



**CSAS**

**Canadian Science Advisory Secretariat**

**SCCS**

**Secrétariat canadien de consultation scientifique**

**Research Document 2001/025**

**Document de recherche 2001/025**

Not to be cited without  
permission of the authors \*

Ne pas citer sans  
autorisation des auteurs \*

## **Le béluga du Nord québécois : impacts de l'exploitation sur les tendances démographiques des bélugas de l'est de la baie d'Hudson**

M.O. Hammill

Institut Maurice-Lamontagne  
C.P. 1000  
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

\* This series documents the scientific basis for the evaluation of fisheries resources in Canada. As such, it addresses the issues of the day in the time frames required and the documents it contains are not intended as definitive statements on the subjects addressed but rather as progress reports on ongoing investigations.

\* La présente série documente les bases scientifiques des évaluations des ressources halieutiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Research documents are produced in the official language in which they are provided to the Secretariat.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

This document is available on the Internet at:

Ce document est disponible sur l'Internet à:

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/>

ISSN 1480-4883  
Ottawa, 2001

**Canada**



## Résumé

Un plan de gestion d'une période de cinq ans est entré en vigueur en 1995 afin de limiter la chasse du béluga à 90 animaux pour les communautés de l'est de la baie d'Hudson, à 100 pour les communautés du détroit d'Hudson et à 50 pour les communautés de la baie d'Ungava en autant que la chasse se fasse à l'extérieur de la baie. Cependant, tout au long du plan, les communautés du détroit d'Hudson et de la baie d'Hudson ont constamment dépassé leurs quotas. La modélisation des changements de l'effectif de la population suggère que la population de l'est de la baie d'Hudson a diminué considérablement au cours des cinq dernières années et pourrait être de l'ordre de 1 100 animaux (écart type=500). Si le présent taux de capture se maintient, la limite inférieure de confiance de 95 % suggère que cette population pourrait disparaître dès 2003. Une réduction des captures à 20 animaux devrait permettre au troupeau de croître à un taux de 2 % par année. Cependant, il y a une importante incertitude liée aux estimés du modèle en raison des relevés de population insuffisants et des incertitudes associées aux paramètres de population des bélugas, à la composition des stocks de bélugas capturés dans le détroit d'Hudson, à la proportion des animaux visibles à la surface lors des relevés aériens et à la sous-déclaration des prises.

## Abstract

A five-year management plan implemented in 1995 limited beluga harvests to 90 animals by hunters from eastern la baie d'Hudson communities, 100 beluga by communities in Hudson Strait and 50 animals by communities in Ungava Bay as long as harvesting occurs outside of the bay. However, throughout the plan harvesting by Hudson Strait and la baie d'Hudson communities consistently exceeded the quota. Modelling changes in population size suggest that the la population de l'est de la baie d'Hudson has declined markedly during the past 5 years, possibly to as low as 1,100 (SE=500) animals. If current harvest levels continue then the lower 95% confidence limit suggests that this population could be extirpated as early as 2003. A reduction in harvests to 40 animals would be sustainable. A harvest of 20 animals would likely allow the herd to increase at a rate of 2% per year. However, there is considerable uncertainty associated with modelling estimates owing to a lack of population survey information, uncertainty associated with beluga population parameters, stock composition of beluga harvests in Hudson Strait, the proportion of animals visible at the surface during aerial surveys and under-reporting of harvests.

## Introduction

Les bélugas du Nord québécois et des eaux avoisinantes appartiennent à l'une des trois populations (au moins) que peut révéler la répartition estivale de ces cétacés : le stock de la baie d'Ungava, le stock de l'est de la baie d'Hudson et le stock de l'ouest de la baie d'Hudson. Il peut aussi exister des stocks séparés dans la baie James et le long de la côte ontarienne de la baie d'Hudson. Les analyses génétiques ont confirmé que les stocks de bélugas de l'est et de l'ouest de la baie d'Hudson peuvent être différenciés (de March et al., 2001; Brennin et al., 1997; Brown Gladden et al., 1997). La majorité des membres de ces populations ou stocks semblent hiverner ensemble dans le détroit d'Hudson (Finley et al., 1982), mais on ne peut exclure la possibilité que des groupes plus petits hivernent dans la baie d'Hudson (Jonkel, 1969).

En 1989, la population de la baie d'Ungava et celle de l'est de la baie d'Hudson (population EBH) ont été classées respectivement comme menacée et en danger de disparition par le COSEPAC, suite à des relevés aériens effectués en 1985. Ces relevés ont donné des estimations de 1 200 bélugas (ET=300) pour la baie James, et de 1 000 (ET=200) pour l'est de la baie d'Hudson, tandis que le nombre d'animaux observés dans la baie d'Ungava était trop faible pour permettre d'estimer l'abondance à l'aide des techniques standard (Smith et Hammill, 1986).

Après les relevés de 1985, on a essayé de réduire la chasse. Une série de plans de gestion ont été mis en œuvre, dont le dernier est en vigueur depuis 1996. Ce plan limitait les captures à 240 animaux, 50 par les communautés de la baie d'Ungava si les prises se faisaient à l'extérieur de la baie, 100 par les communautés du détroit d'Hudson et 90 par les communautés de l'est de la baie d'Hudson. D'autres mesures, notamment des fermetures saisonnières, ont également été intégrées au plan (Anon., 1996).

En 2001, le gouvernement du Canada doit soumettre à la Chambre des communes la Loi sur les espèces en péril. Une fois adoptée, la nouvelle loi exigera la mise en œuvre de plans de rétablissement pour les espèces considérées par le COSEPAC comme en voie de disparition ou menacées. La loi interdit aussi le prélèvement d'animaux lorsque cela peut nuire au rétablissement de l'espèce.

Le plan actuel prenant fin en mars 2001, il faut maintenant établir un nouveau plan et formuler des recommandations pour les niveaux de capture dans la région du Nunavik avant le début de la chasse en mai 2001. Les consultations concernant un nouveau plan de gestion ont commencé en février 2001. Dans le cadre du processus de consultation, il fallait donner un avis sur les niveaux de capture admissibles. Je fais ici des suggestions pour les niveaux de capture de la saison 2001, conscient des incertitudes concernant l'effectif actuel et les tendances de la population EBH, des incertitudes touchant la proportion de bélugas de la population EBH qui se retrouvent dans les captures du détroit d'Hudson, de notre manque d'information sur l'identité des stocks de la baie James, et de la nécessité de laisser la population EBH se reconstituer conformément à la *Loi sur les espèces en péril*. L'impact de la chasse sur les bélugas de la baie d'Ungava n'a pas été examiné de façon explicite étant donné le faible effectif de cette population (<200).

## Matériel et méthodes

On suppose que la croissance de la population peut être représentée par :  $N_{t+1} = (N_t - h) \cdot e^{rt}$ , où  $N$  est le nombre estimé de bélugas au moment  $t$  et  $t+1$ ,  $h$  est le nombre d'animaux prélevés sur la population, et  $r$  est le taux maximum de croissance. Les données sur les captures sont tirées des études sur l'exploitation, et les statistiques des prises du MPO ont été obtenues auprès de chacune des communautés de chasseurs (fig. 1; tableau 1) (Lesage et al., 2001). Les

captures des communautés du Nunavik établies sur la baie d'Hudson comprennent des animaux de l'est de la baie d'Hudson, tandis que les communautés du détroit d'Hudson prélèvent une proportion non définie d'animaux des stocks de l'est et de l'ouest de la baie d'Hudson. J'ai examiné l'impact de diverses compositions des captures sur le stock de l'est de la baie d'Hudson (stock EBH).

L'information sur l'abondance et les paramètres démographiques est plus limitée. Les relevés aériens de 1985 ont permis d'estimer la population visible, arrondie à la centaine la plus proche, à 1 000 têtes (ET=200) dans l'est de la baie d'Hudson. Le nombre d'animaux observés dans la baie d'Ungava était trop faible pour qu'on puisse faire une estimation dans cette zone (Smith et Hammill, 1986). Une deuxième série de relevés aériens a suivi les mêmes transects en août 1993, mais a employé une technique de transect linéaire au lieu du transect en bandes (Kingsley, 2000). La population visible a été estimée à 3 300 bélugas (ET=800) dans la baie James, et à 1 000 animaux (ET=400) dans l'est de la baie d'Hudson. Là encore, le nombre d'animaux observés dans la baie d'Ungava était insuffisant pour estimer l'effectif de la population, mais Kingsley (2000) indique qu'il ne dépasse vraisemblablement pas 200 animaux.

Il faut avoir recours à des facteurs de correction pour prendre en compte les animaux présents sous l'eau, et donc non visibles, au moment où l'avion a levé les survols. Des facteurs de correction établis par télémétrie satellitaire ont été proposés : 1,42 (Martin et Smith, 1992) pour l'Extrême-Arctique, et 1,66 (ET=0,12) pour la baie d'Hudson, à partir du temps passé sous l'eau à moins de 4 m de profondeur par trois bélugas équipés d'émetteurs satellitaires (Hammill et Doidge, en prép.). Toutefois, il est difficile de relier la proportion de temps passé près de la surface à ce qui pourrait être visible à partir d'une plate-forme aérienne. Gauthier (1999) a examiné la question de la visibilité des bélugas pendant les relevés aériens dans l'estuaire du Saint-Laurent, et a proposé un facteur de correction de 2,09 (ET=0,16), que j'utilise ici. On suppose que le facteur de correction a une distribution normale.

Le béluga est un odontocète de taille moyenne, dont le cycle vital se caractérise par une reproduction précoce (âge de 4-7 ans), un faible taux de reproduction (taux de naissances brut : 0,26-0,47) et une grande durée de vie (longévité=35 ans) (Sergeant, 1973; Burns et Seaman, 1985; Doidge, 1990; Heide-Jorgensen et Teilmann, 1994; Kingsley et al., 1995). Malheureusement, on dispose de peu d'information sur le taux naturel d'accroissement des populations de bélugas. Doidge (1990) a comparé les résultats de deux relevés aériens et suggéré un taux d'accroissement annuel de 3,6 % pour les bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson. Toutefois, il a appelé à la prudence dans l'utilisation de ce résultat à cause des différences de méthodologie dans les relevés. Kingsley et al. (1995) ont proposé un taux maximum d'accroissement annuel un peu plus bas, de 2,6 %, pour les bélugas de l'est de la baie d'Hudson. J'ai examiné les taux d'accroissement d'autres espèces ayant un cycle vital comparable pour voir s'ils pourraient s'appliquer à une population de bélugas exploitée (tableau 2). Les taux d'accroissement estimés pour les odontocètes vont de 0,02 seulement chez le dauphin tacheté à 0,111 pour le marsouin commun. Les paramètres vitaux du béluga permettent de penser que son taux d'accroissement se situe entre celui de l'épaulard et celui du marsouin commun. Un taux d'accroissement de 0,03-0,04, semblable à celui du narval, du globicéphale et du dauphin tacheté, semble raisonnable. Ce taux d'accroissement a été incorporé au modèle en supposant une distribution uniforme avec des limites supérieure et inférieure de 0,04 et 0,03 respectivement.

On a ajusté le modèle en minimisant la somme des carrés moyens (SCM) tirés des estimations des relevés de 1985 et 1993 (Smith et Hammill, 1986; Kingsley, 2000) à l'aide du logiciel Risk Optimizer (Palisade Corporation, 2000). Les passages ont été limités aux valeurs situées entre 2 écarts types des estimations des relevés de 1985 et 1993. La modélisation commence avec la population initiale et des échantillons (Latin Hypercube) des fonctions

définies, des valeurs pour la proportion attendue de prélèvement de la population EBH et le taux d'accroissement prévu pour chaque année. L'échantillonnage est répété 500 fois (réplicats) et génère une distribution de 500 SCM. Cela constitue une simulation. Le modèle calcule la SCM, enregistre la valeur et choisit au hasard une nouvelle taille initiale de la population pour effectuer une nouvelle simulation. Après 1000 simulations, le modèle retient la simulation qui a généré la plus petite SCM.

Pour la population de bélugas de l'est de la baie d'Hudson, on a supposé que : (i) les animaux de la baie James n'appartiennent pas à la population de l'est de la baie d'Hudson; (ii) les animaux capturés dans l'est de la baie d'Hudson proviennent de la population EBH. La chasse se pratique aussi dans le détroit d'Hudson, mais on ne sait pas quelle fraction de ces captures est constituée par des animaux appartenant aux populations de l'est et de l'ouest de la baie d'Hudson. On a donc effectué les simulations en supposant que : (1) tous les animaux capturés dans le détroit d'Hudson appartenaient au stock de l'ouest de la baie d'Hudson; (2) tous les animaux capturés dans le détroit d'Hudson appartenaient au stock de l'est de la baie d'Hudson; (3) la fraction des captures correspondant au stock de l'est de la baie d'Hudson avait une distribution normale avec une proportion moyenne de 0,5 (ET=0,15).

J'ai examiné les niveaux de prélèvement qui peuvent être maintenus dans la population de l'est de la baie d'Hudson. Ces niveaux ont été fixés de manière à maintenir les effectifs actuels de la population (production de remplacement) selon l'estimation pour 2000, et aussi à établir des niveaux d'exploitation qui permettraient à la population de s'accroître. Pour étudier l'incertitude dans la trajectoire de la population, j'ai pris 1 000 échantillons aléatoires de  $r$ , la fraction des captures totales provenant de la population de l'est de la baie d'Hudson et le facteur de correction pour les animaux qui ne sont pas visibles en surface, et j'ai tracé les trajectoires correspondantes à l'aide du logiciel @Risk (Palisade Corporation, 2000).

### **Résultats**

J'ai laissé trois facteurs varier dans le modèle : le taux d'accroissement, le facteur de correction appliqué aux estimations des relevés aériens pour prendre en compte les animaux qui n'étaient pas visibles en surface, et la fraction des prélèvements effectués dans le détroit d'Hudson qui se compose de membres de la population de l'est de la baie d'Hudson. Sur ces trois facteurs, c'est aux changements dans la proportion d'animaux EBH dans les captures du détroit d'Hudson que le modèle était le plus sensible, puis au facteur de correction des relevés aériens, et enfin au taux d'accroissement (fig. 2).

La fraction des captures des communautés du détroit d'Hudson qui provient de la population EBH a un net impact sur la façon dont nous considérons cette population (fig. 3). Si l'on suppose qu'aucun des animaux pris dans le détroit d'Hudson n'appartient à la population EBH, cette population aurait peu changé depuis les relevés effectués en 1985 et 1993. Après ajustement du modèle en fonction des données des relevés, l'estimation de la population était de 2 100 (ET=200) animaux en 1985 et d'environ 1 900 (ET=300) en 2000 (fig. 3a). Si nous supposons que tous les animaux pris dans le détroit d'Hudson appartiennent au stock EBH, la population aurait légèrement baissé, passant d'environ 2 600 (ET=200) en 1985 à environ 1 700 (ET=300) animaux en 1993, puis aurait décliné plus rapidement pour tomber à 400 (ET=400) bélugas en 2000 (fig. 3b). Il est toutefois peu probable que les captures consistent uniquement en animaux de l'est de la baie d'Hudson ou de l'ouest de la baie d'Hudson, et la proportion peut varier d'une année à l'autre. En supposant qu'une proportion (moyenne=0,5, ET=0,15) des captures du détroit d'Hudson consistait en animaux EBH, la population aurait baissé de 2 300 (ET=200) animaux en 1985 à 1 100 (ET=500) bélugas en 2000 (fig. 3c).

Nous avons examiné les impacts des prélèvements futurs de la population EBH en supposant qu'une proportion variable (moyenne=0,5, ET=0,15) des animaux capturés dans le

détroit d'Hudson pendant la période allant de 1985 à 2000 appartenait à la population EBH. Si on maintenait le quota actuel de 140 baleines pour les communautés du détroit d'Hudson et de l'est de la baie d'Hudson, la population continuerait à baisser, et pourrait approcher la disparition dès 2003 (fig. 3c). En réduisant à 40 animaux par an, à partir de 2001, le prélèvement total, c'est-à-dire à la fois les animaux débarqués et les animaux tués mais non récupérés, de la population EBH, on obtiendrait probablement une stabilisation de la population à 1 100 animaux (ET=500), et peut-être même un très lent accroissement (fig. 4a). En réduisant à 20 animaux par an les prélèvements de toutes les sources, on permettrait à la population de commencer à croître à un taux d'environ 2 % par an (fig. 4b). Pendant la réunion, on a appris que, avec le plan de gestion actuel, les captures des chasseurs de Puvirnituq et d'Akulivik ont eu lieu surtout dans la région du détroit d'Hudson, près d'Ivujivik (Lesage *et al.*, 2001). Les analyses génétiques d'échantillons de peau fournis par les communautés du détroit d'Hudson, malgré les limitations dues au faible nombre d'échantillons, ont indiqué que la proportion d'animaux EBH dans les captures du détroit d'Hudson peut être de 30 % seulement (de March *et al.*, 2001). En intégrant ces changements aux estimations des captures de 1996-2000, on découvre qu'en 2000 la population pourrait être tombée à 1 500 (ET=500), et qu'elle pourrait disparaître d'ici 2006 (fig. 5). Avec un prélèvement de 40 animaux, on assisterait vraisemblablement à une stabilisation, et peut-être à une légère hausse (fig. 6a). Une réduction à 20 animaux par an des captures globales de bélugas du stock EBH permettrait à cette population de commencer à croître à un taux d'environ 2 % par an (fig. 6b).

### Discussion

Seuls deux relevés aériens systématiques, utilisant deux techniques différentes (transect en bandes et transect linéaire; Smith et Hammill 1986; Kingsley, 2000) ont été effectués pour estimer l'abondance des bélugas dans l'est de la baie d'Hudson. Malheureusement, le dernier a eu lieu en 1993, ce qui accroît le niveau d'incertitude concernant l'évolution de la population au cours des huit dernières années. En l'absence d'une série chronologique régulière de données sur l'abondance, on doit se fier davantage à l'exactitude des statistiques des prises et des valeurs publiées de  $r_{\max}$  pour modéliser les changements survenus dans la population. Si les statistiques des prises sous-représentent les prélèvements de la population EBH, le nombre de bélugas sera nettement inférieur aux estimations fournies par le modèle actuel. L'évolution de la taille de la population a été modélisée par application d'un taux d'accroissement variable ( $r=0,03-0,04$ ) basé sur les taux d'accroissement maximaux observés chez d'autres espèces dont le cycle vital ressemble à celui du béluga. Doidge (1990) signale un taux semblable pour les bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson, mais prévient que l'estimation se fonde sur des comparaisons entre deux relevés utilisant des méthodes différentes. Les données publiées permettent de penser que le taux d'accroissement maximum pour les bélugas doit se situer vers 3-4 %, le taux de 4 % constituant une norme acceptable pour certaines instances (Wade, 1998). Toutefois, on ne peut exclure la possibilité que le taux soit plus près de 2 % (Kingsley *et al.*, 1995) ou qu'il soit plus élevé (0,05 selon Reilly et Barlow, 1986). Si le taux d'accroissement est plus près de 2 %, la population pourrait disparaître dès 2003. Si le taux d'accroissement maximum des bélugas était en fait plus proche de 0,05, c'est seulement en 2009 que la population pourrait disparaître avec les taux actuels de prélèvement.

Le facteur de correction (2,09) (Gauthier, 1999) servant à ajuster les estimations des relevés aériens pour prendre en compte les animaux présents sous l'eau est beaucoup plus élevé que les estimations fournies par les données de la télémétrie satellitaire. Si ce facteur de correction a été surestimé, les bélugas de l'est de la baie d'Hudson sont beaucoup moins abondants que ne l'indique le modèle.

Enfin, le manque d'information sur la proportion d'animaux appartenant au stock de l'est de la baie d'Hudson qui sont capturés dans le détroit d'Hudson a un effet marqué sur notre

perception de la situation de cette population. L'information génétique a montré que des bélugas appartenant aux populations de l'est et de l'ouest de la baie d'Hudson sont chassés par les communautés du détroit d'Hudson. Cependant, nous avons besoin pour résoudre ce problème d'un plus grand nombre d'échantillons, provenant notamment des communautés de l'entrée occidentale du détroit, là où se capture le plus grand nombre d'animaux.

En l'absence d'une série chronologique de données fournies par des relevés, il faut examiner d'autres genres d'information pour déterminer s'il y a eu une évolution dans l'abondance. Des comparaisons entre les relevés de 1985 (Smith et Hammill, 1986) et de 1993 (Kingsley, 2000), qui ont suivi les mêmes transects, indiquent que les animaux étaient moins nombreux dans les zones côtières au cours de l'étude la plus récente. On a également dénombré moins de baleines le long des lignes du relevé de 1993 (N=150 baleines) par rapport au relevé de 1985 (N=200 baleines), même si la largeur efficace des transects était supérieure de 57 % en 1993. Les observations à terre réalisées en 1983 et 1984 (Caron et Smith, 1990) donnaient un dénombrement maximum de 100+ bélugas dans la Nastapoka en juillet et août, contre un effectif de 40-60 animaux d'après des observations effectuées en 1993 (Doidge, 1994), et signalées par des agents communautaires en 1995-1997. L'effectif maximum (Hammill et Doidge, données inédites) pendant une étude visant à capturer des bélugas de la Nastapoka pour leur installer des émetteurs satellitaires était de moins de 25 animaux pendant une période de 3 semaines, en août 1998, et une période d'un mois en juillet 1999. Sur la rivière de la Petite Baleine, on a observé au maximum 25 bélugas pendant la première semaine d'août 1999, contre 100 ou plus pendant la dernière semaine de juillet 1993 (Doidge, 1994). Individuellement, les changements observés dans les indices peuvent correspondre à des modifications de la répartition des cétacés dues à l'accroissement du trafic maritime dans les eaux côtières, ou à l'erreur d'échantillonnage liée à chaque relevé. Toutefois, si on rapproche les indices, ainsi que l'information selon laquelle il y a eu baisse de l'âge médian des captures dans les estuaires et réduction de la proportion de dents usées (animaux âgés) dans les captures (Lesage *et al.*, 2001), il semblerait que la population de bélugas de l'est de la baie d'Hudson a baissé, et que les niveaux actuels de prélèvement ne peuvent pas être maintenus.

Nous avons examiné l'impact de différents niveaux de capture sur l'estimation de la population prévue pour 2001. Si toutes les hypothèses associées à la modélisation se vérifient, l'effectif de la population actuelle se situe probablement autour de 1 100 bélugas, ce qui autorise un prélèvement de 40 animaux. Toutefois, étant donné les incertitudes qui minent nos connaissances sur cette population, le prélèvement total de la population EBH devrait être réduit à 20 animaux par an. Ce niveau ne devrait pas accentuer le déclin de la population, mais pourrait même au contraire permettre un rétablissement de l'ordre de 2 % par an.

### **Recommandations**

Entre 1995 et 2000, les bélugas du Nord québécois ont été gérés dans le cadre d'un plan de gestion quinquennal (Anon., 1996). Étant donné la coïncidence entre le plan quinquennal et l'examen des programmes, aucun programme de recherche n'a pu étayer le plan en permettant de surveiller les changements dans les paramètres de la population; il n'y a pas eu de mesures d'application des quotas de capture ni de rencontres régulières avec les clients pour aborder les problèmes en rapport avec la ressource. Il est recommandé de gérer cette ressource selon un calendrier plus serré, et d'étayer le plan de gestion par un effort plus rigoureux de recherche pour permettre aux gestionnaires et aux chercheurs d'apporter de l'information nouvelle à intégrer au plan. Cette approche ferait aussi comprendre aux chasseurs que le MPO continue à s'intéresser activement à la ressource.

Les populations de bélugas sont très lentes à se remettre de la surexploitation. Un programme suivi de surveillance de l'évolution de la population aurait dû être mis en place. Une surveillance régulière aurait permis de contrevalider les statistiques des prises, de formuler des

hypothèses sur la composition des captures du détroit d'Hudson et de disposer d'un système d'alerte signalant le déclin apparent du stock EBH de bélugas. Il est impératif d'effectuer le plus tôt possible un nouveau relevé de cette population. Ce relevé pourrait aussi servir à réévaluer l'abondance des bélugas dans la baie d'Ungava et la baie James.

Des travaux récents (télémétrie satellitaire, génétique) ont montré qu'il peut se produire assez rapidement un déplacement des bélugas du littoral vers le large, et que les animaux de la Nastapoka fréquentent assidûment les zones pélagiques de la baie d'Hudson (Hammill et Doidge, en prép.). Les échantillons de peau fournis par les chasseurs ont fait ressortir des différences entre les bélugas de l'est et de l'ouest de la baie d'Hudson. Une bonne stratégie de gestion consisterait à encourager un déplacement de l'effort de chasse vers le détroit d'Hudson pour protéger le stock EBH, mais nous devons aussi prendre des mesures pour obtenir des échantillons de peau destinés à l'analyse génétique dans les villages de chasseurs de la portion occidentale du détroit d'Hudson pour déterminer quels stocks entrent dans la composition des prises. Tant que nous ne disposons pas de cette information, nous devons supposer que les prises du détroit d'Hudson contiennent quelques animaux de la population EBH. Les relevés aériens indiquent aussi qu'un grand nombre de bélugas peuvent être présents dans la baie James. Ces animaux peuvent appartenir à la population de l'est de la baie d'Hudson, ou encore former un stock distinct. Si nous comprenons les relations entre ces deux groupes, notre opinion sur la population EBH pourrait en être fortement modifiée.

Le modèle général exposé ici suppose que les captures prélèvent des animaux proportionnellement à leur représentation dans la population. Des travaux antérieurs de modélisation (Kingsley *et al.*, 1995) ont montré que les captures pourraient être légèrement augmentées si la chasse visait les jeunes mâles, et si les femelles accompagnées de baleineaux étaient protégées. Malheureusement, pendant la chasse, il est souvent difficile de distinguer entre les animaux. Toutes les précautions doivent toutefois être prises pour essayer de protéger des chasseurs les femelles et les femelles accompagnées de baleineaux. Même s'il existe des données sur les prises (structure par âge, rapport des sexes), il faut accroître les mesures pour recueillir ces données et procéder à une surveillance régulière des taux de reproduction, information qui pourrait aussi être fournie par les chasseurs. On pourrait ainsi élaborer un modèle plus détaillé intégrant des données sur l'abondance, la structure par âge et le taux de reproduction.

La chasse est actuellement concentrée dans les zones littorales et estuariennes, où le déclin des effectifs est très net. Il est recommandé d'allonger la période de fermeture de la chasse dans les zones critiques de la rivière de la Petite Baleine, de la Nastapoka et du golfe de Richmond pour assurer un répit aux animaux. Cette mesure permettra de maintenir l'abondance d'une ressource qui sera à la disposition des chasseurs côtiers quand les effectifs auront augmenté.

Étant donné la faiblesse de l'effectif et l'incertitude concernant la présence et la situation de la population de bélugas de l'est de la baie d'Hudson, il est recommandé de réduire à 20 animaux les captures dans cette population. Toutefois, ces estimations se fondent sur des relevés aériens effectués il y a huit ans. Ces relevés indiquent aussi la présence d'un nombre considérable de bélugas près des îles Belcher. L'analyse de la composition des prises des îles Belcher montre qu'il s'y trouve très peu d'animaux du stock de l'est de la baie d'Hudson (de March *et al.*, 2001). Il est donc possible que le relevé donne une estimation de l'abondance du stock de l'est de la baie d'Hudson et d'un ou plusieurs autres stocks de bélugas qui fréquenteraient la même zone. Dans ce cas, l'effectif de la population de l'est de la baie d'Hudson pourrait être encore plus faible que ne l'indique la modélisation réalisée pendant notre étude.

### Remerciements

Merci à Amélie Robillard qui a préparé la carte et traduit le résumé. Le texte a été traduit au Service Sciences et Technologies, Bureau de la traduction, Montréal.

### Références

- Anon. 1996. Les bélugas du nord du Québec : plan de gestion quinquennal pour 1996-2000. Pêches et Océans Canada, Région Laurentienne.
- Barlow, J. and P. Boveng. 1991. Modeling age specific mortality for marine mammal populations. *Mar. Mamm. Sci.* 7:50-65.
- Brault, S. and H. Caswell. 1993. Pod-specific demography of killer whales (*Orcinus orca*). *Ecology* 74:1444-1454.
- Brennin, R., B.W. Murray, M.K. Friesen, L.D. Maiers, J.W. Clayton, and B.N. White. 1997. Population genetic structure of beluga whales (*Delphinapterus leucas*): mitochondrial DNA sequence variation within and among North American populations. *Can. J. Zool.* 75: 795-802.
- Brown Gladden, J.G., N.M. Ferguson, and J.W. Clayton. 1997. Matriarchal genetic population structure of North American beluga whales *Delphinapterus leucas* (Cetacea: Monodontidae). *Molecular Ecol.* 6: 1033-1046.
- Burns, J.J. and G.A. Seaman. 1985. Investigations of Belukha whales, in coastal waters of western and northern Alaska. II Biology and Ecology. Final report NOAA Outer Continental Shelf Environmental Assessment Program. 129 p. Alaska Dept. of Fish and Game, Fairbanks, Alaska.
- Caron, L.M. and T.G. Smith. 1990. Philopatry and site tenacity of belugas, (*Delphinapterus leucas*) hunted by the Inuit at the Nastapoka Estuary, eastern Hudson Bay. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 224:69-79.
- Caswell, H. S. Brault, A.J. Read, and T.D. Smith. 1998. Harbor porpoise and fisheries: An uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecol. Appl.* 8:1226-1238.
- Chivers, S.J. and A.C. Myrick. 1993. Comparison of age at sexual maturity and other reproductive parameters for two stocks of spotted dolphin, *Stenella attenuata*. *Fish. Bull.* 91:611-618.
- de March, B.G.E., L.D. Maiers, M.O. Hammill, and D.W. Doidge. 2001. Stock discrimination of belugas (*Delphinapterus leucas*) hunted in eastern Hudson Bay, northern Québec, Hudson Strait, and Sanikiluaq (Belcher Islands), using mitochondrial DNA and 15 nuclear microsatellite loci. *Can. Stock. Ass. Secr. Res. Doc.* 2001/050.
- Doidge, D.W. 1990. Age and stage based analysis of the population dynamics of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, with particular reference to the northern Quebec population. Unpubl. PhD thesis, Renewable Resources, McGill university, Montreal, QC.
- Doidge, D.W. 1994. Landbased observations of beluga whales at the Little Whale and Nastapoka rivers, eastern Hudson Bay, Summer 1993. Funded by Fisheries and Oceans Aboriginal Fisheries Strategy. 30 pp.
- Finley, K.J., G.W. Miller, M. Allard, R.A. Davis, et C.R. Evans. 1982. Les Bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Nouveau-Québec : distribution, abondance, identification des stocks, historique des captures et gestion. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 1123F. 61 pp.
- Gauthier, I. 1999. Estimation de la visibilité aérienne des bélugas du Saint-Laurent et les conséquences pour l'évaluation des effectifs. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, QC, Canada, 104pp.

- Hammill, M.O. and D.W. Doidge. En prép. Movement and diving behaviour of beluga from the Nastapoka River. Document de travail.
- Heide-Jorgensen, M.P. and J. Teilman. 1994. Growth, reproduction, age structure and feeding habits of white whales (*Delphinapterus leucas*) in west Greenland waters. Medd. Om. Gronland, Bioscience. 39:195-212.
- Jonkel, C.J. 1969. White whales wintering in James Bay. J. Fish. Res. Board Can. 26:2205-2207.
- Kaysuya, T., D.E. Sergeant and K. Tanaka. 1988. Re-examination of life history parameters of long-finned pilot whales in Newfoundland waters. Sci. Rep. Whales Res. Inst. 39:103-119.
- Kingsley, M.C.S. 2000. Numbers and distribution of belugas in Hudson Bay, James Bay and Ungava Bay in Canada during the summer of 1993. Fish. Bull. 98: 736-747.
- Kingsley, M.C.S. 1989. Population dynamics of the narwhal (*Monodon monoceros*): an initial assessment (Odontoceti: Monodontidae). J. Zool., Lon. 219:201-208.
- Kingsley, M.C.S., P. Richard, and S. Innes. 1995. The effect of management options on the dynamics of beluga populations. Inédit. MS 26 pp.
- Lesage, V., W.D. Doidge, and R. Fibich. 2001. Harvest statistics for beluga in Nunavik, 1974-2000. Can. Stock. Ass. Secr. Res. Doc. 2001/022. 52 pp.
- Martin, A.R. and T.G. Smith. 1992. Deep diving in wild, free-ranging beluga whales, *Delphinapterus leucas*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 462-466.
- Olesiuk, P.F., M.A. Bigg, and G.M. Ellis. 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Rept. Of the Int. Whaling Com. Spec. Issue 12:209-243.
- Palisade Corporation Inc. 2000. Guide to Risk Optimizer: simulation optimization for Microsoft Excel. Windows version Release 1.0. Newfield, NY, USA.
- Palisade Corporation Inc. 2000. @Risk advanced risk analysis for spreadsheets. Windows version Release 1.0. Newfield, NY, USA.
- Reilly, S.B. and J. Barlow. 1986. Rates of increase in dolphin population size. Fish. Bull. 84:527-533.
- Sergeant, D.E. 1973. Biology of white whales (*Delphinapterus leucas*) in western Hudson Bay. J. Fish. Res. Board Can. 30:1065-1090.
- Smith, T.G. and M.O. Hammill. 1986. Population estimates of white whale, *Delphinapterus leucas*, in James Bay, Eastern Hudson Bay and Ungava Bay. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:1982-1987.

Tableau 1. Statistiques des prises de bélugas dans les villages du Nunavik, 1984-2000 (d'après Lesage *et al.*, 2001).

ANNÉE	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	2000
Kuujuarapik	35	40	10	11	0	8	8	12	16	12	22	14	15	11	14	14	8
Umiujaq	-	-	3	15	12	18	12	24	24	19	18	21	19	19	18	24	19*
Inukjuak	58	11	7	11	17	17	11	20	16	13	19	20	22	21	18	19	35
Puvirnituk	-	-	0	16	23	41	22	50	22	23	23	36	38	33	36	27	29
Akulivik	4	11	12	12	12	19	9	18	16	16	20	18	15	24	17	22	12
Total de l'est de la baie d'Hudson	97	62	32	65	64	103	62	124	94	83	102	109	109	108	103	106	103
Ivujivik	69	35	5	24	19	118	-	31	2	37	-	38	34	22	44	37	36
Salluit	29	22	24	20	16	53	17	28	19	37	46	40	32	46	54	33	28
Kangiksujuaq	26	32	22	28	28	28	24	39	28	29	34	22	25	25	22	27	26
Quaqtaq	46	32	21	21	15	35	18	29	22	32	35	28	23	31	32	24	26
Total du détroit d'Hudson	170	121	72	93	78	234	59	127	71	135	115	128	114	124	152	121	116
Kangirsuk	3	7	9	8	7	11	10	12	3	12	10	12	16	16	13	19	12
Aupaluk	2	3	3	1	2	3	5	9	0	3	6	6	8	8	4	13	8
Tasiujaq	4	9	14	4	11	9	3	2	2	7	12	11	6	14	17	21	13
Kuujuaq	5	2	10	5	2	8	3	3	4	12	9	10	5	13	10	8	7
Kangiksualujuaq	5	3	5	2	1	0	0	7	0	4	11	2	9	7	3	7	11
Total de la baie d'Ungava	19	24	41	20	23	31	21	33	9	38	48	41	44	58	47	68	51
Total du Nunavik	286	207	145	178	165	368	142	284	174	256	265	278	267	290	302	295	258

Tableau 2. Paramètres démographiques des populations d'odontocètes

Paramètre	Béluga	Narval	Épaulard	Globicéphale	Marsouin commun	Dauphin tacheté
Longévité (années)	35		80	46	20	33-45
Âge au premier petit (années)	4-7	6	14	7	4-5	13
Taux de naissance brut (par an)	0,26-0,47	0,3-0,38	0,154	0,37-0,40	0,4-0,83	0,33-0,4
Taux d'accr. max.	0,03-0,038	0,03-0,04	0,025-0,029	0,028	0,096-0,111	0,02-0,04
Sources	Doidge 1990; Burns et Seaman, 1985	Kingsley, 1989	Olesiuk <i>et al.</i> , 1990; Brault et Caswell, 1993	Kasuya <i>et al.</i> , 1998	Caswell <i>et al.</i> , 1998.	Barlow et Boveng, 1991; Chivers et Myrick, 1993.

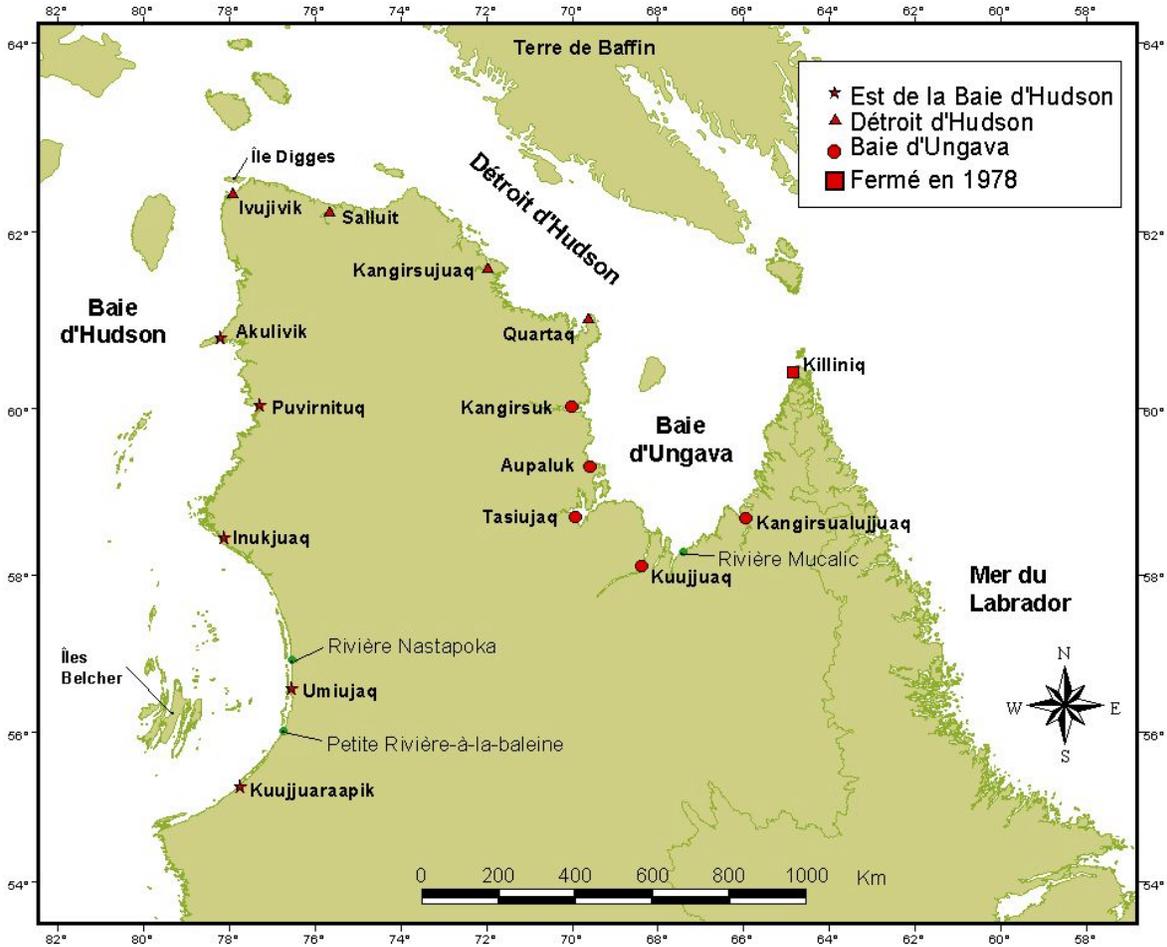


Figure 1. Carte des communautés du Nord québécois (Nunavik).

## Sensibilité de la régression

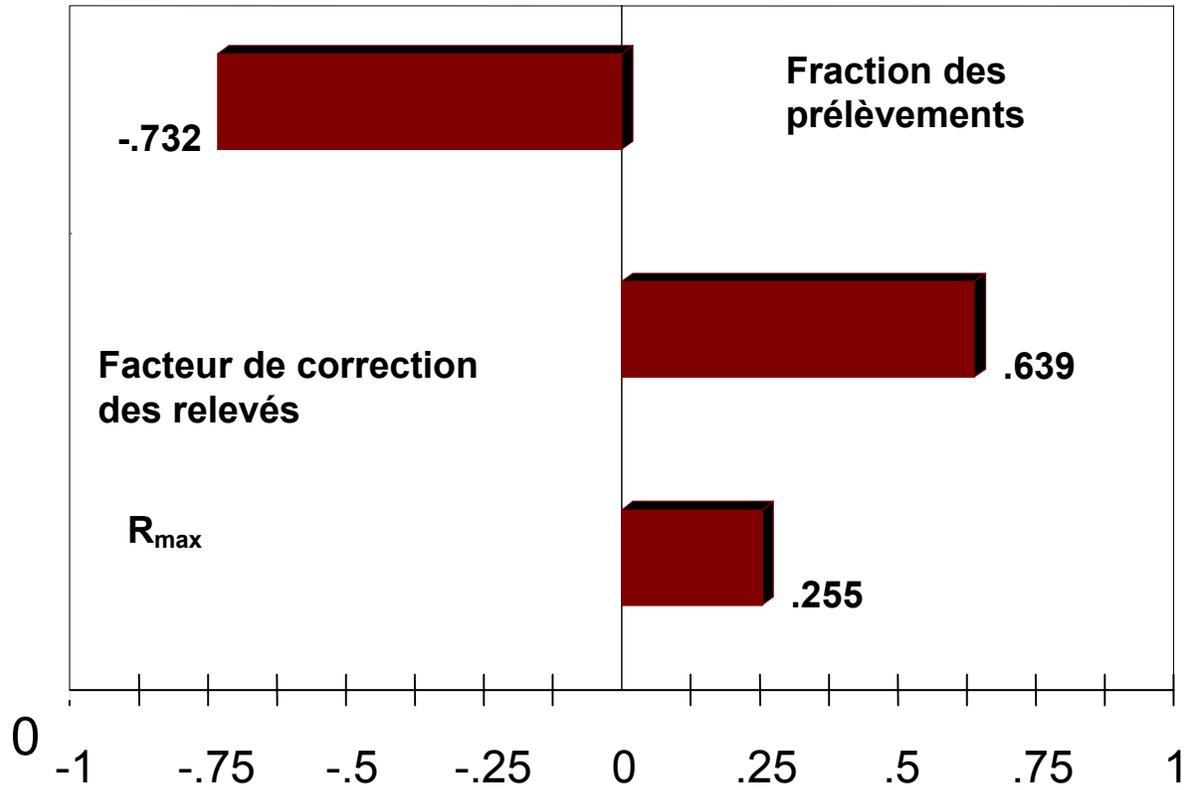


Figure 2. Sensibilité des estimations de la population tirées du modèle aux changements dans les paramètres d'entrée.

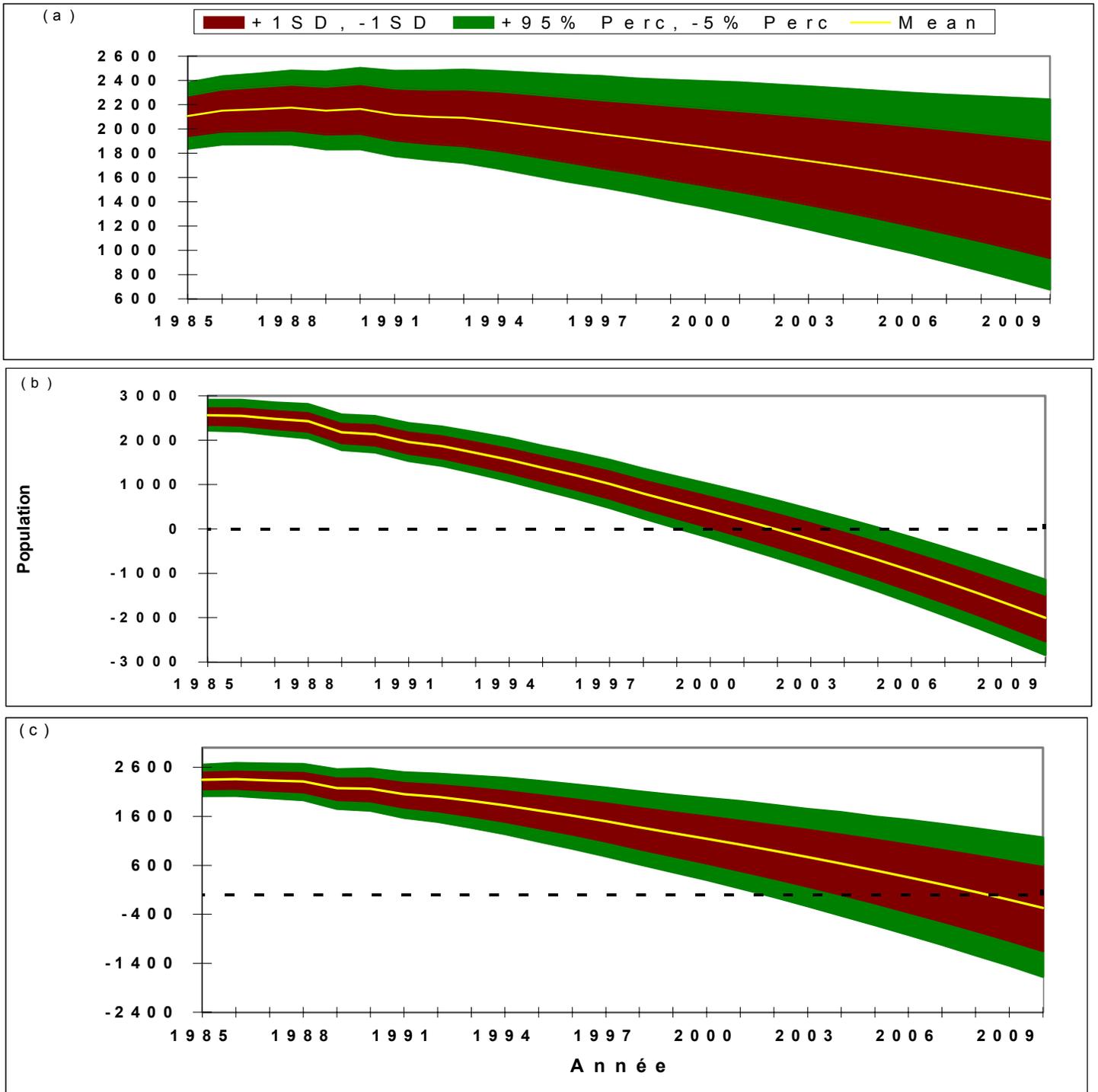


Figure 3. Trajectoire de la population EBH de 1985 à 2010 en supposant que  $r=0,03-0,04$ , le niveau de prélèvement est celui de 2000 et que (a) aucun béluga EBH n'est présent dans les captures du détroit d'Hudson, (b) tous les animaux prélevés dans le détroit d'Hudson proviennent de la population EBH, et (c) 0,5 (et=0,15) des captures du détroit d'Hudson sont des animaux EBH.

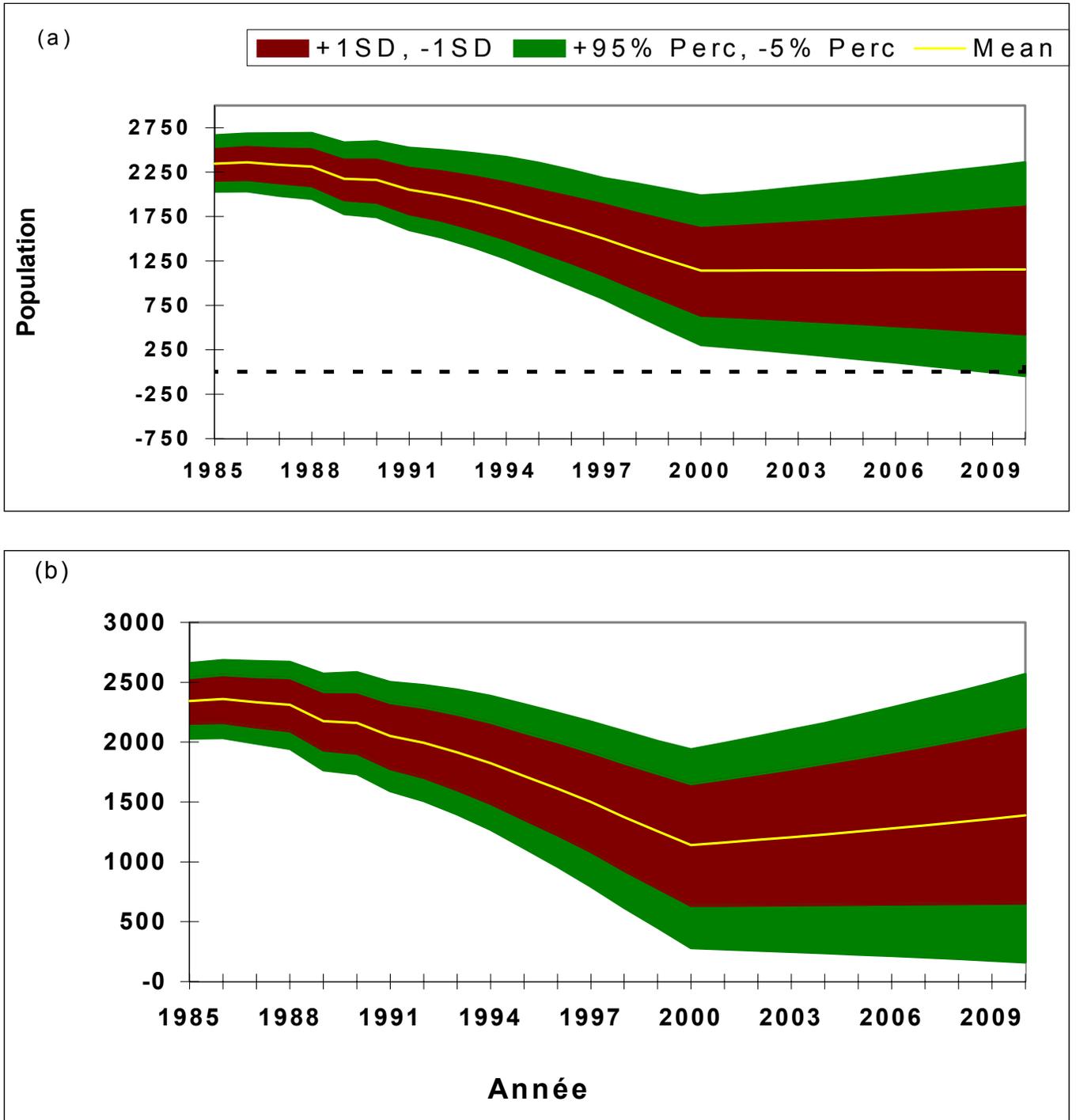


Figure 4. Impacts prévus de la chasse sur la population EBH: (a) captures totales de 40 animaux; (b) captures totales de 20 animaux.

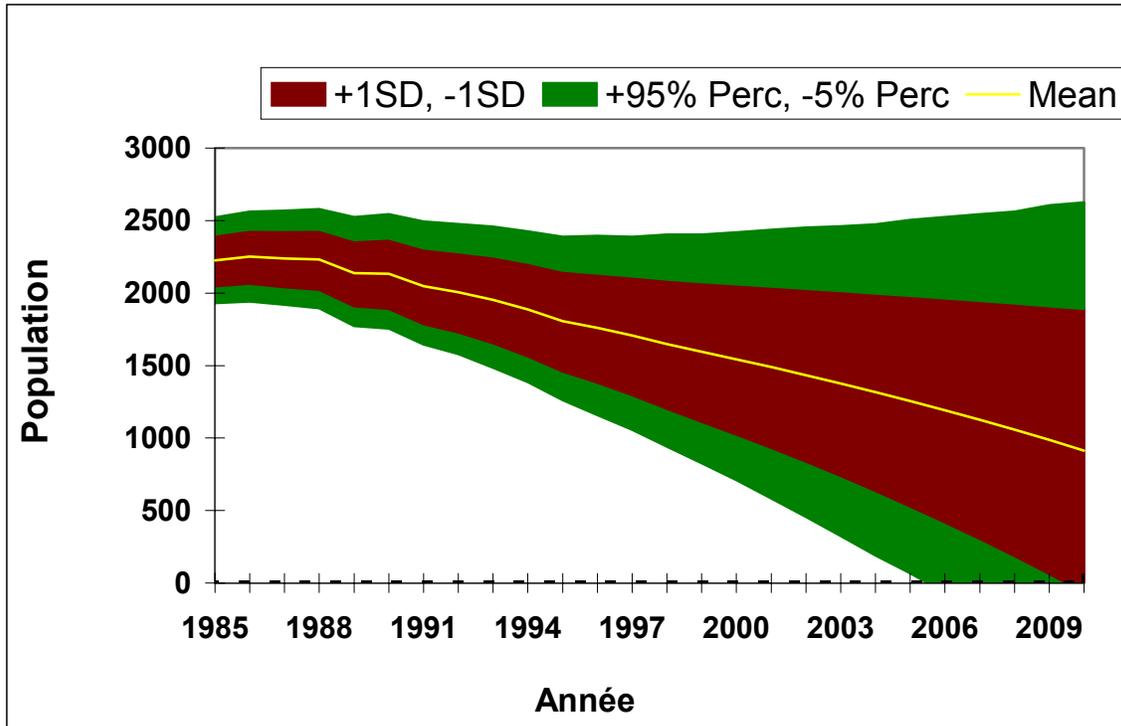


Figure 5. Changements prévus dans l'abondance des bélugas de l'est de la baie d'Hudson, en supposant que les animaux chassés par les villages de Puvirnituk et d'Akulivik depuis 1996 ont été pris dans la région du détroit d'Hudson et que la proportion des bélugas de l'est de la baie d'Hudson dans les prises du détroit d'Hudson est de 30 %.

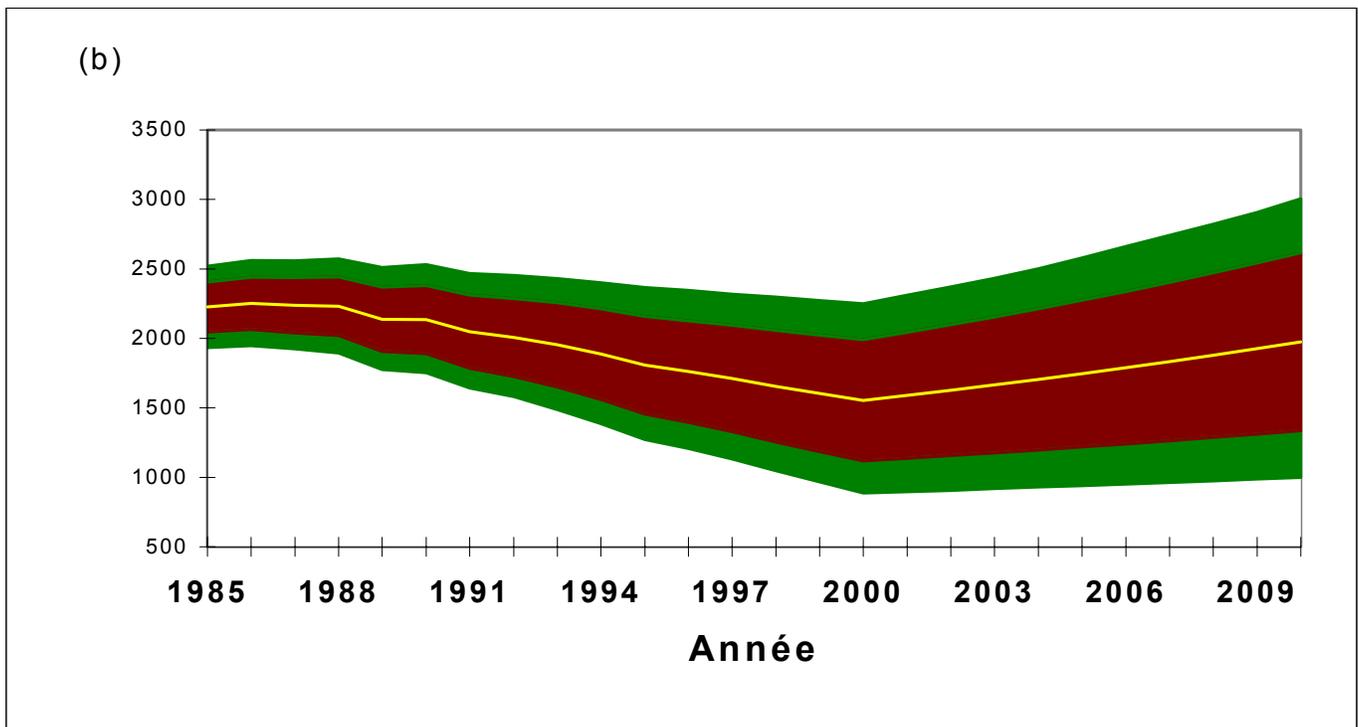
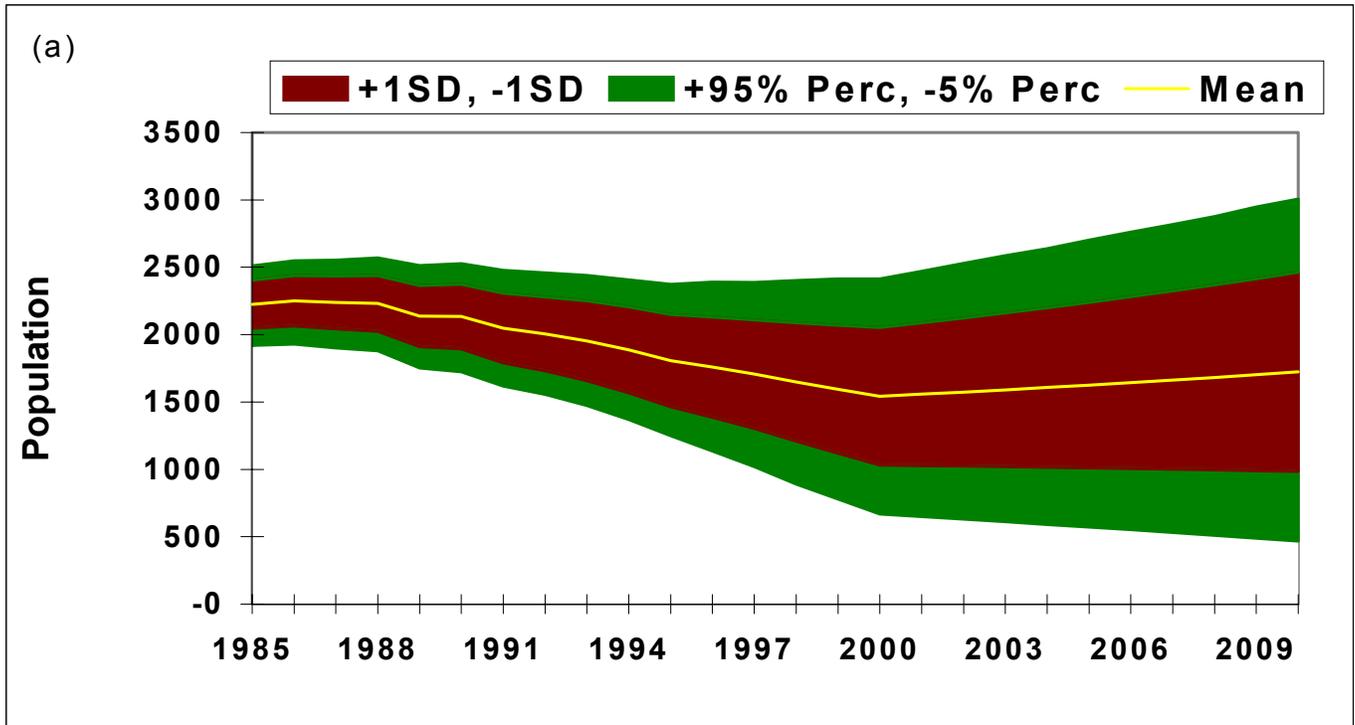


Figure 6. Changements prévus dans l'abondance des bélugas de l'est de la baie d'Hudson, en supposant que les animaux chassés par les villages de Puvirnituk et d'Akulivik depuis 1996 ont été pris dans la région du détroit d'Hudson et que la proportion des bélugas de l'est de la baie d'Hudson dans les prises du détroit d'Hudson est de 30 %; (a) quota de 40 baleines, (b) quota de 20 baleines.