	Critères		
	Niveau 1*	Niveau 2	Niveau 3**
Arsenic extractible	3,0	7	17
Cadmium extractible	0,2	0,9	3
Chrome extractible	55	55	100
Cuivre extractible	28	28	86
Mercure total	0,05	0,2	1
Nickel extractible	35	35	61
Plomb extractible	23	42	170
Zinc extractible	100	150	540
BPC (totaux)	0,02	0,2	1
Aroclor 1016	-	0,01	0,4
Aroclor 1248	-	0,05	0,6
Aroclor 1254	-	0,06	0,3
Aroclor 1260	-	0,005	0,2
Aldrine	0,0006	0,002	0,04
BHC (totaux)	-	0,005	0,1
α-BHC	0,0003	0,01	0,08
β-BHC	0,0002	0,03	0,2
γ-BHC	0,0009	0,003	0,009
Chlordane	0,001	0,007	0,03
DDD et p,p'-DDD	0,002	0,01	0,06
p,p'-DDE	0,002	0,007	0,05
DDT	0,006	0,009	0,05
Dieldrine	0,0001 - 0,0008	0,002	0,3
Endrine	0,001	0,008	0,5
HCB	0,001	0,03	0,1
Heptachlore	0,0003	0,0003	0,01
Epoxyde d'heptachlore	0,001	0,005	0,03
Mirex	0,0001	0,011	0,8
HAP (poids moléculaire)	1	-	-
Benzo (a) anthracène	0,05 - 0,1	0,4	0,5
Benzo (a) pyrène	0,01 - 0,1	0,5	0,7
Benzo(a)fluoranthène	0,3	-	-
Benzo (ghi) pérylène	0,1	-	-
Chrysène	0,1	0,6	0,8
Dibenzo (a,h) anthracène	0,005	-	-
Fluoranthène	0,02 - 0,2	0,6	2
Indéno (1,2,3 cd) pyrène	0,07	-	-
Pyrène	0,02 - 0,1	0,7	1
HAP (faible poids moléculaire)	0,1	-	-
Acénaphène	0,01	-	-
Acénaphthylène	0,01	-	-
Anthracène	0,02	-	-
Fluorène	0,01	-	-
Méthyl-2 naphthalène	0,02	-	-
Naphthalène	0,02	0,4	0,6
Phénanthrène	0,03 - 0,07	0,4	0,8

* Lorsque la limite inférieure du domaine d'application d'une méthode d'analyse est supérieure au critère de niveau 1, cette limite doit être utilisée jusqu'à ce que des développements méthodologiques l'abaissent au niveau du critère retenu.

** Tous les critères sont exprimés en microgramme par gramme (µg/g) de sédiments secs, à l'exception de ceux pour les substances organiques non polaires de niveau 3 qui sont exprimés en microgramme par gramme de sédiments secs pour 1 % de carbone organique total (COT). Pour établir le critère de qualité d'une substance organique non polaire de niveau 3, dans une situation donnée, il faut multiplier le critère de ce tableau par le pourcentage de COT de l'échantillon à évaluer jusqu'à un maximum de 10 % de COT. Par exemple, le seuil d'effets néfastes relatif aux BPC totaux dans un échantillon contenant 2 % de COT sera établi à 1 µg/g x 2 = 2 µg/g. Les valeurs inférieures à 10 ont été arrondies à un chiffre significatif, tandis que les valeurs supérieures à 10 ont été arrondies à deux chiffres significatifs.

ANNEXE 2

**RECOMMANDATIONS PROVISOIRES DU CCME POUR LA QUALITÉ DES
SÉDIMENTS MARINS ET D'EAU DOUCE**

(CCME, 1999)



**Recommandations canadiennes
pour la qualité des sédiments :
protection de la vie aquatique**

**TABLEAUX
SOMMAIRES**

Mis à jour en 2002

Tableau 1 Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments d'eau douce (RPQS; poids sec), concentrations produisant un effet probable (CEP; poids sec) et incidence (%) des effets biologiques néfastes dans les plages de concentrations définies par ces valeurs. ^a

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Acénaphthène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Acénaphthylène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Arochlore 1254 [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Arsenic	5,9 mg·kg ⁻¹	17,0 mg·kg ⁻¹	5	25	12
Benzo(a)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Benzo(a)pyrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Biphényles polychlorés (BPC)					
Arochlore 1254	60 µg·kg ⁻¹ #	340 µg·kg ⁻¹ **			
BPC totaux	34,1 µg·kg ⁻¹	277 µg·kg ⁻¹	4	40	50
BPC [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Cadmium	0,6 mg·kg ⁻¹	3,5 mg·kg ⁻¹	11	12	47
Chlordane	4,50 µg·kg ⁻¹	8,87 µg·kg ⁻¹	2	17	70
Chrome	37,3 mg·kg ⁻¹	90,0 mg·kg ⁻¹	2	19	49
Chrysène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Cuivre	35,7 mg·kg ⁻¹	197 mg·kg ⁻¹	4	38	44
DDT					
DDD [†] (2,2-Bis(p-chlorophényl)-1,1-dichloroéthane; Dichloro diphényl dichloroéthane)	3,54 µg·kg ⁻¹	8,51 µg·kg ⁻¹	3	30	85
DDE [†] (1,1-Dichloro-2,2,bis(p-chlorophényl)-éthène; Diphényl dichloro éthylène)	1,42 µg·kg ⁻¹	6,75 µg·kg ⁻¹	6	20	47
DDT [†] (2,2-Bis(p-chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane; Dichloro diphényl trichloroéthane)	1,19 µg·kg ⁻¹ ‡	4,77 µg·kg ⁻¹ §	8	5	59
Dibenzo(a,h)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					

Suite.

**TABLEAUX
SOMMAIRES**

**Recommandations canadiennes pour la qualité des
sédiments : protection de la vie aquatique**

Mis à jour en 2002

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Dibenzo- <i>p</i> -dioxine polychlorée /Dibenzo furanne polychlorés	0,85 ng TE/kg ^{§§}	21,5 ng TE/kg ^{§§}	0**	24**	46**
Dieldrine	2,85 µg·kg ⁻¹	6,67 µg·kg ⁻¹	1	10	60
Endrine	2,67 µg·kg ⁻¹	62,4 µg·kg ⁻¹	1	64	59
Époxy -heptachlore	0,60 µg·kg ⁻¹	2,74 µg·kg ⁻¹	3	12	67
Fluoranthène [Voir Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)]					
Fluorène [Voir Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)]					
HAP [Voir Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)]					
Hexachlorocyclohexane [Voir Lindane]					
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Acénaphène	6,71 µg·kg ⁻¹ †	88,9 µg·kg ⁻¹ §			
Acénaphylène	5,87 µg·kg ⁻¹ †	128 µg·kg ⁻¹ §			
Anthracène	46,9 µg·kg ⁻¹ †	245 µg·kg ⁻¹ §			
Benzo(<i>a</i>)anthracène	31,7 µg·kg ⁻¹	385 µg·kg ⁻¹	13	6	38
Benzo(<i>a</i>)pyrène	31,9 µg·kg ⁻¹	782 µg·kg ⁻¹	11	16	30
Chrysène	57,1 µg·kg ⁻¹	862 µg·kg ⁻¹	8	14	25
Dibenzo(<i>a, h</i>)anthracène	6,22 µg·kg ⁻¹ †	135 µg·kg ⁻¹ §			
Fluoranthène	111 µg·kg ⁻¹	2355 µg·kg ⁻¹	8	23	49
Fluorène	21,2 µg·kg ⁻¹ †	144 µg·kg ⁻¹ §			
2-Méthylnaphtalène	20,2 µg·kg ⁻¹ †	201 µg·kg ⁻¹ §			
Naphtalène	34,6 µg·kg ⁻¹ †	391 µg·kg ⁻¹ §			
Phénanthrène	41,9 µg·kg ⁻¹	515 µg·kg ⁻¹	4	17	44
Pyrène	53,0 µg·kg ⁻¹	875 µg·kg ⁻¹	7	16	32
Lindane (Hexachlorocyclohexane)	0,94 µg·kg ⁻¹	1,38 µg·kg ⁻¹	0	50	49
Mercure	0,17 mg·kg ⁻¹	0,486 mg·kg ⁻¹	8	34	36
2-Méthylnaphtalène [Voir Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)]					
Naphtalène [Voir Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)]					
Nonlyphénol et ses dérivés éthoxyles	1,4 mg·kg ⁻¹ ***,†††				
Phénanthrène [Voir Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)]					
Plomb	35,0 mg·kg ⁻¹	91,3 mg·kg ⁻¹	5	23	42
Pyrène [Voir Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)]					
Toxaphène	0,1 µg·kg ⁻¹ ††	—††			
Zinc	123 mg·kg ⁻¹	315 mg·kg ⁻¹	5	32	36

- * Les RPQS et les CEP présentées ici ont été calculées à l'aide d'une variante de la démarche du NSTP (CCME, 1995).
- † Somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.
- ‡ Provisoire; adoption des RPQS pour les sédiments marins.
- § Provisoire; adoption des CEP pour les sédiments marins.
- # Provisoire; adoption de la plus faible concentration produisant un effet établie en Ontario (Persaud et coll., 1993).
- ¶ Provisoire; 1% COT; adoption de la plus faible concentration produisant un effet grave, de $34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ COT, établie en Ontario (Persaud et coll., 1993).
- †† Provisoire; 1% COT; adoption des critères de qualité pour une exposition chronique à des sédiments, de $0.01 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ COT, établis par le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC, 1994).
- ††† Aucune CEP n'a été calculée.
- §§ Les valeurs sont exprimées comme unités de l'équivalent toxiques, et ils sont basés sur les valeurs de l'Organisation de la Santé Mondiale (1998) pour poisson.
- ## Il convient de remarquer que l'incidence des effets biologiques néfastes en dessous du NEA, entre le NEA et le NET, et au-dessus du NET était respectivement de 22, 24 et 65 % avant l'application d'un facteur de sécurité.
- *** Basées sur l'équivalence toxique des FÉT du NP; suppose 1 % du COT.
- ††† Valeur provisoire; utilisation de la méthode du partage à l'équilibre.

**TABLEAUX
SOMMAIRES**

**Recommandations canadiennes pour la qualité des
sédiments : protection de la vie aquatique**

Mis à jour en 2002

Tableau 2. Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments marins (RPQS; poids sec), concentrations produisant un effet probable (CEP; poids sec) et incidence (%) des effets biologiques néfastes dans les plages de concentrations définies par ces valeurs.

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Acénaphène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Acénaphthylène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Arochlore 1254 [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Arsenic	7,24 mg·kg ⁻¹	41,6 mg·kg ⁻¹	3	13	47
Benzo(a)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Benzo(a)pyrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Biphényles polychlorés (BPC)					
Arochlore 1254	63,3 µg·kg ⁻¹	709 µg·kg ⁻¹	1	24	76
BPC totaux	21,5 µg·kg ⁻¹	189 µg·kg ⁻¹	16	37	55
BPC [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Cadmium	0,7 mg·kg ⁻¹	4,2 mg·kg ⁻¹	6	20	71
Chlordane	2,26 µg·kg ⁻¹	4,79 µg·kg ⁻¹	9	12	17
Chrome	52,3 mg·kg ⁻¹	160 mg·kg ⁻¹	4	15	53
Chrysène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Cuivre	18,7 mg·kg ⁻¹	108 mg·kg ⁻¹	9	22	56
DDT					
DDD [†] (2,2-Bis(p-chlorophényl)-1,1-dichloroéthane; Dichloro diphényl dichloroéthane)	1,22 µg·kg ⁻¹	7,81 µg·kg ⁻¹	4	11	46
DDE [†] (1,1-Dichloro-2,2,bis(p-chlorophényl)-éthène; Diphényl dichloro éthylène)	2,07 µg·kg ⁻¹	374 µg·kg ⁻¹	5	16	50
DDT [†] (2,2-Bis(p-chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane; Dichloro diphényl trichloroéthane)	1,19 µg·kg ⁻¹	4,77 µg·kg ⁻¹	8	5	59
Dibenzo(a,h)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Dieldrine	0,71 µg·kg ⁻¹	4,30 µg·kg ⁻¹	4	13	50
Endrine	2,67 µg·kg ⁻¹ †	62,4 µg·kg ⁻¹ †			
Époxy-heptachlore	0,60 µg·kg ⁻¹ ‡	2,74 µg·kg ⁻¹ §			

Suite.

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

TABLEAUX
SOMMAIRES

Mis à jour en 2002

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Fluoranthène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Fluorène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
HAP [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Hexachlorocyclohexane [Voir Lindane]					
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Acénaphthène	6,71 µg·kg ⁻¹	88,9 µg·kg ⁻¹	8	29	57
Acénaphthylène	5,87 µg·kg ⁻¹	128 µg·kg ⁻¹	7	14	51
Anthracène	46,9 µg·kg ⁻¹	245 µg·kg ⁻¹	9	20	75
Benzo(a)anthracène	74,8 µg·kg ⁻¹	693 µg·kg ⁻¹	9	16	78
Benzo(a)pyrène	88,8 µg·kg ⁻¹	763 µg·kg ⁻¹	8	22	71
Chrysène	108 µg·kg ⁻¹	846 µg·kg ⁻¹	9	19	72
Dibenzo(a,h)anthracène	6,22 µg·kg ⁻¹	135 µg·kg ⁻¹	16	12	65
Fluoranthène	113 µg·kg ⁻¹	1494 µg·kg ⁻¹	10	20	80
Fluorène	21,2 µg·kg ⁻¹	144 µg·kg ⁻¹	12	20	70
2-Méthylnaphtalène	20,2 µg·kg ⁻¹	201 µg·kg ⁻¹	0	23	82
Naphtalène	34,6 µg·kg ⁻¹	391 µg·kg ⁻¹	3	19	71
Phénanthrène	86,7 µg·kg ⁻¹	544 µg·kg ⁻¹	8	23	78
Pyrène	153 µg·kg ⁻¹	1398 µg·kg ⁻¹	7	19	83
Lindane (Hexachlorocyclohexane)	0,32 µg·kg ⁻¹	0,99 µg·kg ⁻¹	3	21	26
Mercure	0,13 mg·kg ⁻¹	0,70 mg·kg ⁻¹	8	24	37
2-Méthylnaphtalène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Naphtalène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Nonylphénol et ses dérivés éthoxyles	1,0 mg·kg ⁻¹ ††, ‡‡				
Phénanthrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Plomb	30,2 mg·kg ⁻¹	112 mg·kg ⁻¹	6	26	58
Pyrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Toxaphène	0,1 µg·kg ⁻¹ #	—**			
Zinc	124 mg·kg ⁻¹	271 mg·kg ⁻¹	4	27	65

* Les RPQS et les CEP présentées ici ont été calculées à l'aide d'une variante de la démarche du NSTP (CCME, 1995).

† Somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

‡ Provisoire; adoption des RPQS pour les sédiments d'eau douce.

§ Provisoire; adoption des CEP pour les sédiments d'eau douce.

Provisoire; 1% COT; adoption des critères de qualité pour une exposition chronique à des sédiments, de 0.01 µg·g⁻¹ COT, établis par le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC, 1994).

**Aucune CEP n'a été calculée.

†† Basées sur l'équivalence toxique des FÉT du NP; suppose 1 % du COT.

‡‡ Valeur provisoire; utilisation de la méthode du partage à l'équilibre.

Mis à jour en 2002

Références

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. [Repris dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg, MB.]

NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation). 1994. Technical guidance for screening contaminated sites. Préparé par la Division of Fish and Wildlife et la Division of Marine Resources. 22 novembre 1993. New York.

Persaud, D., R. Jaagumagi, et A. Hayton. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau. Toronto.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — tableaux sommaires, mis à jour*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

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

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

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

ANNEXE 3

**NORMES ET CRITÈRES INTÉRIMAIRES DE QUALITÉ DES SÉDIMENTS
MARINS POUR IMMERSION EN MER**

(Centre Saint-Laurent, 1993)

**Normes et critères intermédiaires de qualité des sédiments marins
Immersion de matières draguées en mer**

NORMES

<u>SUBSTANCE</u>	<u>TENEUR MAXIMALE</u>	<u>RÉFÉRENCE</u>
Cadmium	0,60 mg/kg	1
Mercure	0,75 mg/kg	1
Hydrocarbures (dérivés du pétrole) -	10,00 mg/kg de substances solubles de n-hexane.	1
Organohalogénés	0,01 partie de la concentration qui s'est révélée toxique pour les organismes marins sensibles.	1
Biphényles polychlorés	0,10 mg/kg	2

CRITÈRES INTÉRMEDIAIRES*

<u>SUBSTANCE</u>	<u>TENEUR DE DÉPISTAGE</u>	<u>TENEUR MAXIMALE</u>	<u>RÉFÉRENCE</u>
Arsenic	7,0 mg/Kg		3
Béryllium			
Chrome	55,0 mg/Kg		3
Cuivre	28,0 mg/Kg		3
Cyanures			
Nickel	35,0 mg/Kg		3
Plomb	42,0 mg/Kg		3
Vanadium			
Zinc	150,0 mg/Kg		3
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)			
HAP totaux	2,5 mg/kg		2
HAP de faible poids moléculaire		6,0 mg/kg	2
HAP de poids moléculaire élevé		50,0 mg/kg	2

Références

- 1- Règlement de 1988 sur l'immersion de déchets en mer
Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Partie VI
- 2- Interim Contaminant Testing Guidelines for Ocean Disposal
Environnement Canada, Conservation et Protection
Région du Pacifique et du Yukon, Février 1990
- 3- Critères intermédiaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent
Environnement Canada, Centre Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement du Québec, Mai 1992.

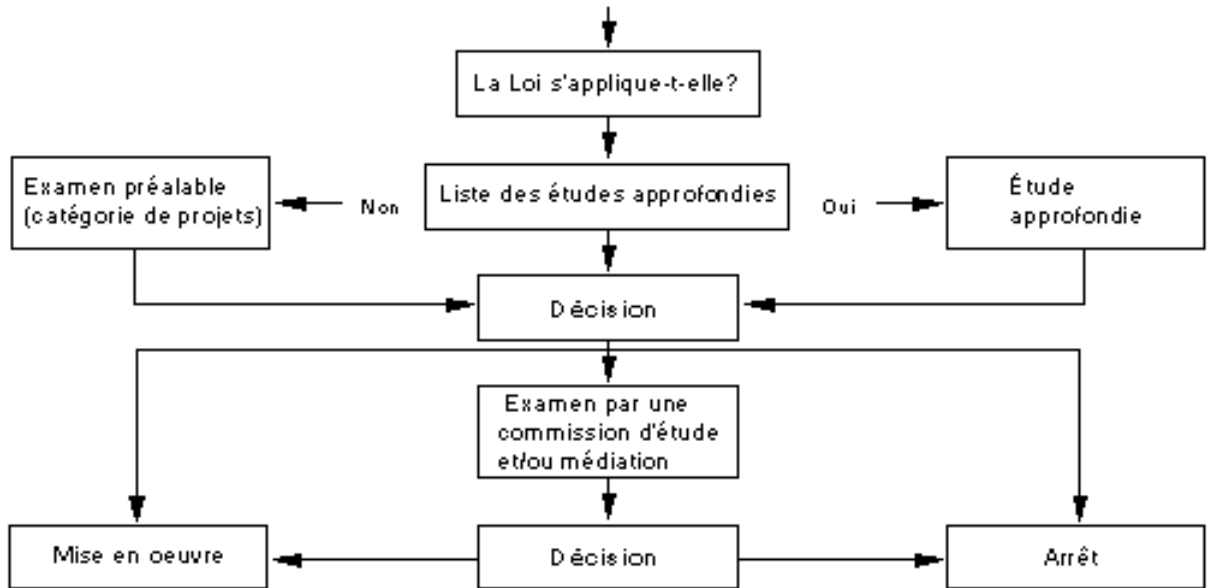
* Les paramètres qui apparaissent dans la référence 3 mais qui ne sont pas cités dans ce tableau sont également considérés lors de l'évaluation des demandes de permis d'immersion en mer.

ANNEXE 4

**PROCESSUS FÉDÉRAL AUX TERMES DE LA *LOI CANADIENNE SUR
L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE***

(Agence canadienne d'évaluation environnementale, 2008)

Processus fédéral aux termes de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*



ANNEXE 5

**LISTE DES COURS D'EAU VISÉS PAR L'ANNEXE A DU *RÈGLEMENT SUR
L'ÉVALUATION ET L'EXAMEN DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT***

(Publications du Québec, 1981)

Les cours d'eau visés dans le paragraphe B du premier alinéa de l'article 2 sont ceux qui font partie des catégories suivantes :

a) le fleuve Saint-Laurent et le golfe du Saint-Laurent (y compris notamment la baie des Chaleurs);

b) une rivière qui est tributaire des cours d'eau visés au paragraphe *a* (la présente catégorie comprend également ou notamment selon le cas, le lac Saint-Jean, la baie Missisquoi et les tributaires de la baie James, du lac Saint-Pierre, du lac Saint-Louis et du lac Saint-François);

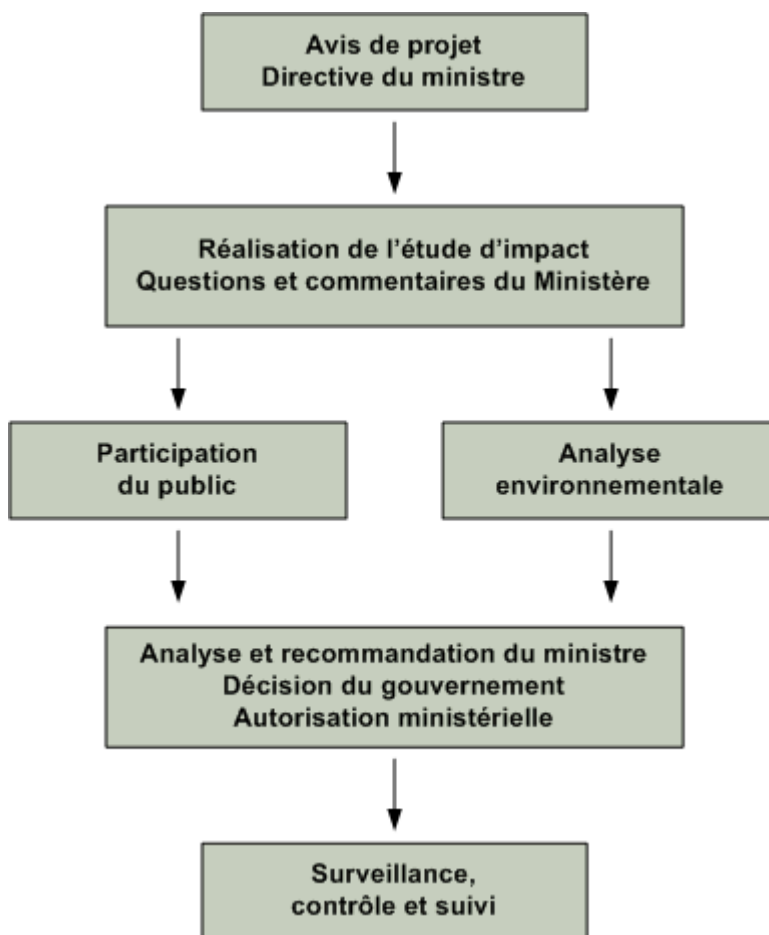
c) une rivière qui est tributaire d'une rivière ou d'une étendue d'eau visée au paragraphe *b* (la présente catégorie comprend les tributaires de la rivière Saint-Jean (province du Nouveau-Brunswick et État du Maine) et du lac Champlain).

ANNEXE 6

PROCÉDURE D'ÉVALUATION ET D'EXAMEN DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT AU QUÉBEC MÉRIDIONAL

(Ministère du Développement durable, Environnement et des Parcs, 2002)

Procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement au Québec méridional



Phase 1

L'initiateur d'un projet avise le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs qu'il a l'intention de réaliser un projet.

Le ministre lui transmet une directive dans laquelle sont précisés les éléments que doit contenir son étude d'impact, notamment : la raison d'être du projet, les variantes du projet, la description du milieu biophysique et humain, les impacts du projet, les mesures d'atténuation envisagées, les mesures d'urgence ainsi que les programmes de surveillance et de suivi.

Phase 2

À partir de la directive, l'initiateur réalise son étude d'impact.

Les spécialistes du Ministère, en collaboration avec ceux des ministères et organismes concernés, vérifient si les exigences de la directive ont été respectées.

À la suite de cette vérification, le Ministère peut adresser à l'initiateur des questions et commentaires afin qu'il apporte des précisions ou des compléments d'information à son étude d'impact avant qu'elle ne soit rendue publique.

Phase 3

Cette phase de la procédure est conduite par le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). Tous les dossiers sont rendus publics pour une période de 45 jours, durant laquelle une personne, un groupe ou une municipalité peut adresser une demande d'audience publique au ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Lors d'une audience publique, la population peut s'informer sur le projet et formuler ses commentaires. Le BAPE fait état de ses constatations et de l'analyse qu'il en a tirée dans un rapport qu'il transmet au ministre. Le mandat confié au BAPE pour tenir l'audience et rédiger son rapport a une durée d'au plus quatre mois. Le ministre rend public le rapport dans les 60 jours suivant sa réception.

Phase 4

Les spécialistes du Ministère, en collaboration avec les autres ministères et organismes concernés, analysent le projet afin de conseiller le ministre sur son acceptabilité environnementale et sur la pertinence de le réaliser ou non, et, le cas échéant, sur ses conditions d'autorisation.

Cette analyse tient compte, notamment, de la raison d'être du projet et des impacts appréhendés sur les milieux biophysique et humain.

Phase 5

À partir du rapport du BAPE (phase 3) et du rapport d'analyse environnementale (phase 4), le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs effectue son analyse et fait une recommandation au gouvernement. Ce dernier rend sa décision par décret : il autorise le projet, avec ou sans modifications et aux conditions qu'il détermine, ou le refuse. Par ailleurs, avant que le projet se réalise, l'initiateur doit soumettre les plans et devis afin d'obtenir un certificat d'autorisation du ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Phase 6

Sous la responsabilité de l'initiateur de projet, la surveillance vise à s'assurer que le projet est réalisé conformément aux autorisations gouvernementale et ministérielle. L'initiateur est également responsable du programme de suivi visant à vérifier la justesse des impacts prévus dans l'étude d'impact, particulièrement là où subsistent des incertitudes, et à évaluer l'efficacité des mesures d'atténuation. Pour sa part, le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs exerce un contrôle pendant toutes les phases du projet (construction, exploitation, fermeture). Lorsque requis, des rapports de surveillance et de suivi sont déposés au Ministère.

ANNEXE 7

**ESTIMATIONS DES ÉMISSIONS EN GAZ À EFFETS DE SERRE DES
ÉQUIPEMENTS**

Émission en GES par équipement

Environnement Canada a établi des coefficients d'émission pour les sources de combustion mobiles du secteur de l'énergie. À partir de ces coefficients et la consommation en carburant des divers équipements, il est possible de déterminer les émissions en dioxyde de carbone (CO₂), en méthane (CH₄) et en oxyde nitreux (N₂O) de ces équipements. Les émissions peuvent également être présentées en tonne équivalent CO₂ en utilisant la formule suivante :

$$\text{Émissions en tonne éq CO}_2 = \text{émission en CO}_2 + \text{émissions en CH}_4 * 21 + \text{émissions en N}_2\text{O} * 310$$

Dans cette étude, les remorqueurs sont assimilés à des navires alimentés au mazout léger, les pelles hydrauliques et les camions-bennes à des véhicules lourds sans système anti-pollution. Les coefficients d'émission correspondants sont les suivants.

Équipement	Coefficient d'émission			Émission GES (t éq. CO ₂ / l)
	CO ₂ (g/l)	CH ₄ (g/l)	N ₂ O (g/l)	
Remorqueurs	2830 ¹	0.3 ²	0.07 ²	2 858
Pelles	2360 ¹	0.49 ²	0.08 ²	2 395
Camions	2360 ¹	0.49 ²	0.08 ²	2 395

¹Jacques, 1992

²SGA, 2000

1) Remorqueurs

Afin d'estimer les émissions de GES liés au transport par remorqueurs, les hypothèses suivantes ont été posées :

- Les distances entre les lieux de chargement et d'immersion varient de 1,5 à 4,8 kilomètres.
La distance moyenne pour une dizaine de sites dragués fréquemment dans le Golfe du Saint-Laurent est de 2,96 kilomètres;
- Chaque voyage de chaland représente deux trajets ;
- La capacité des chalands varie de 35 m³ à 250 m³ selon les projets ;
- La consommation moyenne en carburant des remorqueurs est de 14 l/km.

Volume à gérer	Capacité du chaland	Distance totale	Consommation totale en carburant	Émission GES (t éq. CO ₂)
0 – 2 000 m ³	35 m ³	342 km	4 800 litres	13,6
2 000 – 10 000 m ³	35 m ³	1 710 km	24 000 litres	68
	250 m ³	240 km	3 400 litres	10
> 10 000 m ³	250 m ³	> 240 km	> 3 400 litres	> 10

2) Pelles hydrauliques

Afin d'estimer les émissions de GES liés au déchargement et chargement par des pelles hydrauliques, les hypothèses suivantes ont été posées :

- La consommation moyenne d'une pelle hydraulique est de 57 litres par heure
- La pelle hydraulique charge ou décharge 200 m³ de sédiments par heure
- Une opération de déchargement des chalands et une opération de chargement des camions lors du transfert vers le site de mise en dépôt sont considérées.

Volume à gérer	Capacité d'opération	Temps d'opération	Conso. totale en carburant	Émission GES (t éq. CO ₂)
0 – 2 000 m ³	200 m ³ /h	2*10 h	1 140 l	2,7
2 000 – 10 000 m ³		2*50 h	5 700 l	13,6
> 10 000 m ³		> 100 h	> 5 700 l	13,6

3) Camion-benne

Afin d'estimer les émissions de GES liés au transport des sédiments par des camions, les hypothèses suivantes ont été posées :

- Les camions ont une capacité de 10 m³;
- La consommation moyenne des camions est de 0,74 litre par kilomètre;
- On suppose que les émissions sont identiques que le camion soit chargé ou vide.

Volume à gérer	Émission GES par camion/km (kg éq. CO ₂)	Nb de trajets	Émission GES par km (t éq. CO ₂)
0 – 2 000 m ³	1,8	400	0,7
2 000 – 10 000 m ³		2 000	3,6
> 10 000 m ³		> 2 000	3,6

Références

Jaques, A. (1992), *Estimations des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990*, Protection de l'environnement, Conservation et protection, Environnement Canada, décembre, EPS 5/AP/4.

SGA (2000), *Emission Factors and Uncertainties for CH₄ & N₂O from Fuel Combustion*, rapport non publié préparé pour la Division des gaz à effet de serre d'Environnement Canada par SGA Energy Limited, août.

ANNEXE 8

COTATIONS ET NIVEAUX D'IMPACT DES DEUX MODES DE GESTION

Tableau récapitulatif des cotations, des niveaux d'impacts partiels et des niveaux d'impacts globaux pour le rejet en eau libre (1/2)

Scénario	0 - 2 000 m ³ - Bonne qualité								0 - 2 000 m ³ - Faible contamination								0 - 2 000 m ³ - Forte contamination								2 000 - 10 000 m ³ - Bonne qualité									
	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel		
Impacts du transport																																		
Environnement sonore	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	5%
Qualité de l'air	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	5%
Activités récréo-touristiques	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	5%
Navigation	Moy.	2	C	1	L	2	4	13%	Moy.	2	C	1	L	2	4	11%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Fort	3	C	1	L	2	6	14%
Impacts du rejet en eau libre																																		
Bathymétrie	Faible	1	L	3	P	1	3	9%	Faible	1	L	3	P	1	3	9%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	L	3	P	1	3	7%
Hydrologie et hydrodynamique	Faible	1	L	3	P	1	3	9%	Faible	1	L	3	P	1	3	9%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	L	3	P	1	3	7%
Qualité de l'eau	Moy.	2	C	1	P	1	2	6%	Moy.	2	C	1	P	1	2	6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Fort	3	C	1	L	2	6	14%
Qualité des sédiments	Faible	1	L	3	P	1	3	9%	Moy.	2	L	3	P	1	6	17%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	L	3	P	1	3	7%
Végétation aquatique	Nulle	0	C	1	L	2	0	0%	Nulle	0	C	1	L	2	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Nulle	0	C	1	L	2	0	0%
Faune benthique	Moy.	2	L	3	P	1	6	19%	Moy.	2	L	3	P	1	6	17%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Fort	3	L	3	P	1	9	20%
Faune ichthyenne	Faible	1	L	3	P	1	3	9%	Faible	1	L	3	P	1	3	9%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	L	3	L	2	6	14%
Faune avienne	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	Faible	1	C	1	L	2	2	6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	5%
Total							32/432								35/432								0/432								44/432			
Niveau d'impact global							7%								8%								0%								10%			

Durée : C = Courte / M = Moyenne / L = Longue
 Étendue : P = Ponctuelle / L = Locale / R = Régionale

Tableau récapitulatif des cotations, des niveaux d'impacts partiels et des niveaux d'impacts globaux pour le rejet en eau libre (2/2)

Scénario	2 000 - 10 000 m ³ - Faible contamination								2 000 - 10 000 m ³ - Forte contamination								> 10 000 m ³ - Bonne qualité								> 10 000 m ³ - Faible contamination								> 10 000 m ³ - Forte contamination															
	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel								
Impacts du transport																																																
Environnement sonore	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-
Qualité de l'air	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Activités récréo-touristiques	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Navigation	Fort	3	C	1	L	2	6	13%	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy.	2	C	1	L	2	4	7%	Moy.	2	C	1	L	2	4	7%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Impacts du rejet en eau libre																																																
Bathymétrie	Faible	1	L	3	P	1	3	6%	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	L	3	P	1	3	6%	Faible	1	L	3	P	1	3	5%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Hydrologie et hydrodynamique	Faible	1	L	3	P	1	3	6%	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	L	3	P	1	3	6%	Faible	1	L	3	P	1	3	5%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Qualité de l'eau	Fort	3	C	1	L	2	6	13%	-	-	-	-	-	-	-	-	Fort	3	C	1	L	2	6	11%	Fort	3	C	1	L	2	6	11%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Qualité des sédiments	Moy.	2	L	3	P	1	6	13%	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy.	2	L	3	P	1	6	11%	Fort	3	L	3	P	1	9	16%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Végétation aquatique	Nulle	0	C	1	L	2	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	Nulle	0	C	1	L	2	0	0%	Nulle	0	C	1	L	2	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Faune benthique	Fort	3	L	3	P	1	9	19%	-	-	-	-	-	-	-	-	Tfort	4	L	3	P	1	12	22%	Tfort	4	L	3	P	1	12	21%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Faune ichtyenne	Faible	1	L	3	L	2	6	13%	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy.	2	L	3	L	2	12	22%	Moy.	2	L	3	L	2	12	21%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Faune avienne	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	Faible	1	C	1	L	2	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Total							47/432								0/432								54/432								57/432								0/432									
Niveau d'impact global							11%								0%								13%								13%								0%									

Durée : C = Courte / M = Moyenne / L = Longue
 Étendue : P = Ponctuelle / L = Locale / R = Régionale

Tableau récapitulatif des cotations, des niveaux d'impacts partiels et des niveaux d'impacts globaux pour la mise en dépôt terrestre (1/2)

Scénario	0 - 2 000 m ³ - Bonne qualité								0 - 2 000 m ³ - Faible contamination								0 - 2 000 m ³ - Forte contamination								2 000 - 10 000 m ³ - Bonne qualité							
	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel
Impacts du transport des sédiments																																
Qualité de l'eau	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%
Environnement sonore	Moy.	2	C	1	R	3	6	5%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	5%
Qualité de l'air	Faible	1	C	1	R	3	3	3%	Faible	1	C	1	R	3	3	4%	Faible	1	C	1	R	3	3	4%	Moy.	2	C	1	R	3	6	5%
Activités récréo-touristiques	Faible	1	C	1	L	2	2	2%	Faible	1	C	1	L	2	2	3%	Faible	1	C	1	L	2	2	3%	Faible	1	C	1	L	2	2	2%
Trafic routier	Faible	1	C	1	R	3	3	3%	Faible	1	C	1	R	3	3	4%	Faible	1	C	1	R	3	3	4%	Moy.	2	C	1	R	3	6	5%
Navigation	Fort	3	C	1	L	2	6	5%	Fort	3	C	1	L	2	6	8%	Fort	3	C	1	L	2	6	8%	Fort	3	C	1	L	2	6	5%
Puits et les prises d'eau	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%
Impacts de l'assèchement des sédiments																																
Qualité des sols	Faible	1	L	3	L	2	6	5%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	L	2	6	5%
Qualité des eaux	Faible	1	L	3	R	3	9	8%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%	Faible	1	L	3	R	3	9	7%
Faune	Fort	3	L	3	P	1	9	8%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%
Flore	Fort	3	L	3	P	1	9	8%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%
Puits et les prises d'eau	Fort	3	L	3	L	2	18	15%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Fort	3	L	3	L	2	18	14%
Impacts de la mise en dépôt des sédiments																																
Qualité des sols	Faible	1	L	3	P	1	3	3%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	2%
Qualité des eaux	Faible	1	L	3	R	3	9	8%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%	Faible	1	L	3	R	3	9	7%
Faune	Fort	3	L	3	P	1	9	8%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%
Flore	Fort	3	L	3	P	1	9	8%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%
Puits et les prises d'eau	Fort	3	L	3	L	2	18	15%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%	Fort	3	L	3	L	2	18	14%
Occupation du territoire	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Moy.	2	L	3	R	3	18	24%	Moy.	2	L	3	R	3	18	23%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%
Total							119/648								74/648								77/648								125/648	
Niveau d'impact global							18%								11%								12%								19%	

Durée : C = Courte / M = Moyenne / L = Longue
 Étendue : P = Ponctuelle / L = Locale / R = Régionale

Tableau récapitulatif des cotations, des niveaux d'impacts partiels et des niveaux d'impacts globaux pour la mise en dépôt terrestre (2/2)

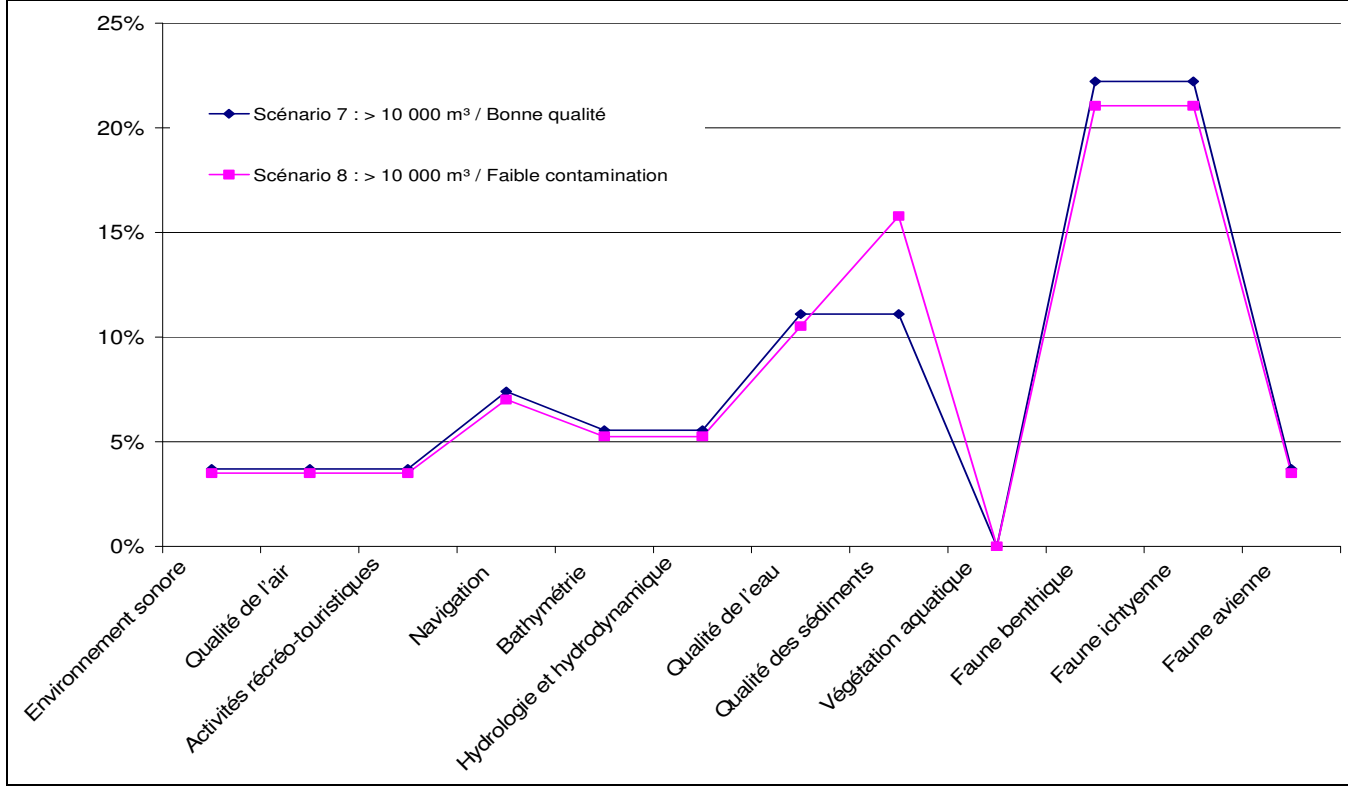
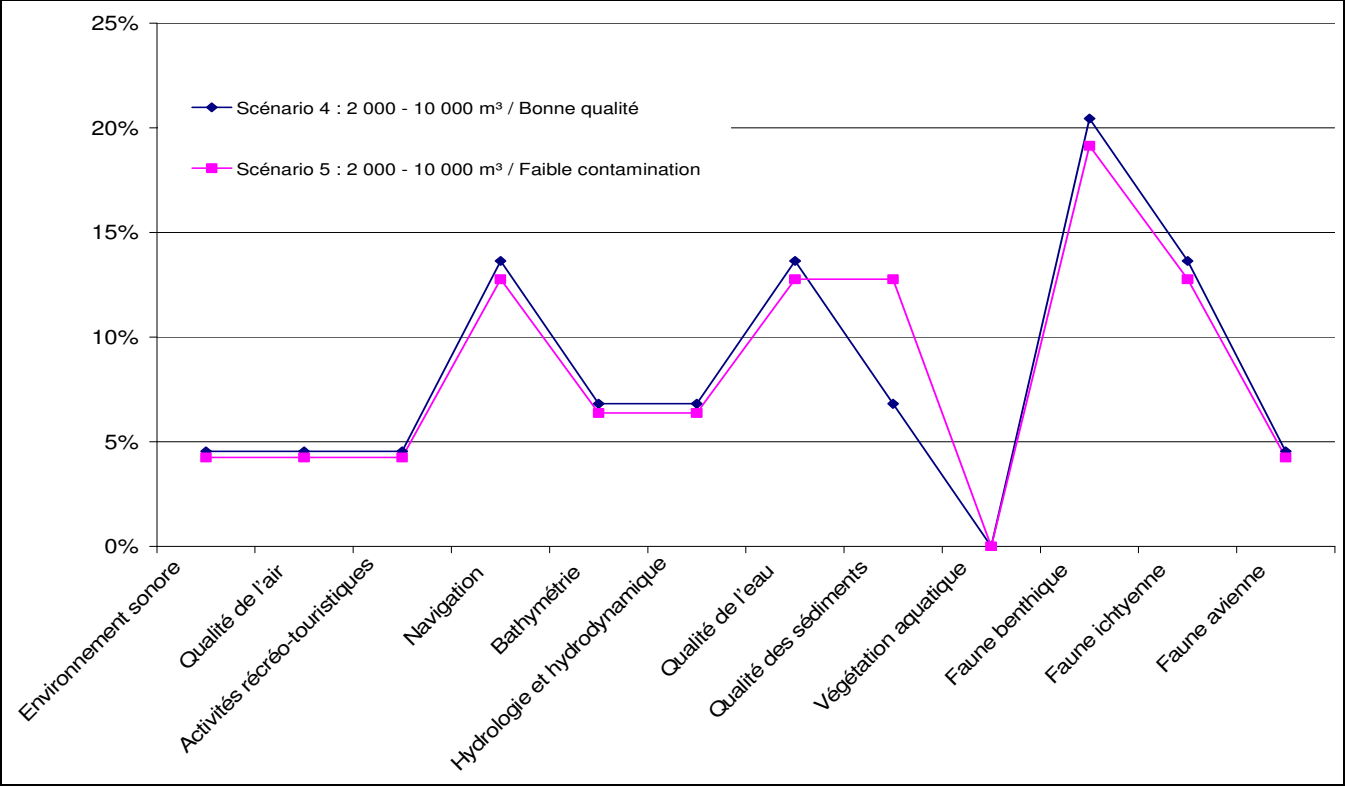
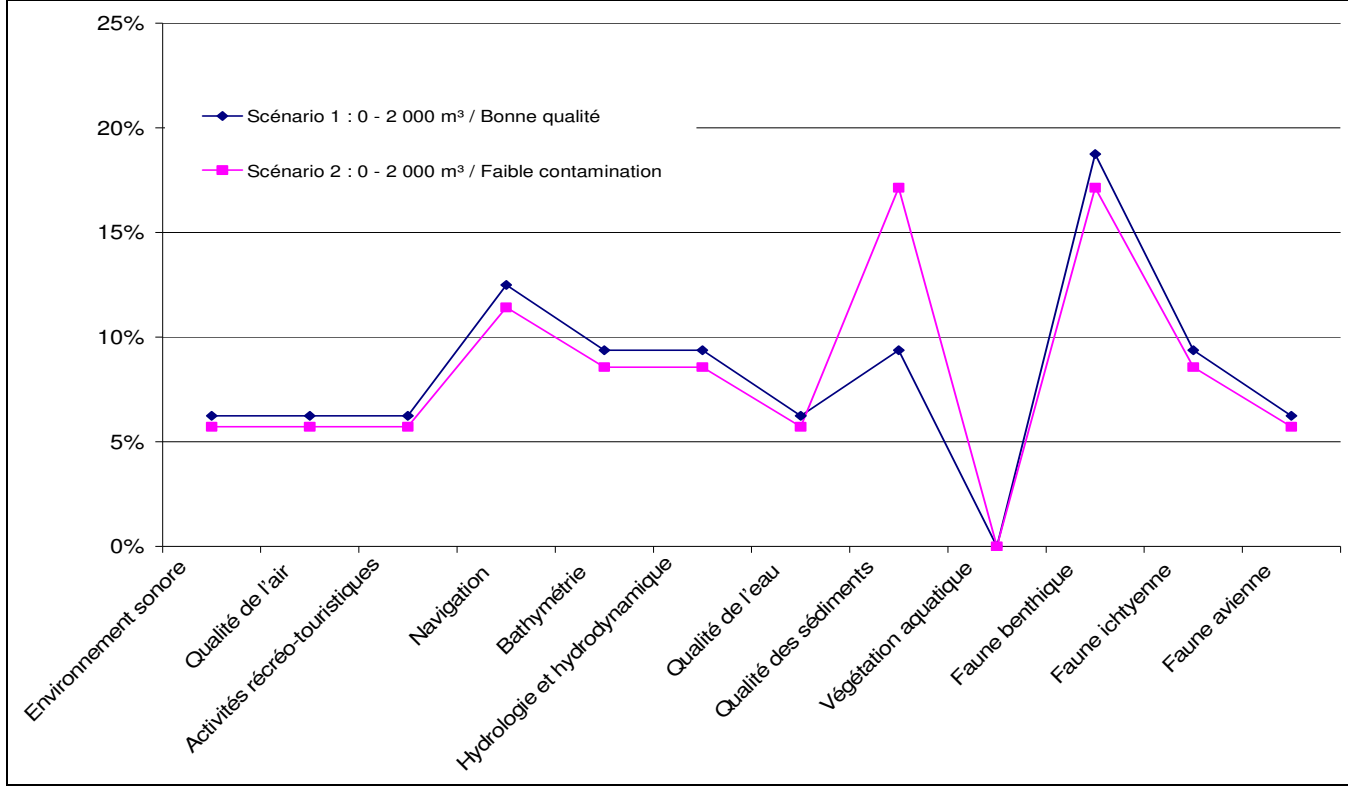
Scénario	2 000 - 10 000 m ³ - Faible contamination								2 000 - 10 000 m ³ - Forte contamination								> 10 000 m ³ - Bonne qualité								> 10 000 m ³ - Faible contamination								> 10 000 m ³ - Forte contamination																							
	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel	Intensité	Cotation	Durée	Cotation	Étendue	Cotation	Note	Niveau d'impact partiel																
Impacts du transport des sédiments																																																								
Qualité de l'eau	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%
Environnement sonore	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	5%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%
Qualité de l'air	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	5%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%								
Activités récréo-touristiques	Faible	1	C	1	L	2	2	3%	Faible	1	C	1	L	2	2	3%	Faible	1	C	1	L	2	2	2%	Faible	1	C	1	L	2	2	3%	Faible	1	C	1	L	2	2	3%	Faible	1	C	1	L	2	2	3%								
Trafic routier	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	5%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%	Moy.	2	C	1	R	3	6	8%																
Navigation	Fort	3	C	1	L	2	6	8%	Fort	3	C	1	L	2	6	8%	Moy.	2	C	1	L	2	4	3%	Moy.	2	C	1	L	2	4	5%	Moy.	2	C	1	L	2	4	5%																
Puits et les prises d'eau	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%																
Impacts de l'assèchement des sédiments																																																								
Qualité des sols	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	L	2	6	5%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%																
Qualité des eaux	Faible	1	L	3	R	3	9	11%	Faible	1	L	3	R	3	9	11%	Faible	1	L	3	R	3	9	7%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%																
Faune	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%																
Flore	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%																
Puits et les prises d'eau	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Fort	3	L	3	L	2	18	15%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%																
Impacts de la mise en dépôt des sédiments																																																								
Qualité des sols	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	2%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%	Faible	1	L	3	P	1	3	4%																
Qualité des eaux	Faible	1	L	3	R	3	9	11%	Faible	1	L	3	R	3	9	11%	Faible	1	L	3	R	3	9	7%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%	Faible	1	L	3	R	3	9	12%																
Faune	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%																
Flore	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Fort	3	L	3	P	1	9	7%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%																
Puits et les prises d'eau	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Fort	3	L	3	L	2	18	15%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%	Faible	1	L	3	L	2	6	8%																
Occupation du territoire	Moy.	2	L	3	R	3	18	23%	Moy.	2	L	3	R	3	18	23%	Nulle	0	C	1	P	1	0	0%	Moy.	2	L	3	R	3	18	23%	Moy.	2	L	3	R	3	18	23%																
Total								80/648								80/648								123/648								78/648								78/648																
Niveau d'impact global								12%								12%								19%								12%								12%																

Durée : C = Courte / M = Moyenne / L = Longue
 Étendue : P = Ponctuelle / L = Locale / R = Régionale

ANNEXE 9

REPRÉSENTATION DES NIVEAUX D'IMPACT PARTIELS POUR CHAQUE SCÉNARIO DES DEUX MODES DE GESTION

Courbes des niveaux d'impacts partiels par scénarios pour le rejet en eau libre



Courbes des niveaux d'impacts partiels par scénarios pour la mise en dépôt terrestre

