



NOTE

DESTINATAIRE : Monsieur Jean Sylvain, Chargé de projet
D.É.E. des projets industriels et en milieu hydrique

DATE : Le 8 décembre 1998

OBJET : **Demande d'expertise sur la caractérisation des
sédiments des zones portuaires de Mont-Louis et
de Sandy Beach en Gaspésie.**

Cette note présente nos commentaires sur les rapports de caractérisation des sédiments préparés par Beak International inc. et intitulés respectivement :

- *Caractérisation des sédiments au sud de l'infrastructure portuaire de Mont-Louis, Rapport d'analyse et d'interprétation*
- *Caractérisation des sédiments en périphérie du quai commercial de Sandy Beach, Rapport d'analyse et d'interprétation.*

Ces deux rapports présentent les résultats d'une étude visant à évaluer la qualité des sédiments contaminés par les activités industrielles qui ont eu cours dans le secteur des baies situées de part et d'autre des deux quais. Ces quais ont servi la majeure portion du temps à transborder des concentrés de cuivre et différents produits pétroliers. Ces études ont été réalisées dans le contexte de la cession des ports publics de Transports Canada.

Globalement, ces rapports présentent les résultats de caractérisation qui ont pour but de circonscrire le degré et l'étendue de la contamination dans la zone

.....2

du quai la plus utilisée pour le transbordement des concentrés de cuivre et des produits pétroliers. Pour déterminer cette contamination, il y a une discussion sur la qualité chimique des sédiments à partir de l'utilisation du Seuil d'effets mineurs (SEM) et du Seuil d'effets néfastes (SEN) retrouvés dans les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* (Environnement Canada et MENVIQ, 1992). De plus, pour évaluer le potentiel toxique des sédiments, l'approche TRIAD est utilisée pour les échantillons du quai de Sandy Beach. Cependant, devant le peu d'échantillons et de résultats pour la caractérisation à la proximité du quai du Mont-Louis, cette approche n'a pu être utilisée. Les résultats sont plutôt analysés qualitativement.

Les lignes suivantes précisent nos commentaires pour chacun des deux rapports.

Partie sud du quai du Mont-Louis

Résumé de l'étude

La caractérisation de l'étendue de la zone contaminée de la structure portuaire du Mont-Louis a été réalisée du 4 au 8 novembre 1997 sur une superficie d'environ 20 000 m² au sud du quai. Les stations échantillonnées sont distribuées sur des distances du quai de 5, 10, 30, 50 et 100 mètres à raison de trois à quatre stations par distance, chacune espacée d'environ 20 à 60 m.

La caractérisation physico-chimique porte sur 19 échantillons, alors que la caractérisation de la faune benthique porte sur 3 échantillons (y compris le site de référence) et celles sur la toxicité des sédiments sur quatre échantillons (y compris le site de référence). L'extraction séquentielle ainsi que le dosage des sulfures volatils en milieu acide (AVS) et les métaux divalents extraits simultanément (Simultaneous extracted metals) ont été réalisés sur les mêmes quatre stations servant aux caractérisations toxicologique et benthique.

Au niveau des résultats physico-chimiques, la station de référence présente une granulométrie non comparable aux autres stations et seule la concentration en nickel excède le SEM. Pour les autres stations, 9 stations ont de 1 à 3 paramètres qui excède le SEN et tous ont de 1 à 3 paramètres excédant le SEM. Les paramètres problématiques sont le cuivre, l'arsenic et le nickel. De manière générale, les concentrations les plus élevées se retrouvent en surface et les teneurs en cuivre sont parfois jusqu'à cent fois plus élevées que le SEN. Ainsi, même en ne considérant que le cuivre extractible (10% du cuivre total selon la méthode d'extraction séquentielle), ce paramètre excède encore le SEN sur plusieurs stations. Le rapport SEM-AVS pour les quatre stations est inférieur à 1 pour 2 de celles-ci, ce qui indiquerait l'absence de toxicité aiguë pour celles-ci.

Au niveau des résultats sur la communauté benthique, les indices de diversité et de régularité démontrent un milieu perturbé. Le bioessai sur l'amphipode marin *Eohaustarius estuarius* démontre un pourcentage de mortalité variant de 24 à 39%. Pour sa part, la station de référence montre une mortalité de 90%. L'essai de fécondation de l'oursin de mer *Lytechinus pictus* montre une diminution variant de 85 à 100%. La plus forte diminution est observée pour la station de référence. Les relations entre la chimie et le benthos, la chimie et la toxicité ainsi que le benthos et la toxicité ne démontrent aucune tendance pour les deux ou trois échantillons disponibles.

À partir de l'analyse de ces résultats, les auteurs de l'étude concluent que les dépassements du SEN ne se traduisent pas par des effets sévères sur l'environnement.

Commentaires

Il semble plutôt impossible de donner une valeur déterminante pour une prise de décision à l'atteinte d'une telle conclusion à partir du prélèvement de trois échantillons sur une superficie d'environ 20 000 m². En effet, les sédiments d'un milieu marin sont dynamiques et il est reconnu que de grandes variations temporelles et spatiales amenées autant par des phénomènes physiques que biologiques existent. Dans un tel contexte, un nombre aussi restreint d'échantillons prélevés sur une seule année et pour une seule saison rend peu significative la conclusion de l'étude. Au mieux, l'échantillonnage et les analyses effectuées auraient pu servir comme indicateurs pour déterminer si une analyse environnementale plus poussée était nécessaire. Les auteurs bâtissent une conclusion qui va bien au-delà de ce que leur échantillonnage et les résultats de l'étude le permettent.

De plus, comme discuté ci-dessous, on remarquera qu'il y a certaines difficultés associées à l'interprétation des résultats des caractérisations effectuées. Une des premières difficultés résulte du choix du site de référence. De même, l'échantillonnage et les analyses des paramètres biotiques et toxicologiques sont limités et l'interprétation des résultats n'est pas optimisée. Et finalement, on utilise des critères de qualité des sédiments sans l'interprétation préconisée dans le document présentant ces critères. Or, pour faire une telle modification de cette interprétation, il aurait été nécessaire de la justifier et de présenter les arguments scientifiques soutenant un tel écart.

D'abord, le choix du site de référence ne semble pas très adéquat. Théoriquement, un site de référence doit être le plus similaire possible aux autres sites pour lesquels une comparaison est souhaitée. Or, il n'est pas très évident que les sites de référence choisis atteignent vraiment cet objectif, du moins la

démonstration n'en est pas faite. De plus, la granulométrie du site de référence est tout à fait différente.

Par ailleurs, dans un contexte de contamination, ce site doit être le reflet le plus exact possible du portrait du milieu avant la contamination. Or, devant la faible représentativité du site de référence du quai du Mont-Louis, les auteurs utilisent les résultats des sites de référence de Gaspé (Sandy Beach) pour comparer. Une telle utilisation aurait demandé une démonstration qu'un site aussi éloigné géographiquement pouvait avoir une valeur de comparaison. L'étude ne permet pas de croire à cette comparabilité. De plus, comme il sera discuté sous le chapitre Sandy Beach, ces sites de référence démontrent des concentrations en cuivre, nickel et arsenic, soit supérieures au SEN, soit situées entre le SEN et SEM. Ils ne sont donc pas un portrait d'un milieu non perturbé selon ces critères (concentrations inférieures aux SSE). Un examen adéquat des sources locales présentes et passées de contamination aurait probablement dû être fait et mieux présenté.

Le rapport présente une discussion sur la qualité chimique des sédiments à partir de l'utilisation du Seuil d'effets néfastes (SEN) basé sur les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* (Environnement Canada et MENVIQ, 1992). Il en conclut qu'à partir du SEN les sédiments analysés sont de piètre qualité. Dans le document d'Environnement Canada et du MENVIQ (1992), il est en effet mentionné que lorsque la concentration d'une seule substance excède le SEN, des effets sévères sont anticipés sur les organismes benthiques et une évaluation environnementale plus poussée doit être entreprise. Cette évaluation devrait être accompagnée d'une analyse de risques afin de fixer le seuil inférieur de restauration. Cependant, avant d'établir ce seuil, les paramètres suivants doivent être caractérisés : les teneurs de fond locales, la qualité des sédiments des secteurs adjacents au site à restaurer, les effets réels sur l'environnement, les risques pour la santé ou la sécurité humaine, les conditions hydrodynamiques, la faisabilité technique du projet et ses impacts socio-économiques. Or, comme mentionné en résumé, dans la majorité des stations situées à une distance égale ou inférieure à 50 m du quai, ces concentrations sont amplement excédées et cela, pour un, deux et parfois trois paramètres.

Les auteurs utilisent les résultats des tests de toxicité sur trois échantillons et de la caractérisation de la communauté benthique sur deux échantillons en les comparant aux sites de référence de Sandy Beach pour démontrer que les concentrations de contaminants préoccupants mesurés sont probablement peu biodisponibles et ne semblent pas causer d'effets sévères sur l'environnement. Par contre, il n'est pas très approprié d'arriver à une telle conclusion avec aussi peu de renseignements. En outre, ils sont loin de respecter l'esprit du document qu'ils utilisent pour déterminer la piètre qualité des sédiments analysés et qui demande une analyse environnementale plus poussée. À vrai dire, comme on le verra ci-

après, l'ensemble des résultats semblent plutôt démontrer que, nonobstant les problèmes méthodologiques (site de référence non représentatif, nombre restreint d'échantillons dans l'espace et dans le temps, etc.), il semble y avoir une problématique de contamination qui demanderait une caractérisation plus poussée.

De plus, l'étude porte uniquement sur la problématique du cuivre (ou des métaux). Or, comme certains produits pétroliers étaient transbordés à ce quai (selon présentation Y. Lavergne, ATW, 1998), la problématique des hydrocarbures pétroliers aurait du faire partie de l'évaluation. Le choix des paramètres à analyser aurait eu intérêt à être justifié en fonction de l'historique de la contamination.

Les concentrations retrouvées dans un sédiment ne sont pas nécessairement un bon indicateur du niveau d'effets toxiques de ceux-ci. En effet, des concentrations similaires de contaminants dans des sédiments peuvent avoir des effets toxicologiques très variables. La composition du sédiment en termes de liants organiques, d'oxydes ou de sulfides peuvent influencer la biodisponibilité des contaminants. L'utilisation du rapport SEM/AVS est une de ces méthodologies qui peut être utilisée pour tenter de refléter cette réalité. Cette méthodologie présente tout de même certaines limites. La première limite de l'utilisation du rapport SEM/AVS est sa signification pour prédire la toxicité d'un sédiment.

En effet, bien que l'utilisation du rapport SEM/AVS pour prédire l'absence de toxicité aiguë due à la présence des cinq métaux (Cd, Cu, Pb, Ni, Zn) dans les sédiments ait été supportée par l'expérimentation¹, ceci n'est pas le cas pour la toxicité chronique ou pour des phénomènes de bioaccumulation. D'ailleurs, la limite de 1 pour différencier entre la catégorie toxique et non toxique est basée sur une expérimentation limitée avec des tests de toxicité à très court terme et il est mentionné dans ce rapport de l'EPA que l'absence d'effets pour un rapport SEM/AVS inférieur à l'unité reste encore à démontrer.

En outre, le potentiel à long terme des sédiments pour lier ces cinq métaux dépend de plusieurs autres facteurs. Ainsi, les variations saisonnières dans les conditions chimiques, physiques ou biologiques de l'interface eau-sédiment peuvent modifier considérablement le portrait du rapport SEM/AVS. La présence de d'autres liants (carbone organique, carbonates, oxydes, etc.) peut aussi influencer la biodisponibilité des métaux. De même, des variations spatiales sur une très petite échelle peuvent également contribuer à modifier le rapport SEM/AVS. Par exemple, Brumbaugh et al. (1994; cité dans EPA, 1995, *op cit*) rapportent que le rapport SEM/AVS pris de stations distancées de 10 m peut varier de plus de 100 fois. Le même constat a été fait pour la variation du rapport SEM/AVS en fonction

¹ EPA, 1995, *An SAB Report : Review of the Agency's approach for developing sediment criteria for five metals*. EPA-SAB-EPEC-95-020.

de la profondeur du prélèvement des sédiments, le gradient AVS étant très prononcé dans les premiers 0 à 2 cm des sédiments.

De plus, le rapport SEM/AVS n'a été utilisé que pour prédire l'absence de toxicité pour les cinq métaux mentionnés. Si le rapport est inférieur à 1, il peut tout de même y avoir toxicité due à d'autres contaminants (autres métaux, composés organiques). De plus, ce rapport ne peut prédire des phénomènes additifs, synergiques, etc. Des études récentes (Hare, comm.pers. à L.Martel) ont démontré que pour certains contaminants et pour certains organismes, la diète constitue une partie importante de la prise corporelle du contaminant. Le rapport SEM/AVS ne permet pas de tenir compte de cela puisqu'on ne sait comment le passage des sédiments dans le système digestif influence l'équilibre métal/sulfides.

Finalement, à ces facteurs s'ajoutent ceux associés aux problèmes à l'échantillonnage et à l'analyse (perte d'AVS due à la collecte, la manutention, la conservation, etc.). Malgré tout cela, si la station de référence est exclue, il y a tout de même une station sur les trois échantillonnées qui a un rapport SEM/AVS supérieur à l'unité. Ainsi, dans une approche conservatrice et avec un échantillonnage aussi restreint pour la superficie à examiner, les auteurs auraient dû être un peu plus pondérés et estimer qu'il y a une possibilité d'une problématique de toxicité aiguë près de ce quai.

Des extractions séquentielles ont été effectuées de manière à évaluer la proportion de cuivre extraite afin de renseigner sur le degré potentiel de biodisponibilité. Quatre-vingt-dix pour cent du cuivre est extrait par les procédures d'extraction dites dures et sept pour cent par les solvants plus doux ($MgCl_2$, NaOAc, $NH_2OH-HCl$). Or, même après application de ce dernier facteur, les concentrations de cuivre pour les stations à proximité du quai (en surface et dans le premier 10 m) sont encore supérieures au SEN.

Bien entendu, comme dans le cas du rapport SEM/AVS, la signification de cette approche est très variable et elle est influencée par divers phénomènes naturels complexes déterminés par une multitude de facteurs chimiques, physiques et biologiques. À cela s'ajoutent les difficultés associées à l'échantillonnage et à l'analyse. Le comportement des organismes et la contribution importante de la diète dans l'exposition totale de l'organisme peuvent accroître grandement l'exposition, ce que ne peut tenir compte ce type d'évaluation et donc constituer une sous-estimation de l'impact réel d'une contamination. Pour réduire cette incertitude, il y aurait nécessité d'ajouter une évaluation des phénomènes de bioaccumulation des contaminants.

Les essais de toxicité présentent un grand intérêt pour tenter d'avoir une image de la disponibilité des contaminants et de leurs effets additifs et synergiques

sur les organismes vivant dans un milieu contaminé. Cependant, les essais utilisés dans cette étude ne présentent qu'un portrait partiel de ce potentiel toxique, puisque seulement deux tests de toxicité aiguë sont utilisés. Or, ce type de tests ne peut indiquer le potentiel de toxicité à long terme ou illustrer des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification.

C'est pourquoi, de plus en plus, les approches utilisées pour caractériser la sévérité d'un phénomène de contamination préconisent l'utilisation de plusieurs tests de toxicité, jumelée à d'autres analyses telles que la caractérisation chimique, le dosage dans les tissus des organismes trouvés sur place, la mesure des communautés biologiques sur place, l'utilisation d'espèces indicatrices, etc. Ainsi, dans l'approche utilisée par Environnement Canada pour l'immersion en mer des sédiments de dragage (présentation D. St-Laurent, ATW, 1998), en plus de la caractérisation chimique et la comparaison à des critères de qualité, quatre essais de toxicité marins sont demandés dont un essai de bioaccumulation. La même approche est actuellement utilisée par plusieurs états américains.

Par ailleurs, les auteurs déterminent que la toxicité résultant des deux essais est de faible à modéré en la comparant aux résultats de toxicité des sites de référence du quai de Sandy Beach. Or, comme discuté, le choix des sites de référence semble inadéquat pour permettre une telle comparaison. Cependant, à titre comparatif, s'il y avait usage des critères de succès/échec préconisés par Environnement Canada pour l'immersion des sédiments de dragage (comm. pers. D. St-Laurent, EC), les résultats de ces tests seraient jugés toxiques (une baisse de la fécondation supérieure à 25% et un taux de mortalité supérieur à 20%). Dans son « *National sediment quality survey* », l'Agence américaine de protection de l'environnement utilise ce même niveau de critère pour déterminer s'il y a démonstration de toxicité.

La mesure de la structure de la communauté benthique est potentiellement indicatrice des effets à long terme de la contamination. Bien que l'étude semble démontrer des indices biotiques représentatifs de milieu perturbé, en comparant ces résultats avec les stations de référence, les auteurs arrivent à la conclusion qu'il n'y a pas de relation entre la contamination et ces indices. Malheureusement, l'étude ne permet pas d'apprécier réellement comment la structure de la communauté benthique a pu être modifiée par la contamination des environs du quai : d'abord, parce qu'il n'y a qu'un nombre restreint d'échantillons; ensuite, à cause du problème de représentativité des sites de référence; finalement, parce qu'il n'y pas un examen et une comparaison réelle de cette structure de la communauté avec ce qui aurait dû se retrouver dans un tel milieu par rapport aux espèces plus tolérantes associées à des milieux perturbés. Bien que ce dernier aspect soit souvent difficile, une recherche et une discussion plus poussées auraient peut-être permis d'avoir une

meilleure appréciation de la transformation de la communauté benthique en fonction d'un milieu similaire sans perturbation chimique.

En conclusion, les commentaires précédents démontrent que les sédiments analysés sont, comme le mentionnent les auteurs, de piètre qualité. Cependant, les caractérisations toxicologiques et des communautés benthiques n'ont pas été faites avec la rigueur voulue pour démontrer que les dépassements du SEN ne se traduisent pas par des effets néfastes sévères. Le nombre d'échantillons est trop limité. Les sites de référence ne semblent avoir aucune valeur comparative. Certains contaminants semblent avoir été oubliés dans la discussion. Et finalement, tout concourt à démontrer qu'une analyse environnementale plus poussée avec une discussion mieux étayée en fonction des teneurs de fond et des risques pour l'environnement et les usagers de cette portion du fleuve serait nécessaire.

Quai de Sandy Beach, Gaspé

Résumé de l'étude

La caractérisation de l'étendue de la zone contaminée de la structure portuaire de Sandy Beach a été réalisée du 10 au 21 novembre 1997 sur une superficie d'environ 58 000 m² au nord et 13 000 m² au sud du quai. Les stations échantillonnées sont distribuées sur des distances du quai de 5, 20, 30, 50, 75, 150 et 200 mètres à raison de 3 à 5 stations par distance, chacune espacée d'environ 20 à 100 m.

Les caractérisations chimique et granulométrique portent sur 46 stations, alors que la caractérisation de la faune benthique et celle sur la toxicité des sédiments portent sur 10 stations (y compris les deux sites de référence). L'extraction séquentielle ainsi que le dosage des sulfures volatils en milieu acide (AVS) et les métaux divalents extraits simultanément (Simultaneous extracted metals) ont été réalisés sur 6 des stations servant aux caractérisations toxicologique et benthique.

Au niveau des résultats chimiques, une station de référence présente une concentration de cuivre qui excède le SEN et les concentrations du nickel et de l'arsenic excèdent le SEM. L'autre station de référence excède le SEM pour les paramètres cuivre et nickel. Pour les autres stations, elles ont toutes au moins une concentration de métal qui excède le SEM et 30 stations ont de 1 à 5 concentrations de métal qui excèdent le SEN. De plus, même en ne considérant que le métal extractible (selon la méthode d'extraction séquentielle), plusieurs stations ont des concentrations pour un ou plusieurs métaux qui excèdent le SEN ou qui se situent entre le SEN et SEM. Le rapport SEM-AVS est supérieur à 1 pour 2 des 6 stations.

Les paramètres organiques (HAP et BPC) excèdent aussi, pour plusieurs composés et à plusieurs stations, le SEN ou ils se situent entre le SEN et le SEM, y compris pour une des stations de référence.

Au niveau des résultats sur la communauté benthique, les indices de diversité et de régularité démontrent un milieu perturbé pour toutes les stations. Le bioessai sur l'amphipode marin *Eohaustarius estuarius* démontre un pourcentage de mortalité variant de 24 à 36%. Les stations de référence montrent le même niveau de réponse. L'essai de fécondation de l'oursin de mer *Lytechinus pictus* montre une diminution variant de 65% à plus de 90% et cela pour toutes les stations incluant les 2 stations de référence. Une seule station a démontré de la génotoxicité (en présence d'activation métabolique) à l'essai SOS Chromotest^{MC}.

L'approche TRIAD n'a montré aucune relation statistiquement significative pour les axes chimie et benthos, chimie et toxicité ainsi que benthos et toxicité. Aucune relation significative n'a été trouvée entre les concentrations de cuivre et la toxicité mesurée ainsi qu'avec la communauté benthique.

À partir de l'analyse de ces résultats, les auteurs de l'étude concluent que la qualité chimique des sédiments présents autour de l'infrastructure portuaire de Sandy Beach ne semble pas causer d'effets sévères sur l'environnement.

Commentaires

Les commentaires mentionnés pour la caractérisation de la contamination du quai de Mont-Louis s'applique également dans cette étude. Même si le nombre d'échantillons pour la caractérisation toxicologique et pour la caractérisation de la communauté benthique a été accru, la superficie échantillonnée a également été augmentée. De plus, comme mentionné précédemment, il n'est pas évident que les sites de référence choisis illustrent bien un milieu similaire non contaminé au milieu environnant le quai. Or, c'est surtout ce dernier point qui laisse perplexe, puisque c'est en comparant avec ces sites de référence qu'il est déterminé s'il y a ou non toxicité du sédiment et s'il y a ou non modification des communautés benthiques.

Par ailleurs, les études de « validation » de l'approche TRIAD ont démontré qu'en général, cette approche est peu sensible. En effet, la mise en évidence de relations entre les composantes de l'approche à savoir la concentration des contaminants dans les sédiments, la réponse des tests de toxicité et les changements de la structure des communautés benthiques est en général beaucoup plus probable lorsque les concentrations en contaminants sont extrêmement élevées

et/ou les changements de structure de la communauté sont extrêmes². Ainsi, le fait de ne pas trouver de relation entre ces trois composantes ne démontrent pas hors de tout doute que la qualité chimique des sédiments ne cause pas d'effets sévères.

Après tout, à la lumière des résultats, les tests de toxicité démontrent de la toxicité (si on se base sur les critères des « *Interim sediment quality guidelines* » d'Environnement Canada) et les indices de diversité et de régularité, issus de la caractérisation des communautés benthiques, démontrent la présence d'un milieu perturbé. La seule chose qui peut être dite c'est que les analyses effectuées ne permettent pas de faire une relation entre ces réponses et le niveau de contamination mesuré. Cependant, est-ce que l'échantillonnage effectué, la sensibilité des tests de toxicité, les paramètres chimiques mesurés permettaient de mettre en lumière une telle relation statistique? On se base après tout que sur une dizaine d'échantillons prélevés dans une semaine. Il s'agit donc que d'une vue ponctuelle d'un phénomène dynamique. Or, les résultats de caractérisation chimique (plusieurs dépassements du SEN), toxicologique (toxicité possible) et des communautés benthiques (indices démontrant un milieu perturbé) indiquent tout de même une certaine problématique de contamination. L'étude nous porte à croire que la valeur comparative des sites de référence est très faible et ne peut donc annuler les effets mesurés dans ces caractérisations.

Finalemnt, comme mentionné précédemment, les essais de toxicité utilisés dans cette étude ne présente qu'un portrait partiel du potentiel toxique des sédiments, puisque seulement deux tests de toxicité aiguë sont utilisés. Or, ce type de tests ne peut indiquer le potentiel de toxicité à long terme ou illustrer des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification.

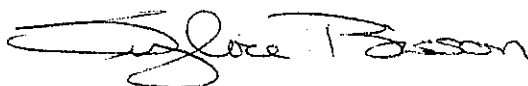
Par ailleurs, selon le document d'Environnement Canada et du MENVIQ (1992), lorsqu'un des paramètres pour les sédiments analysés se retrouvent supérieur au SEN (classe 4), une évaluation environnementale plus poussée devrait être entreprise et devrait être accompagnée d'une analyse de risques afin de fixer le seuil inférieur de restauration. Cependant, avant d'établir ce seuil, les paramètres suivants doivent être caractérisés : les teneurs de fond locales, la qualité des sédiments des secteurs adjacents au site à restaurer, les effets réels sur l'environnement, les risques pour la santé ou la sécurité humaine, les conditions hydrodynamiques, la faisabilité technique du projet et ses impacts socio-économiques.

² Luoma, S.N. 1993. *Understanding the toxicity of contaminants in sediments : beyond the bioassay-based paradigm* - Environ. Toxicol. Chem (12) 793-796

Dickson, K.L., W.T. Waller, J.H. Kennedy and L.P. Ammam. 1992. *Assessing the relationship between ambient toxicity and instream biological response* - Environ. Toxicol. Chem (11) 1307-1317

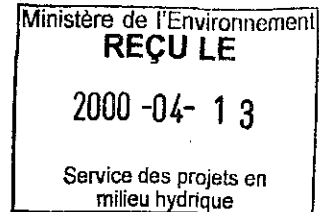
Chapman, P.M., R.N. Dester and E.R. Long. 1987. *Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (The Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay* - Mar. Ecol. Prog. Ser. (37) 75-96

Ainsi, comme plusieurs stations autant au nord qu'au sud du quai se retrouvent dans cette situation, il y a lieu de croire qu'une évaluation environnementale plus poussée avec un examen plus approfondi sur les caractéristiques d'avant contamination (teneurs de fond pour les sites de référence, communautés benthiques supposées, etc.) et des effets réels serait justifiée. Cette évaluation devrait être faite à la lumière des usages prévus pour ce secteur et les secteurs environnants.



Sylvie Bisson
Division Écotoxicologie et évaluation
Services Études

c.c. MM. Louis Martel, Division Écotoxicologie et évaluation
Marc Sinotte, Direction des écosystèmes aquatiques



NOTE

DESTINATAIRE : Monsieur Jean Sylvain
Direction des évaluations environnementales

EXPÉDITEUR : Monsieur Marc Sinotte

DATE : Le 10 avril 2000

OBJET : Commentaires sur le document « Caractérisation des sédiments en périphérie du quai commercial de Sandy Beach » ainsi que sur celui de Mont-Louis

Comme demandé, vous trouverez les commentaires sur le sujet en rubrique selon l'ordre abordé dans le document. Une remarque générale s'impose toutefois au préalable à savoir que le document manque de précision pour savoir ce qui a véritablement été fait tant lors des échantillonnages que lors de l'analyse des échantillons et des résultats de cette étude.

P 2, 2.1 On précise que la campagne d'échantillonnage a eue lieu du 10 au 21 novembre 1997, cependant on ne retrouve pas les dates où les analyses ont eues lieu. On ne peut savoir si les délais d'analyse sont acceptables. Par exemple, on peut, en consultant l'annexe savoir que des analyses de la 1^{re} série datait du 16/01/98, et que la 2^e série datait du 10/03/98, les tests d'échinides le 12/12/98, et les analyses de AVS « corrigées » le 13/04/98.

P. 2, 2.1.1 On localise les stations d'échantillonnage sans en donner la profondeur.

P. 4-5, 2.1.2 Certains échantillons ont été pris à l'aide de carottage, d'autres à l'aide de bennes; la benne a beaucoup plus de chance de perturber les divers horizons du sédiment et de laisser échapper des particules fines. Le fait de placer les échantillons prélevés dans des sacs sans oxygène pour une période assez longue pourrait entraîner la réduction des sulfates en sulfures qui seraient alors disponibles pour former des précipités insolubles de différents métaux lors de l'entreposage ce qui réduirait faussement la toxicité des sédiments.

On peut également questionner la représentativité des échantillons de 100 gr pour les extraits organiques et l'extraction séquentielle et de 50 gr pour AVS-SEM, en effet la variabilité spatiale de surface et de profondeur appréhendée pour les sédiments contaminés mérite que la représentativité des sous-échantillons soit bien vérifiée. Seulement 6 stations sur un potentiel de 46 ont été échantillonnées et le

Direction du suivi de l'état de l'environnement
Service des avis et des expertises

Édifice Marie-Guyart, 7^e étage
675, boulevard René-Lévesque Est, boîte 22
Québec (Québec) G1R 5V7

Téléphone : (418) 521-3820, poste 4773
Télécopieur : (418) 646-8483
Internet : <http://www.menv.gouv.qc.ca>
Courriel : marc.sinotte@menv.gouv.qc.ca

pourcentage maximal que peut représenter 100 gr et 50 gr est de 3 % et 1.5 % respectivement.

Enfin, pour l'extraction séquentielle le rapport du BEST (numéro 29) spécifie que ces analyses devraient être effectuées le plus rapidement possible et que, selon D. Laliberté (communication personnelle) les sédiments ne devraient pas être congelés. Les analyses semblent avoir été faites le 09/02/98 soit 3 mois après le prélèvement.

- P. 5, 2.2 La stratégie d'analyse qui prévoyait n'analyser que les portions plus profondes des carottes, lorsque le SEM était dépassé, prend pour acquis que les couches plus profondes ne peuvent être plus contaminées que la couche supérieure. Cette prétention n'est nulle part justifiée, de plus on voit sur les cartes marines que deux quais en ruines semblent avoir existés dans le passé à proximité du quai actuel et qu'aucun échantillonnage semble n'avoir été prévu à cet effet.

De plus, le mercure semble avoir disparu en totalité de la deuxième série d'analyse.

- P. 10 L'indice de Shannon-Wiever est un indice peu sensible, il ne serait en mesure que de détecter des différences énormes entre les diverses communautés de stations analysées.

- P. 11 Les auteurs prétendent que la variation intrasite est faible lors de l'échantillonnage parce que l'abondance relative des espèces les plus abondantes ne semble pas affectée. Puisque les espèces les plus abondantes sont celles qui peuvent résister aux conditions de la station celles-ci ne peuvent nous renseigner sur les espèces sensibles et la variation intrasite des espèces sensibles est celle qui a de l'importance pour juger de la qualité de l'échantillonnage. De plus pour évaluer la variation intrasite il est généralement recommandé de prélever 5 échantillons par site et non 2 comme ici.

- P. 13 On remarque que seulement 9 échantillons sur une possibilité de 46 ont été analysés pour la toxicité.

- P. 13, 29 Dans le cas de la survie des amphipodes marins on constate que les résultats sont très peu discriminants. Voici quelques raisons pouvant expliquer ce fait. Selon le protocole de Env.-Can. SPE 1/RM/35 1998, l'essai devrait débuter dans les 2 semaines suivant le prélèvement, de préférence moins d'une semaine après celui-ci. Dans ce cas-ci, il y a eu un délai d'au moins 4 semaines.

Le laboratoire n'a pas fourni de diagramme de contrôle pouvant prouver qu'il maîtrise bien la réalisation de ce test. De plus les auteurs disent évaluer qualitativement la variabilité des tests. Cependant lorsque l'on regarde les données du test avec le toxique de référence (i.e. Cd), on remarque le coefficient de variation (C.V.) $\cong 25\%$. On recommande de préférence 20 % et moins dans le protocole, et la CL₅₀-96h. trouvée par les auteurs de 1.37 mg/l se trouve à l'extérieur des limites de tolérance connues (IC à 95 %) de 2,0 à 14,3 cité dans le même protocole.

Les auteurs concluent que les résultats des tests de toxicité avec les amphipodes sont sensiblement les mêmes et se servent d'une augmentation de 20 % de la

mortalité par rapport à la mortalité des deux stations de références pour considérer le sédiment toxique. Cependant ils omettent de mentionner que ces tests sont des tests aigus et que de plus les caractéristiques granulométriques des stations de références sont très différentes des stations contaminées. Une différence de la proportion de particules fines de 78 % en moyenne dans les deux sédiments de références VS 28 % pour les stations contaminées est nettement significative et très préoccupante car on sait, d'après le protocole, que le taux de survie diminue en fonction de l'augmentation du taux de matières fines. Donc cet état de fait diminue de toute évidence la survie dans les stations de références qui devraient normalement être identiques aux stations contaminées pour toutes les caractéristiques sauf les contaminants d'intérêt. L'analyse est donc biaisée vers la non-différence entre les stations. Ce qui est recommandé par le protocole dans une situation comme celle-ci est d'utiliser les résultats des témoins comme comparaison aux stations contaminées. Toutes les stations contaminées ressortent donc nettement affectées (i.e. plus de 30 % de mortalité par rapport au témoin d'environ 1 % de mortalité) contrairement à ce que laisse entendre le rapport.

P. 13, 30, 31 Pour la fécondation des échinidés, on remarque également que les résultats sont très peu discriminants, en effet la figure 6, à la page 31, donne des résultats très toxiques par rapport aux témoins même pour les stations de références. Voici de nouveaux quelques raisons pouvant expliquer cette absence de différence. Tout comme pour les amphipodes les deux stations de références n'ont pas les mêmes caractéristiques générales que les stations contaminées ce qui discrédite toutes comparaisons valables. Dans le protocole SPE1/RM/27 il est recommandé que l'essai d'échantillons d'élutriats doit commencer dans les 3 jours après leur préparation (extraction), qui elle devait se faire préférablement dans la première semaine suivant le prélèvement. On a ici une seule date correspondant à environ 4 semaines (12 décembre 1997). Il y a peu de détail, y compris dans l'annexe, pour vérifier la conduite exacte de ce test, cependant le diagramme de contrôle nous montre que le test du 12 décembre avec un toxique de référence (i.e. Cu SO_4) était passablement élevé (i.e. 283 $\mu\text{g/l}$) alors que celui du 11 février était de 153 $\mu\text{g/l}$. On remarque donc une forte variabilité de la même espèce avec le même toxique dans un délai de 2 mois. Les limites historiques de contrôle vont de 14 à 400 $\mu\text{g/l}$ ce qui représente une plage de 28X ce qui témoigne d'une très grande variabilité non contrôlable.

De plus dans les tests sur les élutriats de sédiments contaminés par rapport aux stations de références le manque de sensibilité pourrait être causé par le très grand rapport spermatozoïdes/oeufs qui est reconnu comme facteur réduisant la sensibilité. En effet les auteurs utilisent un rapport de 20000:1 alors que des rapports de 200:1 à 2500:1 sont généralement recommandés. Le protocole donne un exemple où on obtenait une sensibilité 2,3 fois moins sensible, ce qui pourrait expliquer que l'on ne discerne pas l'effet des toxiques aux stations contaminées par rapport aux non contaminées.

De plus le protocole spécifie que l'élutriat ne serait par très approprié pour l'étude de la fécondation des œufs d'échinidés, ce qui laisse à tout le moins songeur. La conclusion des auteurs à savoir que la toxicité correspond au bruit de fond naturel est donc fortement remise en question. Si on exclut les stations de références qui ont des caractéristiques intrinsèques différentes, alors les stations contaminées sont toutes beaucoup plus toxiques que les témoins.

- P. 21, 22 Les auteurs utilisent les rapports SEM-AVS pour prédire la toxicité potentielle des métaux. Cependant ils n'ont fait que 6 prélèvements et aucun réplicat. Pourtant on sait que cette mesure est très sensible aux variations de profondeur dans le sédiment tout comme à la saisonnalité du prélèvement. En effet, la présence de sulfures est plus forte à l'automne à cause de la décomposition de la matière organique, mais la disparition de cette dernière peut remettre en solution des substances qui auraient été insolubilisées par la présence de sulfure. Il faut donc être très critique au regard de cette mesure d'autant plus sa très grande variabilité et le petit échantillon (50 gr) pris pour la mesurer. De plus, l'annexe nous informe que les mesures d'AVS ont été « corrigées » par un facteur de 32X sans aucune explication.
- P. 17, 20 Les extractions séquentielles effectuées par les auteurs permettent de retirer la fraction échangeable, les carbonates et les oxydes de Fe-Mn, mais la fraction liée à la matière organique n'est pas analysée et puisque cette matière peut se dégrader selon les conditions physico-chimiques du milieu incluant le rayonnement ultraviolet, il est important de quantifier cette fraction.
- P. 14, 15, 31, 32 Les tests de génotoxicité (SOS chromotest) seront peu commentés car leur interprétation reste délicate. En effet, les tests effectués avec des toxiques de références organiques (i.e. 4NQO et 2AA) se situent hors des plages établies par le laboratoire d'Env.-Can. pour le contrôle de qualité. De plus on ne connaît pas la sensibilité ni la spécificité de telles analyses ce qui réduit l'interprétation que l'on peut en faire, particulièrement au regard des toxiques qui nous intéressent le plus c'est à dire les métaux. Ici encore la représentativité des échantillons (i.e. 100 gr) et l'absence d'information permettent de suspecter une variation intrasite substantielle.
- P. 15, 23, 24, 25 L'approche en triade proposée par les auteurs repose sur « l'utilisation concurrentielle des données de chimie, de toxicité et de faune benthique ». C'est donc dire que ces trois composantes doivent concorder pour qu'on incrimine les substances toxiques. Comme nous l'avons vu précédemment la composante couvrant la toxicité est totalement invalidée par les biais qui l'entachent, l'approche triade s'en trouve donc également invalidée. De plus, l'abondance totale des individus est utilisée dans la composante faune benthique, ce qui n'est généralement pas représentatif de la pollution car il arrive souvent que des espèces résistantes à la pollution soient très abondantes en partie parce qu'elles sont les seules à pouvoir survivre et qu'elles n'ont pas de compétition d'autres espèces. L'utilisation des espèces sensibles est probablement mieux en mesure de discriminer les stations.

La composante faune benthique est également sujette à une très forte variation, ainsi 2 coups de benne au même endroit génère un nombre de taxons (S) 2X, 1-7X, 1.5X et 1.5X supérieurs, respectivement aux échantillons A et B des stations D8, B3, A7 et E1. Le nombre total (N_t) peut également être très différent, 3.9 X à la station B3. Cela laisse songeur quant à la représentativité de ces échantillonnages en tout premier lieu. À titre d'exemple dans le cas de substrats artificiels, technique plus standardisée, 8 réplicats sont souvent insuffisants au MENV pour avoir une bonne reproductibilité des données de benthos. Les stations de références étant de

plus très différentes en granulométries des autres stations, la composante faune benthique n'est donc pas utilisable, ceci rend également caduque l'approche de la triade.

- P. 45 Les auteurs disent qu'il n'y a pas de relations significatives aux figures 14 et 15 pourtant la seule relation significativement différente de zéro indique un lien entre la baisse de la diversité et l'augmentation de la concentration de cuivre dans le sédiment !
- P. 48 La conclusion des auteurs est à l'effet que les contaminants ne semblent pas causer d'effets sévères sur l'environnement. Ils se basent sur le fait que la triade n'a rien révélé de significatif ce qui va de soit compte tenu que les deux composantes nécessaires sont très variables et invalidées par les stations de référence inadéquates. S'ils avaient utilisé les témoins plutôt que ces stations inadéquates ils auraient vus une forte différence pour la toxicité.

Cette étude ne justifie aucunement la prétention que les substances toxiques n'ont pas d'effet sur l'environnement et qu'elles peuvent donc être laissées en place pour le bénéfice des générations futures.

De plus, selon l'annexe C les volumes en jeu ne sont pas très importants, c'est-à-dire environ 30 000 m³ ce qui ne rend pas infaisable la réhabilitation de cette zone.

Mont-Louis

Tous les commentaires précédents s'appliquent également au cas de Mont-Louis où le nombre d'échantillonnage est encore inférieur à celui de Gaspé c'est-à-dire 4 stations pour la toxicité et le benthos ! Là encore l'unique station de références est totalement différente des autres stations. La consultation de l'annexe nous montre une granulométrie extrêmement différente (e.g. 6 % de particules fines par rapport à 52 % aux autres !). Toute comparaison à la station de référence est donc peu pertinente et la comparaison au témoin montre qu'il y a présence de toxicité.

Enfin, la totalité des sédiments à restaurer de Mont-Louis est d'environ 7 000 m³ ce qui ne nécessiterait pas un projet d'envergure.

Veuillez agréer, Monsieur, l'expression de nos salutations les meilleures.

MS/lm



c. c. MM. Guy Demers, DSEE
Yves Grimard, DSEE



Le 8 août 2002

Monsieur Guido Lavoie
Société de la faune et
des parcs du Québec
Direction de l'aménagement de la faune
Région Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine
124, 1re Avenue Ouest
C.P. 550
Sainte-Anne-des-Monts (Québec) G0E 2G0

**Objet : Demande d'avis sur le document : « Évaluation du risque à l'environnement et à la santé humaine associé aux sédiments contaminés en cuivre - Quai de Gaspé »
(3212-30-20)**

Monsieur,

Dans un effort de définition d'un projet qui serait éventuellement assujéti à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement, nous vous faisons parvenir une copie du document cité en rubrique.

Nous sollicitons votre collaboration afin que vous fassiez l'examen de ce document en ce qui concerne le fond, les méthodes et leur utilisation, sur les sujets qui relèvent de votre champ de compétence.

Vos commentaires devront nous être parvenus par écrit avant le 6 septembre 2002. Pour toute information additionnelle, vous pouvez joindre M. Jean Sylvain, de notre service, au numéro de téléphone (418) 521-3933, poste 4656.

Je vous prie d'agréer, Monsieur, l'expression de mes sentiments les meilleurs.

Le chef du service des projets
en milieu hydrique,

Gilles Brunet

p.j.

Monsieur Dario Lemelin
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries
et de l'Alimentation
Groupe d'analyse et de coordination des
pêches et de l'aquiculture commerciales
200-A, chemin Ste-Foy, 1er étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Madame Denyse Gouin
Ministère de l'Environnement
Centre d'expertise en analyse
environnementale du Québec
1665, boul. Wilfrid-Hamel, Édifice 2,
local 1,03, bte 45
Québec (Québec) G1N 3Y7

Monsieur Guido Lavoie
Société de la faune et
des parcs du Québec
Direction de l'aménagement de la faune
Région Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine
124, 1re Avenue Ouest
C.P. 550
Sainte-Anne-des-Monts (Québec) G0E 2G0

Monsieur Yves Grimard
Ministère de l'Environnement
Service des avis et des expertises
Édifice Marie-Guyart, 7e étage, bte 22
675, boulevard René-Lévesque Est
Québec (Québec) G1R 5V7

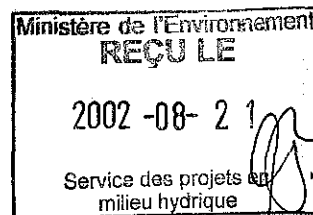
Monsieur Pierre Gilbert
Ministère de l'Environnement
Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine
124, 1re Avenue Ouest
C.P. 550
Sainte-Anne-des-Monts (Québec) G0E 2G0

4 envois par DICOM !

Le 16 août 2002

Monsieur Gilles Brunet
Ministère de l'Environnement du Québec
Service des projets en milieu hydrique
Édifice Marie-Guyart, 6^e étage, boîte 83
675, boulevard René-Lévesque Est
Québec (Québec) G1R 5V7

N/Réf.: 9018.15



Objet : Demande d'avis sur le document: « Évaluation du risque à l'environnement et à la santé humaine associé aux sédiments contaminés en cuivre – quai de Gaspé » (3212-30-20)

Monsieur,

Nous avons pris connaissance du document cité en titre et voici les principaux commentaires liés à notre champ de compétence.

D'abord, le chapitre 2 concernant la description générale du site nous apparaît complète et conforme à l'utilisation faunique du secteur. Toutefois, à la section 2.3.4 (faune avienne) il y aurait lieu de préciser la présence d'habitats fauniques possédant un statut légal de protection en regard de la loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Vous trouverez en annexe une carte localisant les aires de concentration d'oiseaux aquatiques (ACOA) ainsi que les colonies d'oiseaux.

Sur le plan des méthodes d'échantillonnage et de prélèvement (chapitre 3.2), il nous apparaît évident que des techniques sophistiquées et très spécialisées ont été utilisées pour déterminer les niveaux de contamination et les niveaux de risques associés aux concentrations répertoriées. Plusieurs mesures ont également été employées pour préserver l'intégrité des échantillons. Cependant, plusieurs détails reliés au plan d'échantillonnage ont attiré notre attention.

Premièrement, tout le programme d'échantillonnage a été réalisé entre le 18 septembre 2001 et le 18 octobre 2001. Cette situation amène inévitablement un biais dans les résultats obtenus. Les réponses en terme de densité et de diversité de la communauté benthique, par exemple, auraient possiblement été différentes si l'échantillonnage avait couvert une période plus vaste.

...2

Deuxièmement, plusieurs analyses statistiques sont basées sur des échantillons de faibles effectifs. C'est le cas pour l'analyse de la teneur en métaux et en HAP dans l'hépatopancréas des homards où cinq individus seulement proviennent de la zone exposée et quatre de la zone de référence. De plus, l'analyse de bioaccumulation n'a pu être effectuée chez les poissons en raison d'un nombre insuffisant de capture. Enfin, à la section 7.2 (page 136) on indique que les concentrations moyennes de cuivre trouvées entre les moules des différentes zones n'est pas significative en raison de la variabilité interindividuelle et du manque de puissance (faible effectif). La question qui se pose est: Est-ce que les résultats obtenus reflètent suffisamment bien la réalité ?

En ce qui concerne l'évaluation de la bioaccumulation du cuivre par les moules de culture exposées *in situ*, on fait mention, en page 37, que les moules ont été placées sur les sites le 18 octobre et retirées le 29 novembre pour une période d'exposition de 42 jours. Est-ce que cette période d'exposition est suffisamment longue pour le but de l'étude compte tenu de la période et du stade de développement des moules utilisées ? Dans les études similaires, quel temps d'exposition est généralement utilisé pour des biotests de ce genre ?

En page 64, on précise que l'hépatopancréas est un organe reconnu pour la bioaccumulation de métaux. Dans le même souffle, on informe qu'il y a eu des problèmes de conservation de ces organes et qu'ils se sont liquéfiés. Par ailleurs, à la section 3.6.3.2 (page 68) on suppose que cette liquéfaction des échantillons n'a pas modifié leur qualité quant à leur contenu en métaux ou en HAP. Comment peut-on en être assuré ?

Finalement, la discussion générale et la conclusion du document sont plutôt rassurantes en ce qui a trait aux risques pour l'environnement en général. C'est peut être vrai si les sédiments restent en place et s'ils ne sont pas manipulés. Mais le document reste muet sur les mesures de mitigation à prendre si des projets de dragage, par exemple, devenaient nécessaires pour assurer l'utilisation du havre.

Espérant ces quelques commentaires à votre convenance, recevez, Monsieur, mes meilleures salutations.

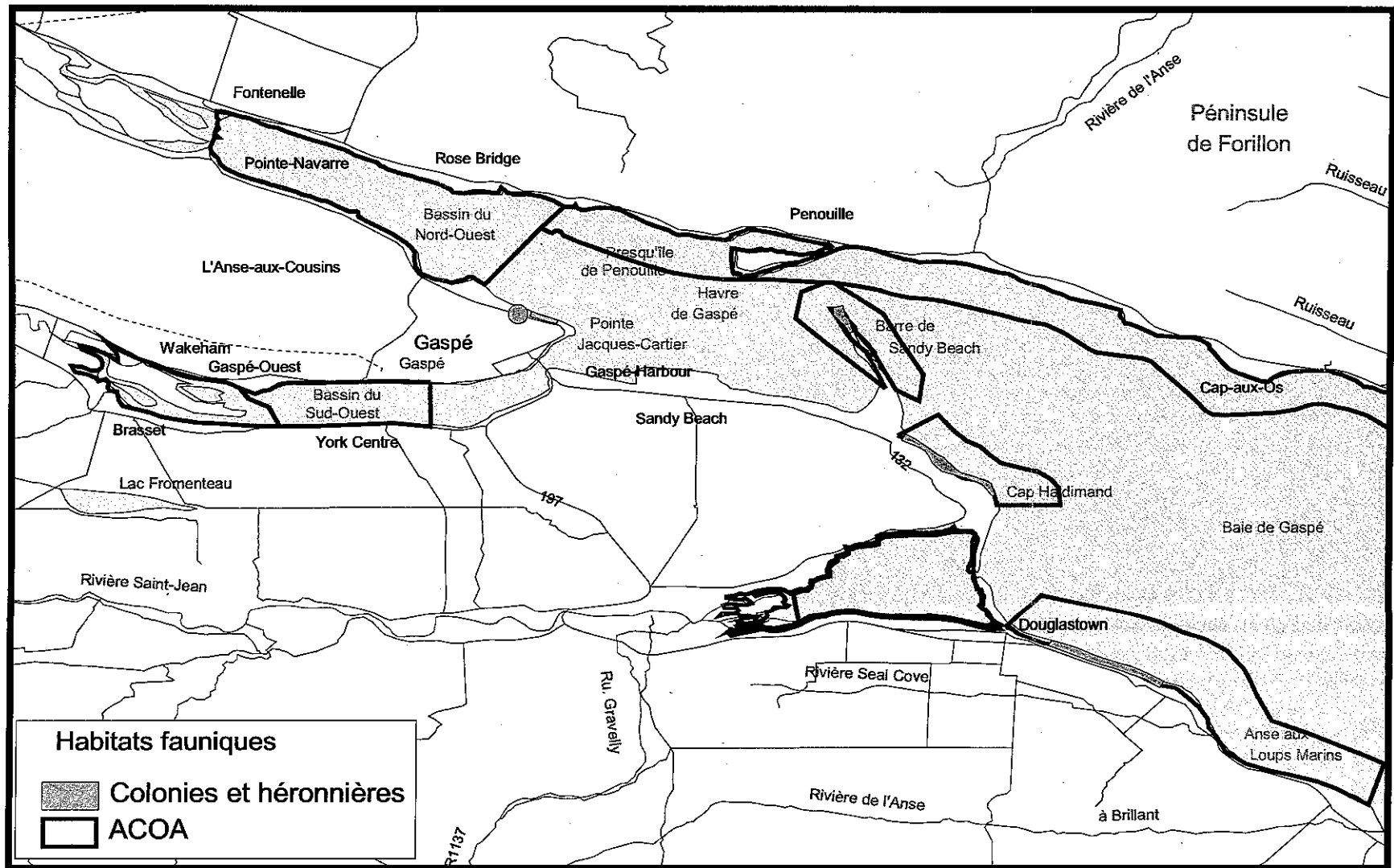


Claudel Pelletier
Biologiste

c.c. Guido Lavoie, Directeur du service de l'aménagement – Sainte-Anne-des-Monts
Stan Georges Direction de l'aménagement de la faune – Gaspé

p.j. carte des habitats fauniques

Habitats fauniques: Baie de Gaspé



AVIS

**Évaluation du risque à l'environnement
et à la santé humaine associé aux sédiments
contaminés en cuivre – Quai de Gaspé**

Client : Direction des analyses et des politiques

Préparé par

**Francis Coulombe
Biologiste**

**Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
Direction générale des pêches et de l'aquiculture commerciales
Direction de l'innovation et des technologies**

**Centre technologique des produits aquatiques
96, montée de Sandy Beach, # 205
Gaspé (Québec)
G4X 2V6**

Le 23 septembre 2002

1. INTRODUCTION

L'objet de notre analyse porte sur l'examen du document cité plus haut en ce qui concerne le contenu, les méthodes et leur utilisation, notamment sur les aspects reliés aux pêches et à l'aquaculture commerciales. Nous déterminerons si cette étude nous apparaît complète et satisfaisante pour juger des effets directs sur la macrofaune exploitable via la chaîne trophique particulièrement. Nous serons surtout attentifs aux effets possibles sur la santé des consommateurs et sur les activités des exploitants halieutiques.

2. COMMENTAIRE GÉNÉRAL

La structure de ce document est complexe. Il est parfois difficile de suivre la logique de certaines sections car des commentaires qui s'approchent de la digression sont souvent insérés entre l'introduction de telles sections et la discussion ultérieure des résultats.

3. PRÉCISIONS SECTORIELLES

Les Moules de Gaspé sont oubliées à titre de producteur de moules en plus de Moules Forillon.

Dans le texte, il est mentionné que de « nombreux » pêcheurs y ont leurs activités alors que plus loin on ne parle que de 3 pêcheurs de homard et un pêcheur de pétoncle.

D'autre part, il n'est pas fait mention qu'une pêche au crabe commun s'est développée depuis quelques années à l'intérieur du havre de Gaspé.

L'usine de transformation de l'Anse-à-Brillant n'est plus opérationnelle depuis quelques années déjà.

Au paragraphe 2.4.1, les activités des 2 producteurs de moules sont passées sous silence.

4. AUTRES REMARQUES

Il est fait mention de BPC dans le résumé du travail alors que partout ailleurs ce polluant est ignoré; est-ce à dire qu'il a été traité dans un autre travail?

Les auteurs précisent qu'il y avait un certain nombre de moules d'élevage sur le transect A à proximité du quai en raison des pertes au transbordement par les mytiliculteurs. Ces moules pouvaient habiter le secteur depuis un certain temps et auraient été intéressantes à doser pour leur contenu en métaux, HAP, BPC. De même, il aurait pu être intéressant de doser les moules qui se retrouvent inévitablement sur les piliers du quai. Nous aurions peut-être pu avoir ainsi des mesures directes de l'influence de la zone contaminée sur les eaux sus-jacentes. Cela aurait pu éviter un certain nombre de spéculations basées sur des relations obtenues par déduction.

La méthode pour prévenir l'oxydation des sédiments marins en les recouvrant d'eau pour par la suite remplacer l'air par un gaz inerte est intéressante. Ce qui l'est moins c'est que celle-ci a changé à 2 reprises lors de la campagne d'échantillonnage. Quelle est la conséquence sur les variables étudiées? Les auteurs auraient dû développer sur l'impact de ce biais potentiel.

Il est mentionné que les moules immergées dans les cages près des sites de référence ou contaminées se comportent différemment. Les moules de Cascapédia sont attachées (i.e. produisent des filaments avec leur byssus) alors que les moules de Gaspé sont plus dispersées. La production « abondante » de byssus est généralement un signe de santé. Dans ce cas, il est possible que les moules soient dans des états physiologiques différents. Y aura-t-il influence sur les conclusions?

À la page 85, il faudrait préciser pourquoi l'analyse en composante principale ne permet pas d'associer clairement les taxons et les groupements I, II et III basés généralement sur les variables environnementales.

À la section 4.1.2.1, il faudrait spécifier moules bleues adultes (1 ou 2 ans???)

Par rapport aux moules, les tests de toxicité ont été faits avec des larves planctoniques naissantes. C'est probablement une méthode acceptée par les organismes de régulation de l'environnement. Cependant, il nous semble qu'il serait plus déterminant si les tests avaient été faits avec des larves prêtes à la métamorphose. Les auteurs auraient pu mesurer l'impact du cuivre dissous sur le taux de fixation, paramètre intégrateur par excellence pour les organismes benthiques.

À la section 4.1.4, les auteurs affirment que la chimie des sédiments et de l'eau interstitielle n'affecte pas l'abondance des différences espèces benthiques. En fait, l'analyse se situe davantage au niveau des taxons supérieurs, ce qui biaise probablement l'interprétation des résultats. En effet, les impacts sont souvent plus au niveau des espèces. N'a-t-on d'ailleurs pas développé tout un champ d'intérêt scientifique relativement aux espèces indicatrices de la pollution?

À la section 4.2.1, les auteurs mentionnent que ce sont les HAP qui sont responsables de la toxicité du milieu expérimental pour les larves de moules. C'est possiblement vrai, mais ils ne démontrent pas pour autant que le Cu n'a pas d'effet, du moins avec les méthodes employées.

À la page 101, une phrase se lit comme suit : « La contamination des sédiments en cuivre résulte vraisemblablement des opérations de transbordement... ». L'adverbe vraisemblablement nous apparaît faible car historiquement parlant nous ne connaissons pas d'autres sources anthropogéniques de Cu dans ce secteur.

Dans le même souffle, il est mentionné que seuls les HAP, le CU, le Pb et le Ni dépassent les seuils SEN... il nous semble que c'est déjà suffisant par rapport à un milieu vierge.

5. SUBSTANCES PRÉOCCUPANTES

Les auteurs rappellent le problème de solubilité des hépatopancreas en vertu d'une approche méthodologique questionnable (immersion des homards dans l'eau douce). Nous doutons que cette immersion ait fait liquéfier instantanément cet organe. Il faudrait chercher l'explication ailleurs et peut-être remettre en question la représentativité de ces tests puisqu'il faudrait séparer l'échantillon en 2 sous-groupes dont la taille permet difficilement une inférence statistique digne de ce nom.

La durée d'exposition des moules est de 45 jours et ne nous apparaît pas suffisamment longue pour documenter l'impact de l'immersion des moules dans un secteur près d'une zone sédimentaire contaminée.

Le modèle conceptuel fait fi de la présence d'une pêcherie au crabe commun dans le secteur. Cette espèce aurait d'ailleurs pu être un meilleur indicateur que le homard pour ce genre d'étude. En effet, son abondance est plus élevée que celle du homard alors que le mode d'alimentation est analogue, et ce, sur des espèces tout aussi indicatrices que celles qui composent le régime du homard.

Section 5.3 Valeurs de références écotoxicologiques

Pour le garrot à œil d'or, l'étude supportant la détermination des valeurs a été faite sur des poussins et non pas des canardeaux. Est-ce l'usage de faire de telles extrapolations? D'autant plus que l'étude de référence date du début des années '60.

Section 5.4.

Nous nous interrogeons sur la raison qui pousse les auteurs à ne pas user systématiquement et simultanément des paramètres de croissance et de survie pour chacune des espèces analysées.

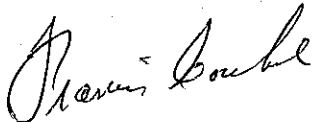
Section 6.2.2.

Les auteurs utilisent une approche où la dose de cuivre référentielle est celle prévue par Santé Canada pour éviter une carence alimentaire. Nous sommes étonnés qu'une limite supérieure de toxicité n'ait pas été déterminée. Nous n'avons qu'à penser aux travailleurs dans les mines... Nous aurions pensé que les organismes de santé (CSST, par exemple) auraient normé cette exposition. L'étude avance que 2 à 3 mg/jour serait acceptable sans s'appuyer sur des références solides. À la décharge des auteurs, la valeur utilisée serait conservatrice.

Section 6.4.2. Interprétation générale des résultats

Selon les auteurs, l'exposition au cuivre présent dans le milieu ambiant par les diverses voies analysées (eau potable, aliments courants et le sol) contribuerait davantage au dépassement de la dose de référence, notamment par rapport à celle qui résulterait de l'ingestion de homard par l'un ou l'autre des groupes d'âge susceptibles d'avoir cette espèce à son menu.

Il n'y a aucune analyse sur l'apport alimentaire des poissons... pourquoi?



Francis Coulombe
Biologiste



DESTINATAIRE : Monsieur Jean Sylvain
Direction des évaluations environnementales

DATE : Le 12 février 2003

OBJET : Demande d'expertise sur le rapport intitulé «*Évaluation du risque à l'environnement et à la santé humaine associé aux sédiments contaminés en cuivre - Quai de Gaspé*»

Cette note présente nos commentaires sur le rapport final de l'étude citée en rubrique et rédigé par « QSAR service d'analyse de risque inc. ». Notre évaluation n'a pas porté sur les aspects liés à la santé humaine.

Ce rapport présente les résultats d'une étude visant à évaluer le risque à l'environnement et à la santé humaine associé principalement à la présence de cuivre dans des sédiments près du quai de Gaspé, ainsi qu'à la présence de quelques autres contaminants dont des HAP. Ce quai a servi la majeure portion du temps au transbordement de concentrés de cuivre et de produits pétroliers.

De façon générale, l'évaluation écotoxicologique réalisée présente une bonne qualité technique. L'évaluation est abordée sur la base du principe du « poids des évidences » et fait ainsi intervenir une large gamme d'outils de caractérisation, ce qui est en soit un aspect très positif de l'étude. L'examen détaillé du rapport soulève néanmoins un certain nombre de questionnements pouvant avoir un impact significatif sur l'interprétation ou l'analyse de certains résultats et sur les conclusions qui en découlent. Nos principaux commentaires à cet effet sont présentés succinctement ci-dessous.

- ✓ Les résultats du test de développement larvaire des moules bleues montrent un effet **important** et significativement différent de la zone de référence pour 9 stations (p. 77, section 3.7.2.3). Une argumentation basée sur la dissolution de fines particules de cuivre causée par les modifications physico-chimiques lors de l'extraction de l'eau interstitielle et lors de la réalisation des tests de toxicité est présentée pour justifier le rejet des résultats associés à deux stations (A8B et A12) ou pour en minimiser l'impact. Cette argumentation n'est pas convaincante et ne repose sur aucune démonstration. Or, par un ajout au protocole

...2

expérimental, l'impact potentiellement associé à la présence de ces fines particules aurait pu être vérifié en réalisant de nouveaux tests avec la moule sur quelques échantillons dont le temps et la vitesse de centrifugation auraient été augmentés.

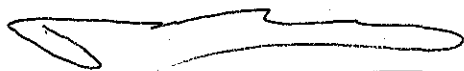
- ✓ Dans la section sur la détermination des critères d'effets, le niveau d'effet acceptable pour le test avec la moule bleue a été fixé à un taux de développement normal de 43,5% (équivalent à un taux de développement **anormal de 56,5%**). Cette valeur ne nous apparaît pas suffisamment protectrice en vue du contexte d'utilisation des résultats.
- ✓ Plusieurs éléments de l'évaluation du risque écologique sont questionnables et les calculs des niveaux de risque devraient être refaits en tenant compte des commentaires suivants. Dans l'éventualité où il ne serait alors pas possible de démontrer l'absence de risque, ces calculs devraient aussi être refait en utilisant un scénario de type «après restauration» afin de vérifier s'il subsiste un potentiel de risque.
 - Choix des substances : retenir les substances exclusivement sur la base de leur potentiel de bioaccumulation ne constitue pas un critère valable car les deux récepteurs peuvent aussi être directement exposés aux sédiments.
 - Choix des voies d'exposition : le potentiel d'exposition directe des deux récepteurs aux sédiments contaminés n'est pas considéré, alors que selon toute vraisemblance il s'agit là d'une voie d'exposition potentiellement significative.
 - Choix des effets préoccupants : les effets considérés préoccupants ne respectent pas ceux généralement acceptés en évaluation du risque écotoxicologique ; ainsi seules la survie et la croissance sont prises en compte pour l'oiseau (pas la reproduction) et seule la survie l'est pour le poisson (pas la reproduction ni la croissance).
 - Choix des valeurs de référence : sur la base du point précédent, il appert que les valeurs de référence retenues ne sont pas suffisamment protectrices. Malgré ce que laisse croire l'analyse de sensibilité présentée, les valeurs de référence sont un élément très sensible (grande influence) du calcul du risque.
 - Choix des paramètres et des contraintes pour l'approche stochastique : le rapport ne présente pas le détail des calculs stochastiques effectués. Ceux-ci sont nécessaires afin de pouvoir porter un jugement éclairé sur l'approche. À titre d'exemple, sur la base des données présentées au tableau 5.2, il est possible de calculer une dose d'exposition maximale pour l'oiseau beaucoup

plus grande que celle présentée au tableau 5.3. Il manque donc des précisions sur l'application qui a été faite de cette approche.

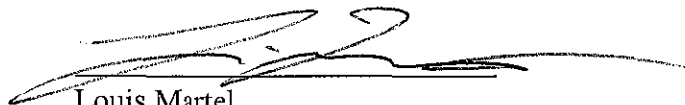
✓ Bien que le rapport indique que l'approche est basée sur le poids des évidences afin de tenir compte de l'ensemble des réponses biologiques observées, la détermination des seuils intégrés n'est basée que sur les résultats des tests de toxicité. Or, compte tenu justement que l'ensemble des outils de caractérisation utilisés dans cette étude convergent vers un impact probable de la contamination sur l'écosystème, l'application du principe du poids des évidences implique que la détermination de ces seuils aurait dû être basée sur une approche plus protectrice et prendre en considération au moins les points suivants :

- Le biais résultant du faible effectif d'échantillons ayant un impact potentiel sur le niveau de signification des relations entre les concentrations des contaminants et les paramètres biologiques ;
- L'augmentation significative des niveaux de bioconcentration du cuivre aux stations contaminées par rapport aux stations de référence pour les polychètes, les homards et les moules ;
- La densité des organismes benthiques inversement corrélées aux variables chimiques ;
- Les résultats de l'évaluation du risque écologique qui couvrent des récepteurs qui ne sont pas pris en considération par le reste de l'étude (en tenant compte du commentaire sur l'évaluation du risque formulé précédemment).

En conclusion, le rapport présente une étude relativement exhaustive faisant intervenir un grand nombre d'outils de caractérisation. Cependant, selon notre analyse, le traitement et l'interprétation des résultats nécessitent une révision en fonction des points soulevés dans cette note.



Raynald Chassé
Division écotoxicologie et évaluation



Louis Martel
Division écotoxicologie et évaluation

c.c. Mme Denyse Gouin, Directrice générale du CEAEQ
M. Marc Bisson, Chef de service, SAEQM, CEAEQ
M. Donald Roussy, Directeur adjoint, DR Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine