



## ÉVALUATION DU HARENG DE L'ATLANTIQUE (*CLUPEA HARENGUS*), COMPOSANTES DES REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS ET D'AUTOMNE, DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT (DIVISION 4T-4Vn DE L'OPANO) ET AVIS POUR LES PÊCHES DE 2020 ET DE 2021



Hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*)

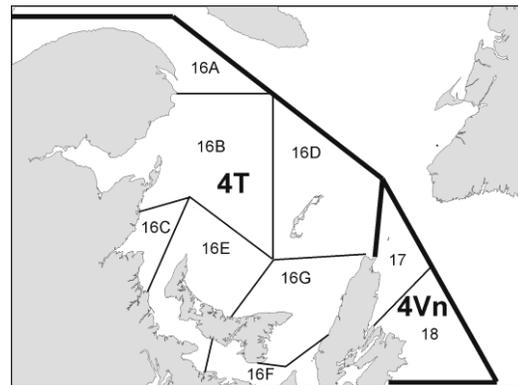


Figure 1. Divisions 4T et 4Vn de l'OPANO et les zones de gestion des pêches du hareng correspondantes.

### Contexte :

Le stock de hareng de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent est distribué entre la côte nord de la péninsule de la Gaspésie et l'extrémité nord de l'île du Cap-Breton, et englobe les îles de la Madeleine (Figure 1). Le hareng du sud du golfe du Saint-Laurent est exploité par une flottille de pêche à engins fixes (filet maillant) sur les frayères et par une flottille à engins mobiles (senne coulissante, bateaux > 65 pi) qui le capture dans les eaux plus profondes. La flottille de pêche à engins fixes capture presque uniquement des reproducteurs de printemps au printemps, exception faite du mois de juin, et presque uniquement des reproducteurs d'automne à l'automne. La flottille de pêche à engins mobiles capture un mélange de reproducteurs de printemps et d'automne au cours de la saison de pêche. Les pourcentages de reproducteurs de printemps et de reproducteurs d'automne dans les prises varient selon la saison. Ces dernières années, le hareng de printemps a été vendu principalement comme appât, mais historiquement, il était également vendu comme bouffi (hareng fumé) et sous forme de filet. Le hareng d'automne est surtout destiné au marché de la rogue, du bouffi, de l'appât et du filet. La gestion par contingent a été adoptée en 1972. En 2019, 2 332 permis de pêche à engins fixes et 8 permis de pêche à la senne ont été émis. De ces permis, approximativement 22 % des permis de pêche à engin à fixe et 25 % des permis de pêche à la senne sont actifs (au moins un voyage par saison).

Les évaluations des composantes des reproducteurs de printemps et d'automne du hareng du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T-4Vn de l'OPANO) servent à établir le contingent annuel. Une réunion du Processus de consultation régionale a eu lieu les 12-13 mars 2020 à Moncton (N.-B.) pour analyser l'état des composantes des reproducteurs de printemps et d'automne du hareng de la division 4T-4Vn de l'OPANO et pour émettre des avis pour les pêches de 2020 et de 2021. Parmi les participants à cette réunion, on comptait des représentants des Sciences du MPO (régions du Golfe, de

*Québec et de Terre-Neuve-et-Labrador), de Gestion des pêches du MPO (régions du Golfe et du Québec), des gouvernements provinciaux, de l'industrie de la pêche et d'organismes autochtones et d'organismes environnementaux non-gouvernementaux.*

## SOMMAIRE

- Le hareng de l'Atlantique dans le sud du golfe du Saint-Laurent est constitué des composantes de reproducteurs de printemps et de reproducteurs d'automne, qui sont des stocks génétiquement distincts et, à ce titre, sont évaluées séparément.
- Des modèles de population Statistique de Capture par Âge (SCA) incorporant la capturabilité à la pêche aux engins fixes variable dans le temps et la mortalité naturelle variable dans le temps ont été utilisés pour la première fois dans cette évaluation.
- Pour les reproducteurs de printemps et d'automne, l'augmentation de la mortalité naturelle estimée pour les individus du groupe d'âge 7 à 11+ était corrélée avec l'augmentation de phoque gris et de thon rouge de l'Atlantique dans le sud du golfe du Saint-Laurent durant la même période.

### Composante de reproducteurs de printemps

- Selon l'évaluation actuelle, l'estimation de la biomasse du stock reproducteur (BSR) de hareng reproducteur de printemps en 2018 et 2019 est probablement (> 80 % probabilité) restée dans la zone critique du Cadre de l'Approche de Précaution. La BSR se trouve sous le point de référence limite (PRL) depuis 2002.
- Sous les conditions actuelles de mortalité naturelle élevée, de déclin du poids-à-l'âge et de faible recrutement, il est peu probable que la BSR augmente à court terme (2021 et 2022) ou à long terme (2029). Même en l'absence de prélèvements par la pêche, la probabilité que le stock demeure dans la zone critique est très élevée (> 90 %).
- Un pêche dirigée cible les reproducteurs de printemps avec des débarquements de 798 tonnes en 2018 et 1 047 tonnes en 2019. Le taux de mortalité par la pêche des reproducteurs de printemps a dépassé la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution depuis 1999.
- Le recrutement est demeuré stable à des valeurs faibles depuis 1994. Ce faible recrutement est cohérent avec des changements environnementaux à long terme, comme l'augmentation de la température et des changements dans l'abondance de différentes espèces de zooplancton. Compte tenu de la tendance actuelle au réchauffement de la température de surface, on ne s'attend pas à ce que le recrutement s'améliore au cours des prochaines années.
- Les estimations de la mortalité naturelle pour les âges 2 à 6 varient entre 21 % et 41 % au cours de la série chronologique, mais la mortalité naturelle pour les poissons plus âgés (âges 7-11+) a augmenté après 2011 pour atteindre une valeur de 64 % en 2018 et 2019.

### Composante de reproducteurs d'automne

- La biomasse du stock reproducteur (BSR) du hareng reproducteur d'automne est virtuellement certain (100%) de se situer dans la zone de prudence du Cadre de l'Approche de Précaution.

- Dans les conditions actuelles de mortalité naturelle élevée, de mortalité par la pêche constante, de déclin du poids-à-l'âge et de faible recrutement, il est peu probable que la BSR augmente à court terme (2021 et 2022) ou à long terme (2029). La réduction du taux de la mortalité par la pêche réduira légèrement les probabilités de déclin dans les prévisions à court et à long terme. Il est peu probable (0-33 %) que la BSR augmente d'ici 2022 à tous les niveaux de prises.
- Les estimations préliminaires des débarquements de la composante de reproducteurs d'automne en 2018 était 16 742 t d'un contingent de 25 000 tonnes et de 15 544 t d'un contingent de 22 500 tonnes en 2019. En moyenne, la mortalité par la pêche a dépassé la règle de décision provisoire du Cadre de l'Approche de Précaution pour la plupart des années 1990 et 2000, mais est présentement sous la règle de décision provisoire et à un niveau stable.
- Le recrutement est en baisse depuis 2006 et a atteint les niveaux les plus bas de la série chronologique ces dernières années. Les conditions environnementales qui favorisent un recrutement élevé nécessitent une synchronisation de la température, de l'abondance du zooplancton et du moment de la libération des larves de hareng. Il n'est pas possible de prévoir la prévalence de futures conditions environnementales favorables au recrutement de hareng reproducteurs d'automne.
- Les estimations de la mortalité naturelle pour les âges 2 à 6 ont diminué au cours de la série chronologique et cette tendance correspond au déclin observé de l'abondance de la morue franche dans le sGSL. Pour les âges 7 à 11+, la mortalité naturelle a fortement augmenté en 2004 pour atteindre un pic au milieu des années 2010 et s'est depuis stabilisée à des valeurs d'environ 55 %.

## INTRODUCTION

Le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) est une espèce pélagique qui vit en bancs. Le premier frai se produit habituellement à l'âge de 4 ans. La population de hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) est constituée de deux composantes de reproducteurs : les reproducteurs de printemps (RP) et les reproducteurs d'automne (RA). Le frai de printemps se produit surtout en avril et en mai, à des profondeurs de moins de 10 m. Le frai d'automne se déroule de la mi-août à la mi-octobre, à des profondeurs de 5 à 20 m. Le hareng affiche une grande fidélité à ses frayères. Au cours des dernières années, les plus importantes frayères de printemps étaient concentrées dans le détroit de Northumberland et dans la baie des Chaleurs, tandis que les plus importantes frayères d'automne se trouvaient dans les eaux côtières au large de Miscou et d'Escuminac (N.-B.), de North Cape et du Cap Bear (Î.-P.-É.), et de Pictou (N.-É.). Les œufs fécondés se fixent sur le fond marin.

La pêche du hareng est gérée dans les sept zones de pêche de la zone 16 (A à G; Figure 1) de la division 4T de l'OPANO du sGSL. Les RP et les RA de la division 4T sont des stocks génétiquement distincts et sont évalués séparément. Pour la composante des reproducteurs d'automne, un modèle d'évaluation par région (Nord, Centrale, Sud) est utilisé depuis 2015 pour mettre à jour les avis pour la pêche (MPO 2015).

Le hareng est une proie pélagique vitale pour de nombreux prédateurs du sGSL incluant le phoque gris (*Halichoerus grypus*; Hammill et Stenson 2000; Hammill *et al.* 2007, 2014), les oiseaux marins (Cairns *et al.* 1991), les cétacés (Fontaine *et al.* 1994; Benoît et Rail 2016), plusieurs espèces de poissons de fond telles que la morue franche (*Gadus morhua*; Hanson et Chouinard 2002) et la merluche blanche (*Urophycis tenuis*; Benoît et Rail 2016), et le thon

rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*; Pleizier *et al.* 2012). De ces prédateurs principaux, les abondances de phoque gris et de thon rouge ont beaucoup augmenté, alors que l'abondance de la morue a beaucoup diminué dans les dernières décennies (Benoît et Rail 2016). Des changements environnementaux ce sont aussi produits dans le sGSL, incluant une augmentation de la température des eaux de surface et, conséquemment, des changements d'abondance et de compositions des assemblages zooplanctoniques (Blais *et al.* 2019; Galbraith *et al.* 2019). Le succès du recrutement des reproducteurs de printemps peut être expliqué par des températures de surface froides et la présence d'espèces de copépodes d'eau froide riches en énergie. Le succès du recrutement des reproducteurs d'automne a été associé à des eaux de surface plus chaude et la présence de petit copépodes d'eau chaude (Melvin *et al.* 2009; Brosset *et al.* 2019).

## Pêches

Entre 1978 et 2019, les débarquements totaux de hareng atlantique dans les divisions 4T et 4Vn de l'OPANO ont atteint un sommet de 93 471 t en 1995, pour redescendre à 16 471 t en 2019 (Figure 2). Le contingent (Total autorisé de captures; TAC) pour les prélèvements combinés de ces deux composantes dans les divisions 4T et 4Vn de l'OPANO est en vigueur depuis 1972. Depuis 1988, les débarquements totaux sont généralement inférieurs au TAC. Le TAC pour 2018 était de 25 500 t (25 000 t RA et 500 t intérim RP) et de 23 500 tonnes (22 250 t RA et 1 250 t RP) en 2019.

Le hareng du sGSL est exploité par une flottille de pêche au filet maillant (appelée « flottille à engins fixes ») et une flottille de pêche à la senne coulissante (« flottille à engins mobiles »). La pêche à engins fixes se concentre dans la division 4T de l'OPANO, tandis que la pêche à engins mobiles se déroule dans la division 4T et, historiquement, dans la sous-division 4Vn. Comme pour les années antérieures, 77 % du TAC pour les deux saisons a été alloué à la flottille de pêche à engins fixes et 23 % à la flottille de pêche à engins mobiles. Depuis 1981, la flottille de pêche à engins fixes est responsable de la majorité (73 % et 99 %) des débarquements déclarés, le pourcentage étant de 89 % en 2018 et de 93 % en 2019 (Figure 2). La pêche à engins fixes, pratiquée sur les frayères, vise généralement les stocks locaux.

Des TAC distincts pour la composante de reproducteurs de printemps et pour celle de reproducteurs d'automne sont établis depuis 1985. Les TAC sont attribués par saison de pêche. Les débarquements déclarés à la saison d'automne représentaient la majorité (65 % à 98 %) des débarquements totaux de hareng du sGSL et ce, tout au long de la série chronologique (Figure 2). On estime que les débarquements au cours de la saison de pêche d'automne représentaient 90 % et 97 % du nombre total de harengs récoltés en 2018 et en 2019, respectivement.

Les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne ne sont pas capturés uniquement durant leurs saisons de frai correspondantes et les débarquements sont attribués aux groupes de frai en fonction des caractéristiques macroscopiques obtenues à partir d'échantillons prélevés sur les prises de la pêche.

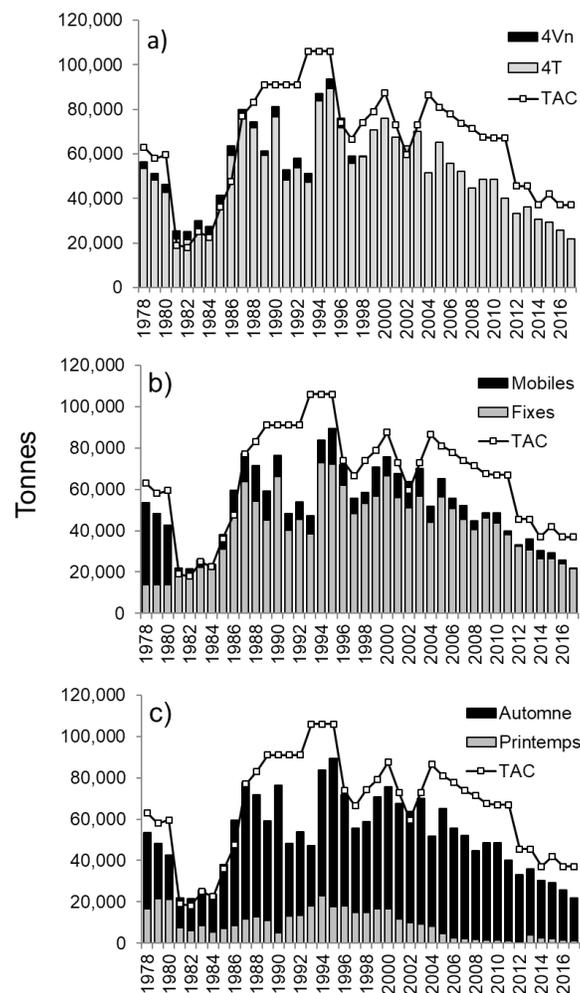


Figure 2. Débarquements déclarés (en tonnes) de hareng de l'Atlantique dans le sud du golfe du Saint-Laurent (reproducteurs de printemps et d'automne combinés) par division de l'OPANO (graphique du haut), par type d'engins (graphique du milieu) et par saison de pêche (graphique du bas), de 1978 à 2019. Le total autorisé des captures annuel correspondant (TAC; tonnes) est indiqué dans tous les graphiques. En ce qui concerne les débarquements par saison, les débarquements dans la division 4Vn de l'OPANO ont été attribués à la saison de pêche d'automne. Les données pour 2018 et 2019 sont préliminaires.

### Composante des reproducteurs de printemps (RP)

En 2018, un TAC intérimaire de 500 t a été fixé visant les RP mais aucun TAC officiel n'a été fixé. Le TAC pour 2019 visant les RP a été fixé à 1 250 t (Figure 3). En 2018 et en 2019, les estimations préliminaires des débarquements de reproducteurs de printemps étaient 798 t et 1 047 t, respectivement. En 2018, 160 % du TAC intérimaire de RP a été atteint alors que 84 % du TAC fût atteint en 2019. À quelques exceptions près, au cours de la période de 1981 à 2019, la plupart des RP ont été débarqués par la flottille de pêche à engins fixes. En 2018 et en 2019, on a estimé que la flottille de pêche à engins fixes a débarqué 67 % et 51 %, respectivement, du total des prélèvements de RP (Figure 3). En général, plus de 90 % des RP débarqués par la flottille de pêche à engins fixes l'ont été au cours de la saison de pêche du printemps, tandis que la plupart (> 75%) des RP débarqués par la flottille de pêche à engins mobiles l'ont été pendant la saison de pêche d'automne (Figure 3).

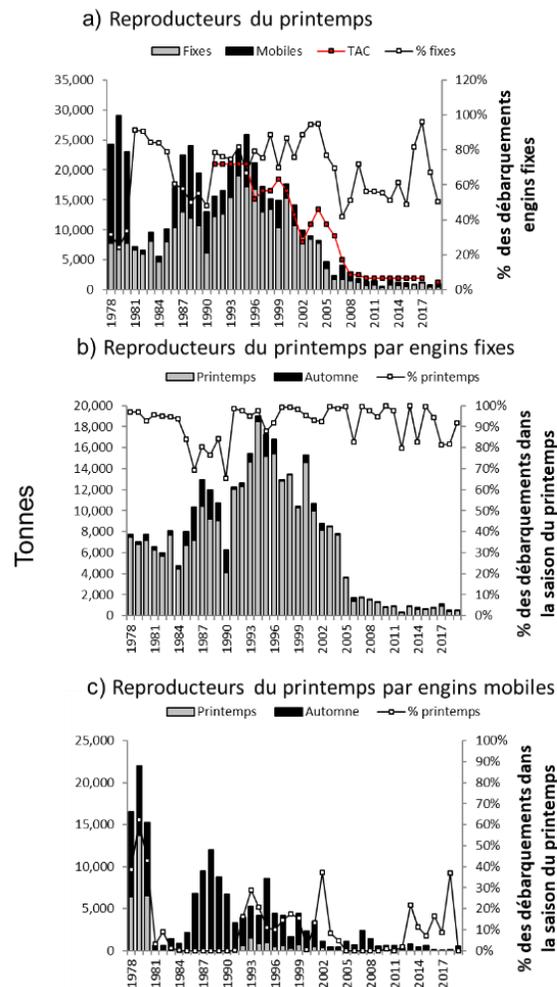


Figure 3. Estimation des débarquements (en tonnes) de harengs, composante des reproducteurs de printemps (RP), provenant du sud du golfe du Saint-Laurent entre 1978 et 2019. Le graphique du haut montre l'estimation des débarquements par type d'engin et la proportion des débarquements attribuée à la flottille de pêche à engins fixes. Le graphique du haut montre également les TAC visant les RP (symboles rouges) de 1991 à 2019. Le graphique du centre montre l'estimation des débarquements de RP par la flottille de pêche à engins fixes pratiquée pendant la saison de pêche de printemps et la saison de pêche d'automne, ainsi que la proportion de RP qui ont été débarqués au cours de la saison de pêche du printemps. Le graphique du bas présente l'estimation des débarquements de RP par la flottille de pêche à engins mobiles au cours de la saison de pêche de printemps et de la saison de pêche de l'automne, ainsi que la proportion de RP qui ont été débarqués pendant la saison de pêche du printemps. En ce qui concerne les débarquements par saison, les débarquements dans la division 4Vn de l'OPANO ont été attribués à la saison de pêche d'automne. Les données pour 2018 et 2019 sont préliminaires.

#### Prises selon l'âge et poids selon l'âge

Les prises selon l'âge utilisées pour l'ajustement du modèle de population, pour les deux types d'engins combinés, sont présentées à la Figure 4.

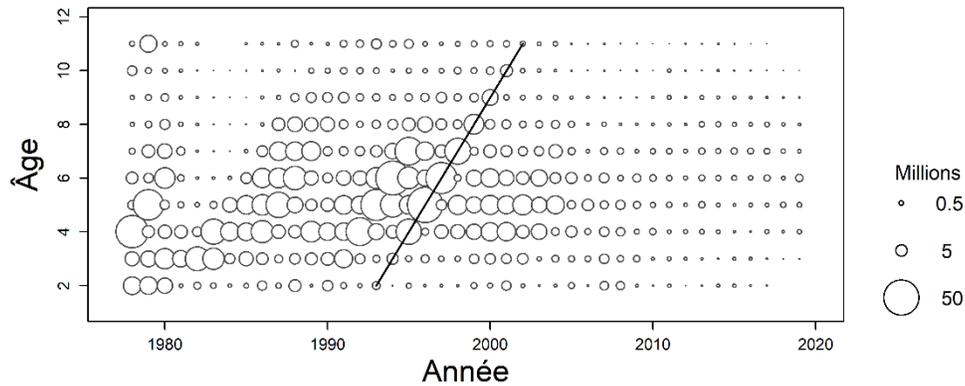


Figure 4. Prises selon l'âge de la composante de reproducteurs de printemps, tous engins confondus, entre 1978 et 2019. La taille des bulles est proportionnelle au nombre de prises par âge et par année. La diagonale représente la classe d'âge forte la plus récente (1991). Les valeurs indiquées à l'âge 11 représentent les prises pour les âges 11 ans et plus.

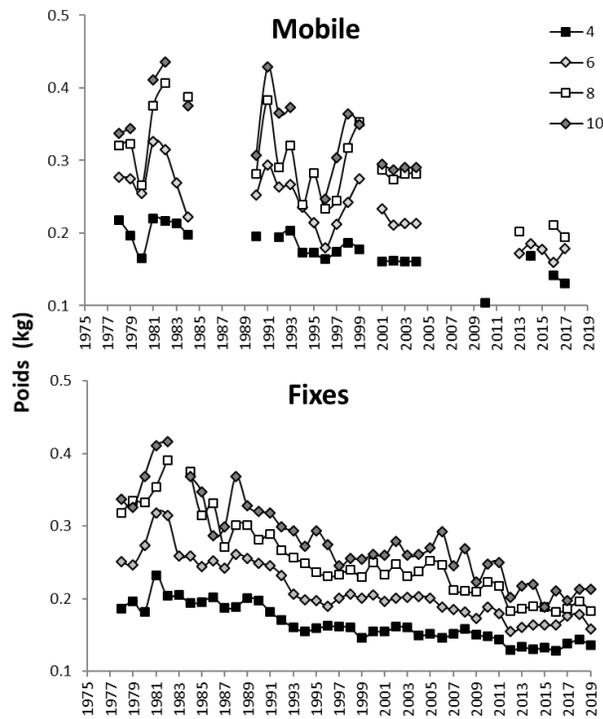


Figure 5. Poids moyen selon l'âge de la composante de reproducteurs de printemps du sud du golfe du Saint-Laurent, âgés de 4, 6, 8 et 10 ans, échantillonnés à partir des prises de la saison de pêche du printemps au moyen d'engins mobiles (graphique du haut) et au moyen d'engins commerciaux fixes (graphique du bas) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, entre 1978 et 2019.

Le poids-à-l'âge moyen des RP capturés par les engins fixes et mobiles durant la saison de pêche du printemps a diminué depuis les années 1990 pour les engins mobiles, et depuis le milieu des années 1980 pour les engins fixes (Figure 5). Le poids-à-l'âge moyen a diminué de 37 % entre 1978 et 2019. Pour un nombre donné de poisson, un poids moyen plus faible résulte en une biomasse plus faible lorsque les nombres sont convertis en masse.

**Composante des reproducteurs d'automne (RA)**

Le TAC pour la composante des reproducteurs d'automne est établi pour l'unité de stock de la division 4TVn de l'OPANO. L'estimation préliminaire des débarquements de RA pour 2018 et 2019 était de 16 742 t et 15 544 t, respectivement (Figure 6). Le TAC était de 25 000 t en 2018 et de 22 500 t en 2019. En 2018, 66 % du TAC des RA a été atteint et 70 % du TAC a été atteint en 2019. À quelques exceptions près, on estime qu'entre 1978 et 2019, la majorité des RA ont été débarqués par la flottille de pêche à engins fixes. En 2018 et en 2019, on a estimé que la flottille de pêche à engins fixes a débarqué 91 % et 93 %, respectivement, du total des prélèvements de RA (Figure 6). La majorité (généralement près de 100 %) des RA capturés par des engins fixes ont été débarqués pendant la saison de pêche d'automne. La flottille de pêche à engins mobiles a débarqué diverses quantités de RA à l'automne, 22 % et 100 % durant 2018 et 2019 (Figure 6).

*Prises selon l'âge et poids selon l'âge*

Les prises selon l'âge ont été compilées par région (Nord, Centrale et Sud) et par année. Les prises par la flottille de pêche à engins fixes ont été attribuées à la région de capture. Les prises par la flottille de pêche à engins mobiles dans la division 4T de l'OPANO ont été attribuées à la région la plus proche du lieu de capture. Les prises effectuées dans la sous-division 4Vn de l'OPANO pendant une pêche à la senne en hiver (avant 1999) ont été attribuées à chaque région proportionnellement aux autres prises de chaque région au cours de la même année.

Les matrices des prises et du poids selon l'âge des composantes des reproducteurs d'automne de la division 4T comprennent les prises effectuées par les flottilles à engins fixes et mobiles. Elles ont été calculées à partir de clés âge-longueur et de relations longueur-poids déterminées à partir d'échantillons de chaque région et saison de pêche.

Les prises selon l'âge par région qui ont été utilisées pour l'ajustement du modèle pour les deux types d'engins combinés sont présentées à la Figure 7.

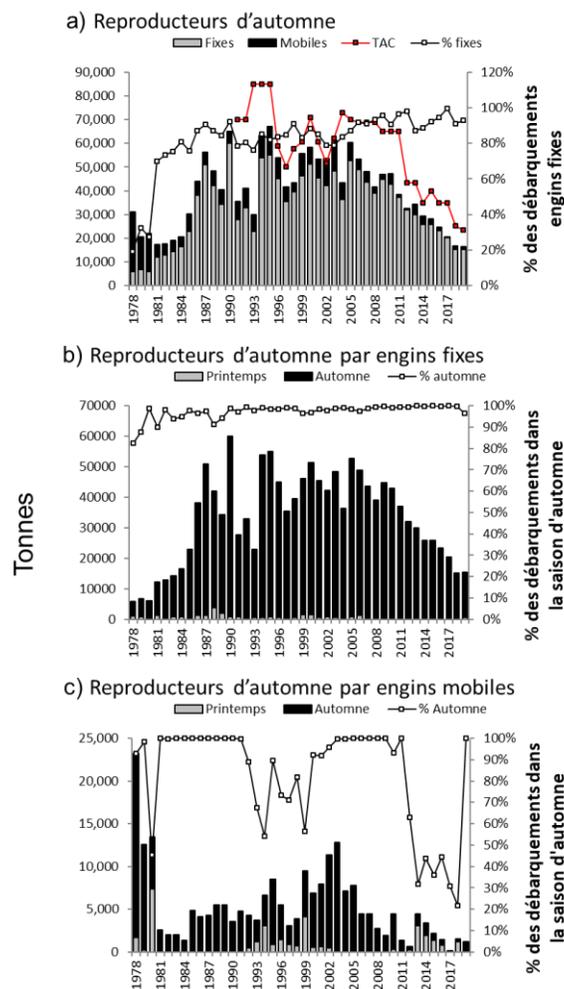


Figure 6. Estimation des débarquements (en tonnes) de harengs, composante de reproducteurs d'automne (RA), provenant du sud du golfe du Saint-Laurent entre 1978 et 2019. Le graphique du haut montre l'estimation des débarquements par type d'engin et la proportion des débarquements attribuée à la flottille de pêche à engins fixes. Le graphique du haut montre également les TAC visant les RA (symboles rouges) de 1991 à 2019. Le graphique du centre montre l'estimation des débarquements de RA par la flottille de pêche à engins fixes au cours de la saison de pêche de printemps et de la saison de pêche d'automne, ainsi que la proportion de RA qui ont été débarqués pendant la saison de pêche de l'automne. Le graphique du bas indique l'estimation des débarquements de RA par la flottille de pêche à engins mobiles qui ont eu lieu pendant les saisons de pêche de printemps et d'automne, ainsi que la proportion de RA qui ont été débarqués au cours de la saison de pêche de l'automne. En ce qui concerne les débarquements par saison, les débarquements dans la division 4Vn de l'OPANO ont été attribués à la saison de pêche d'automne. Les données pour 2018 et 2019 sont préliminaires.

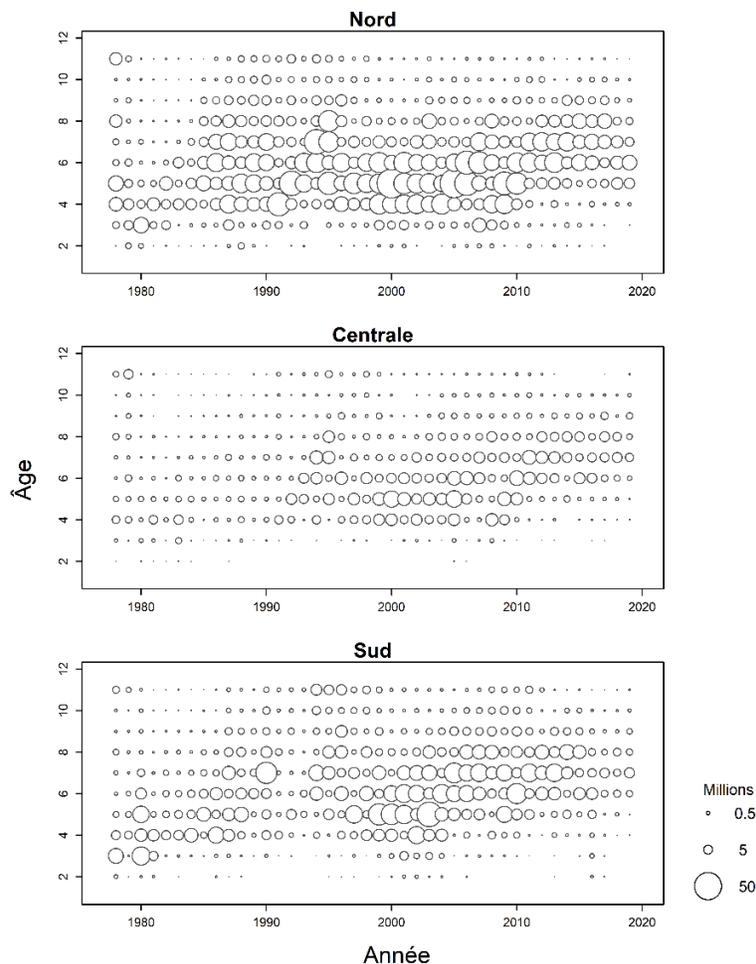


Figure 7. Graphiques à bulles des prises (nombre) selon l'âge de harengs, composante de reproducteurs d'automne, par région dans le sud du golfe du Saint-Laurent, par les flottilles à engins mobiles et à engins fixes combinées, de 1978 à 2019. La taille des bulles est proportionnelle au nombre de poissons dans les prises selon l'âge et l'année. Les valeurs indiquées pour l'âge 11 ans représentent les prises pour les âges 11 ans et plus.

Le poids moyen selon l'âge des RA capturés au moyen d'engins fixes et d'engins mobiles a diminué presque continuellement entre 1978 et 2011 et ont demeuré à ce niveau bas depuis (Figure 8). Le poids-à-l'âge moyen a diminué de 37 % entre 1978 et 2019. Les poids moyens inférieurs ont une incidence sur l'estimation de la biomasse du stock lorsque les données d'abondance sont converties en poids.

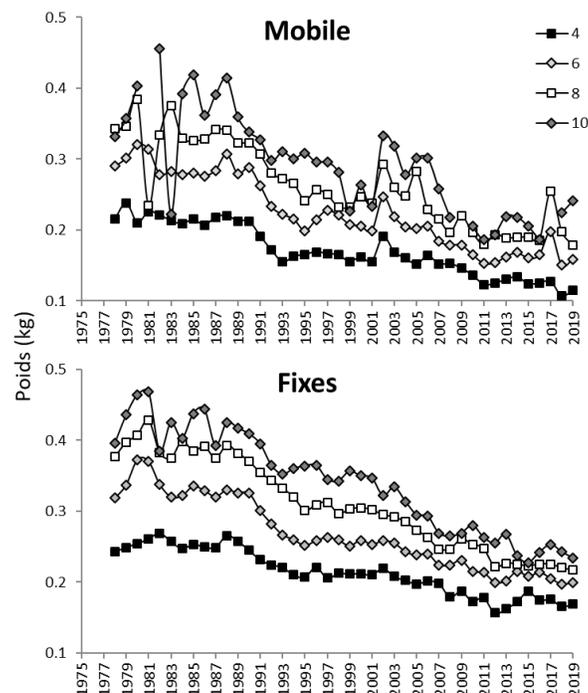


Figure 8. Poids moyen selon l'âge de harengs, composante de reproducteurs d'automne, âgés de 4, 6, 8 et 10 ans, échantillonnés à partir des prises de la saison de pêche d'automne au moyen d'engins mobiles (graphique du haut) et des prises au moyen d'engins fixes (graphique du bas) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, entre 1978 et 2019.

## ÉVALUATION

Les RP et les RA de harengs du sGSL sont des stocks distincts et sont évalués séparément. Les évaluations sont effectuées à l'aide des modèles Statistique de Capture par Âge (SCA) fondés sur les prises selon l'âge et sur les indices dépendants de la pêche et indépendants de la pêche selon l'âge. Le TAC de la pêche et, de ce fait, l'avis sur les options de prises sont présentés dans ce document pour les composantes des reproducteurs de printemps et d'automne séparément et à l'échelle de l'ensemble du sud du golfe du Saint-Laurent pour les deux composantes de reproducteurs.

### Indices de l'abondance

#### Sondage téléphonique

Un sondage téléphonique a été effectué chaque année depuis 1986 afin de recueillir des renseignements sur la pêche à engins fixes et l'opinion des pêcheurs sur les tendances relatives à l'abondance. Les réponses au sondage téléphonique comprennent de l'information sur l'effort de pêche, en ce qui concerne le nombre de filets, le nombre de levées et la taille du maillage utilisé. Ces données servent à calculer les indices de prises par unité d'effort (CPUE) de la pêche commerciale et à modéliser la sélectivité relative de la pêche à engins fixes dans le modèle d'évaluation des reproducteurs d'automne. L'opinion sur l'abondance relative n'est pas utilisée comme indice dans le modèle de population. Dans l'ensemble, les pêcheurs estimaient que l'abondance est demeurée similaire aux dernières années. Pour la pêche d'automne, les pêcheurs interrogés avaient l'impression que l'abondance a diminué dans toutes les régions.

**Relevé acoustique indépendant des pêches (RP et RA)**

Un relevé acoustique annuel indépendant de la pêche est réalisé depuis 1991 pour évaluer les concentrations de hareng au début de l'automne (septembre et octobre) dans le sGSL. La zone du relevé annuel standard se situe dans la zone 4Tmno (16B; Figure 1) où le hareng de la division 4T se rassemble à l'automne.

En 2018 et 2019, l'indice de la biomasse dans les relevés acoustiques pour les groupes de frai combinés était de 23 313 t et 18 826 t, respectivement. Selon les échantillons biologiques, on estimait que la biomasse de 2018 était constituée à 35 % de RP et 65 % de RA. La biomasse de 2019 était constituée à 38 % de RP et 62 % de RA.

Les modèles de populations utilisent les proportions-à-l'âge 4 à 8 ans pour les RP et 2 à 3 ans pour les RA, où le relevé acoustique génère un indice d'abondance pour les recrues seulement. Les modèles de population s'ajustent aussi à un indice de biomasse agrégé, pour chacune des deux composantes.

**Captures commerciales par unité d'effort (CPUE) dépendantes de la pêche (RP et RA)**

Les données sur l'effort et les prises par engins fixes ont été utilisées pour calculer les indices de biomasse agrégés (âges 4 à 10) de l'abondance des reproducteurs de printemps et d'automne, exprimés sous la forme de captures par unité d'effort (CPUE). Les indices de CPUE sont définis comme étant les prises en kg par filet-levé par sortie. Les modèles utilisent les proportions-à-l'âge de 4 à 10 ans. Dans le cas des reproducteurs de printemps, un indice est établi pour l'ensemble du sGSL. Dans le cas des reproducteurs d'automne, les indices sont établis pour les régions Nord, Centrale et Sud, individuellement.

**Indices indépendants de la pêche, filets maillants expérimentaux (RA)**

Au cours de la saison de pêche d'automne, les pêcheurs ont utilisé, plus ou moins chaque semaine, des filets expérimentaux constitués de mailles de différentes tailles. Chaque filet maillant expérimental comptait cinq panneaux de mailles de tailles différentes, sur un ensemble de sept tailles possibles allant de 2 po à 2¾ po, en augmentant de ½ po. Tous les filets avaient des panneaux dont les mailles mesuraient 2½ po, 2⅝ po et 2¾ po, et deux tailles de mailles plus petites qui variaient selon les pêcheurs. Les filets ont été placés sur les sites de pêche pendant la pêche commerciale.

Un indice de sélectivité relative a été développé pour tenir compte des changements dans la proportion de mailles de 2⅝ po et 2¾ po utilisés par les pêcheurs commerciaux, ainsi que des changements dans la longueur moyenne selon l'âge qui ont généralement diminué au fil du temps. Les prises au moyen des filets expérimentaux sont aussi utilisées pour produire des indices de proportions-à-l'âge de 3 à 9 ans.

Les évaluations précédentes comprenaient des indices d'abondance par âge et par région à partir de prises dans les filets expérimentaux. Des travaux préliminaires sur les modèles SCA ont montré que cet indice montrait un mauvais ajustement, un certain blocage dans les proportions résiduelles à l'âge et une absence de tendance. L'indice d'abondance agrégé par âge n'a donc pas été utilisé dans cette évaluation. Cependant, les proportions selon l'âge ont été utilisées dans cette évaluation. Les modèles de population de harengs reproducteurs d'automne utilisent les proportions-à-l'âge des poissons de 3 à 9 ans.

**Indice indépendant de la pêche, relevé au chalut de fond de septembre (RA)**

Cet indice, établi à l'échelle du sGSL, est utilisé pour modéliser la population de reproducteurs d'automne. Le relevé multi-espèces au chalut de fond, qui est réalisé chaque année en septembre depuis 1971, fournit des renseignements sur l'abondance et la répartition du hareng

pour l'ensemble du sGSL. Depuis 1994, l'échantillonnage des prises de hareng est effectué pour désagréger les prises selon les groupes de reproducteurs et l'âge. Les données permettant de distinguer les groupes de reproducteurs et l'âge étaient disponibles pour la période de 1994 à 2019 aux fins de la présente évaluation.

Dans l'évaluation précédente, l'indice du relevé multi-espèce au chalut de fond a été calculé en corrigeant d'abord l'effet jour-nuit sur les captures. Ces dernières années, et suite à l'effondrement des stocks de poisson de fond, il a été noté que le hareng demeure plus associé au fond, même la nuit (McQuinn 2009) et, par conséquent, le facteur de correction de l'effet jour-nuit générant des indices d'abondance très élevés et probablement biaisés. Pour cette évaluation, les indices de capture moyenne stratifiée selon l'âge ont été calculés sans la correction de l'effet jour-nuit. Les tendances de cet indice relatif sont similaires à celles de l'indice précédent (McDermid *et al.* 2018).

## Composante de reproducteurs de printemps (RP)

### Indices d'abondance

#### *Relevé acoustique*

Le relevé acoustique fournit des indices d'abondance des reproducteurs de printemps (en nombre) pour les âges de 4 à 8 ans, entre 1994 et 2019 (Figure 9). L'indice combiné a atteint un sommet au milieu des années 1990 pour ensuite diminuer et demeurer à des niveaux faibles au cours des années 2000.

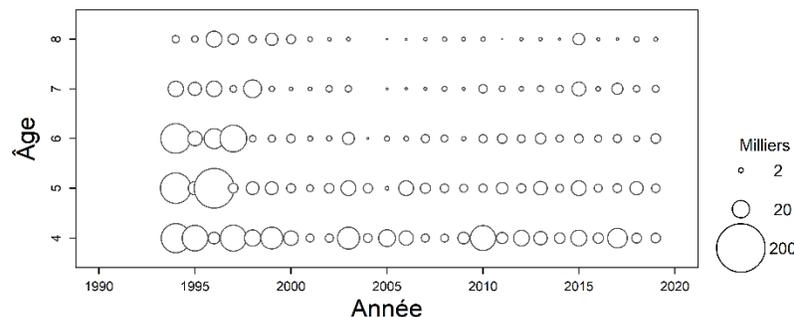


Figure 9. Graphique à bulles de l'abondance selon l'âge (nombre) de hareng pour les âges de 4 à 8 ans, composante de reproducteurs de printemps, selon le relevé acoustique indépendant de la pêche du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1994 à 2019.

#### *Captures par unité d'effort dans la pêche commerciale à engins fixes*

L'indice CPUE des RP affiche une cohérence interne, car l'abondance des cohortes est corrélée d'une année à l'autre, comme le montre l'exemple sur la séquence des prises de la classe d'âge de 1988 (4 ans en 1992, 5 ans en 1993; Figure 10). On constate des diminutions des CPUE de poissons plus jeunes et des augmentations des CPUE de poissons plus âgés depuis 2011 (Figure 10).

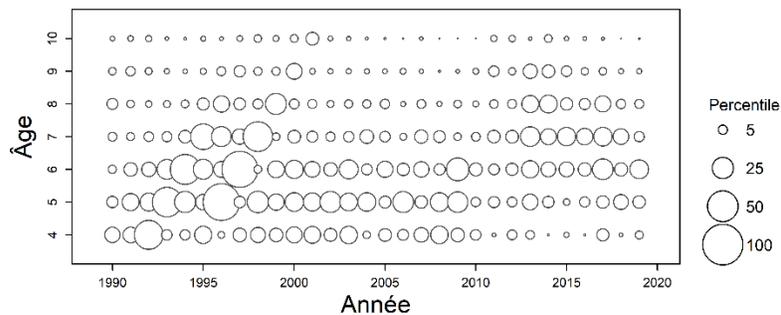


Figure 10. Graphique à bulles des valeurs de CPUE (nombre par filet-levé par sortie) de harengs, composante de reproducteurs de printemps, selon l'âge par les engins fixes dans le sud du golfe du Saint-Laurent, 1990 à 2019. La taille des bulles est proportionnelle à la valeur maximale de l'indice de CPUE.

### Modèle de population

Cette évaluation à utiliser un modèle SCA dont les paramètres de capturabilité aux engins fixes et de mortalité naturelle varient au fil du temps. Les intrants du modèle SCA incluent les proportions-à-l'âge pour les âges 2 à 11+ de 1978 à 2019, la biomasse annuelle agrégée des prise-à-l'effort de la pêcherie et leurs proportions-à-l'âge pour les âges 4 à 10 (1990-2019, en nombre de poissons capturés), et un indice d'abondance provenant du relevé acoustique d'automne, en poids totales et en proportions-à-l'âge pour les âges 4 à 8 (1994-2019).

La capturabilité à la pêcherie, définie comme la proportion du stock prélevée par une unité d'effort, était en moyenne 0,002 dans les années 1990. De 2006 à 2019, elle a augmenté jusqu'à 0,006 (Figure 11). La capturabilité estimée a augmenté alors que la BSR a diminué (Figure 11).

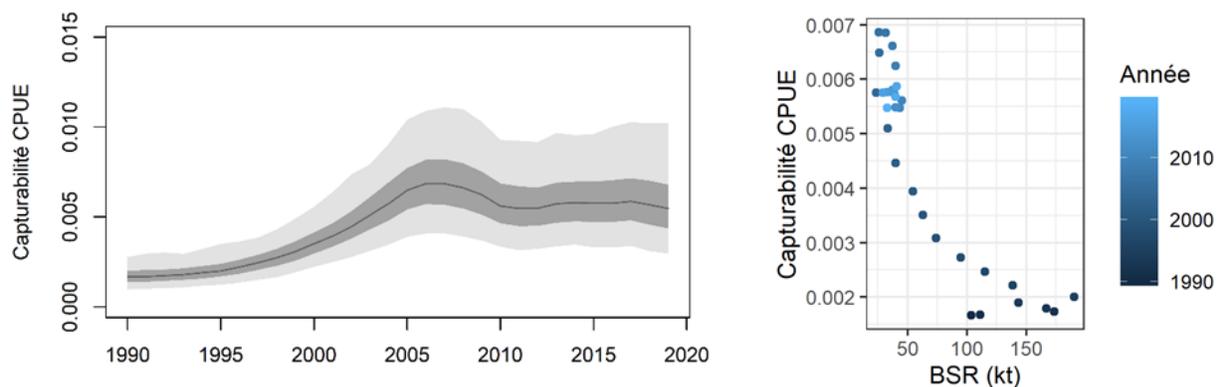


Figure 11. Capturabilité estimée de harengs reproducteurs de printemps pleinement recrutés par rapport à l'indice de CPUE (graphique de gauche) et capturabilité de harengs reproducteurs de printemps pleinement recrutés dans la pêche au filet maillant par rapport à la biomasse du stock reproducteur en date du 1 avril (graphique de droite). Dans le graphique de gauche, la ligne indique les estimations médianes, la zone ombragée pâle représente les intervalles de confiance à 95 % et la zone ombragée foncée les intervalles de confiance à 50 %.

La mortalité naturelle estimée pour les âges 2 à 6 ans varie de 0,24 à 0,53 au cours de la série temporelle (entre 21 % et 41 % de mortalité annuelle). Pour les âges 7 à 11+ ans, la mortalité naturelle augmente graduellement de 0,29 à 0,52 entre 1978 et 2005 (entre 25 % et 41 % de

mortalité annuelle). À partir de 2011, la mortalité naturelle a augmenté rapidement pour atteindre un pic de 1,03 en 2018 et 2019 (64 % de mortalité annuelle, Figure 12).

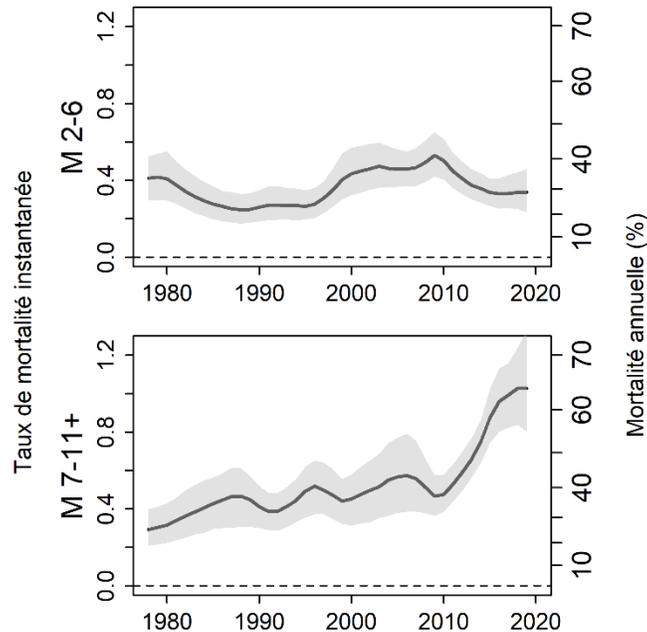


Figure 12. Taux de mortalité naturelle instantanée (axe de gauche) et mortalité annuelle (axe de droite) estimée de harengs reproducteurs de printemps pour les âges 2 à 6 (graphique du haut) et les âges 7 à 11+ (graphique du bas). Les lignes indiquent les estimations médianes, et la zone ombragée représente les intervalles de confiance à 95 %.

#### Recalcul des points de référence

Le point de référence limite (PRL) pour le Hareng du sGSL est  $B_{\text{reprise}}$ , qui correspond à la biomasse la plus faible de laquelle le stock a pu récupérer, calculé selon la moyenne des quatre biomasses du stock reproducteur (BSR) les plus faibles au début des années 1980, de 1980 à 1983 (MPO 2005). Si le modèle change, la BSR peut être réévaluée à la hausse ou à la baisse. Avec le changement de modèle en 2020, la BSR a augmenté pour toute la série temporelle. Le PRL révisé est de 47 250 t, ce qui est 245 % supérieur à l'ancienne valeur de 19 250 t. Le point de référence supérieur (PRS) est augmenté de la même proportion que le PRL, soit de 54 000 t à 132 46 t. Le PRL et le PRS sont ajustés en date du 1<sup>er</sup> avril pour tenir en compte trois mois de mortalité naturelle estimée des deux groupes d'âges. Le niveau d'exploitation de référence dans la zone saine, précédemment défini à  $F_{0,1}$  et correspondant à  $F = 0,35$ , a été retenu de la dernière évaluation (MPO 2005).

#### Biomasse du stock reproducteur et taux d'exploitation

Les estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR) (âge 4+) de cette évaluation sont présentées pour le début de la saison de pêche (le 1<sup>er</sup> avril) et ainsi tient compte de trois mois de mortalité naturelle. Les BSR estimées étaient supérieures à celles estimées lors des dernières évaluations parce que les estimations de la mortalité naturelle du modèle SCA sont plus élevées que la valeur assumée précédemment de  $M = 0,2$  (MPO 2018; McDermid *et al.* 2018). Cependant, le stock demeure dans la zone critique de l'Approche de Précaution (Figure 13). Les estimations de la BSR pour le début de 2018 et de 2019 étaient de 40 134 t (intervalle de confiance à 95 % : 26 119 – 63 709 t) et 33 010 t (IC 95 % : 21 014 – 53 709 t),

respectivement. L'estimation pour 2019 se situe à 70 % de la valeur du PRL. Les probabilités que la BSR estimée par le modèle soit inférieure au PRL au début de 2018 et 2019 étaient de 82 % et 91 %, respectivement (Figure 13).

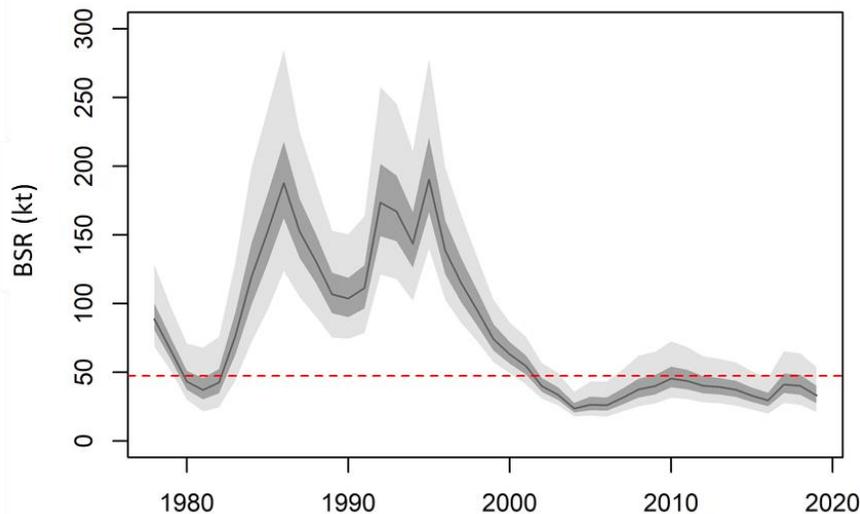


Figure 13. Estimation de la biomasse du stock reproducteur (BSR) de harengs, composante de reproducteurs de printemps, au début de la saison de pêche (le 1<sup>er</sup> avril) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne pleine représente la médiane de l'estimation selon la méthode de MCMC, l'ombrage pâle montre son intervalle de confiance de 95 % et l'ombrage foncé montre son intervalle de confiance à 50 %. La ligne horizontale rouge pointillée est le point de référence limite (47 250 t de BSR).

Le taux d'exploitation était élevé durant 1978 à 1980 et 1999 à 2006 (Figure 14). Depuis 2010, le taux a diminué à des niveaux faibles (Figure 14). Le taux de mortalité par la pêche en 2018 et 2019 était de 0,041 et 0,047, respectivement (mortalité annuelle de 4 % et 5 %).

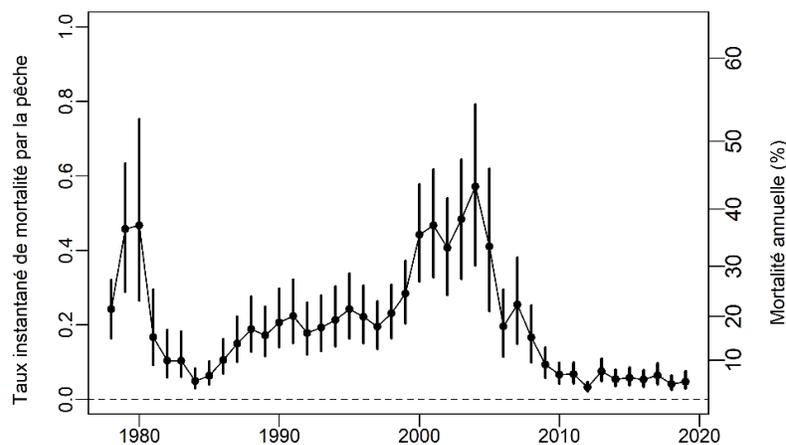


Figure 14. Valeurs estimées de la mortalité par la pêche des individus âgés de 6 à 8 ans ( $F_{6-8}$ , axe de gauche; mortalité annuelle (%), axe de droite) en date du 1<sup>er</sup> janvier des harengs, composante de reproducteurs de printemps, âgés de 6 à 8 ans dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les cercles indiquent les estimations médianes et les lignes verticales, leurs intervalles de confiance de 95 %.

*Recrutement et taux de recrutement*

Les recrutements estimés en date du 1<sup>er</sup> janvier (nombre de poissons âge 2) étaient élevés au début des années 1980, 1990, et en 1993 (Figure 15). Les recrutements étaient stables et à des valeurs faibles depuis 1993, avec des recrutements modérément élevés entre 2005 et 2008. Les recrutements ont atteint des valeurs les plus faibles de la série chronologique depuis 2008, avec une exception en 2015. Les abondances estimées des harengs de quatre ans étaient plus élevées durant le milieu des années 1980, en 1992, et en 1995 mais étaient restées relativement faibles depuis 2000 (Figure 15). L'abondance médiane des MCMC estimée des reproducteurs (4 ans et plus) en 2019 était de 245,8 millions (IC à 95 % : 156,4 à 398,2 millions), soit environ 35 % de l'abondance moyenne des reproducteurs de 4 ans et plus de la période 1985 à 1995. Les taux de recrutement ont suivi la même tendance avec un déclin du sommet des années mi-2000 jusqu'en 2019, sans atteindre le niveau le plus bas de la série temporelle en 1992.

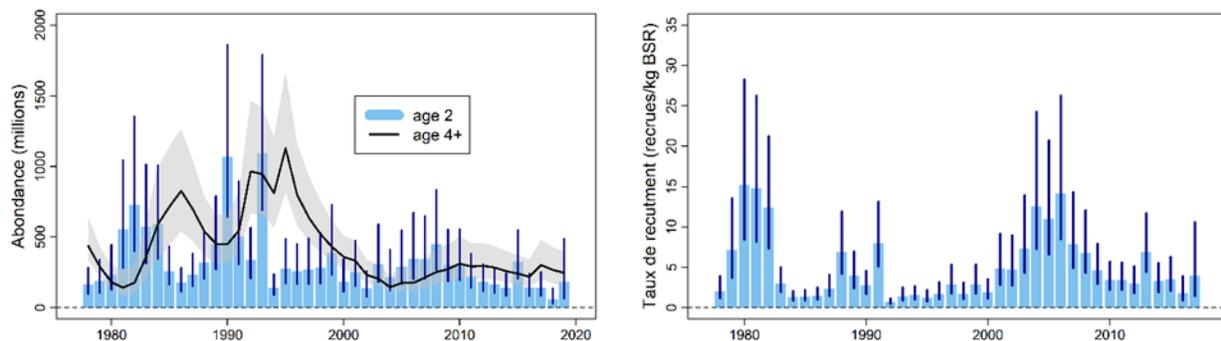


Figure 15. Le graphique de gauche montre le recrutement, soit le nombre de harengs de 2 ans (barres bleues) et le nombre de harengs d'âge 4 et plus (ligne noire) estimé en date du 1<sup>er</sup> janvier. Le graphique de droite montre le taux de recrutement à l'âge 2, en nombre par kg de BSR pour les cohortes de 1978 à 2017, pour la composante de reproducteurs de printemps de hareng du sud du Golfe du Saint-Laurent. Les barres et la ligne représentent l'estimation médiane des MCMC, tandis que les lignes verticales et la zone ombragée indiquent l'intervalle de confiance à 95 %.

**Prévisions**

Le modèle de population a servi à fournir des prévisions en date du 1<sup>er</sup> avril 2021 et 2022 ainsi que pour 10 ans plus tard, jusqu'en 2029. Les prévisions ont été réalisées selon plusieurs niveaux de prises annuelles (0, 250, 500 et 1 250 t). Les prévisions ont été effectuées en utilisant les valeurs moyennes de recrutement des cinq dernières années (2015-2019). La mortalité naturelle des âges 2 à 6 est stable depuis cinq ans. Pour les âges 7 à 11 et plus, la mortalité naturelle a augmenté au cours de la dernière décennie, pour atteindre des valeurs maximales en 2018 et 2019. Des prévisions ont donc été effectuées en utilisant les moyennes des valeurs de  $M$  en 2018-2019 pour les deux groupes d'âges.

La biomasse du stock reproducteur en date du 1<sup>er</sup> avril est prévue diminuer durant 2020 à 2022, à toutes les prises annuelles examinées de 0 à 1 250 t (Figure 16). La probabilité d'une augmentation d'au moins 5 % de la BSR entre 2020 et 2022 est de 32 % à 33 % pour tous les niveaux de prises (Figure 16; Tableau 1).

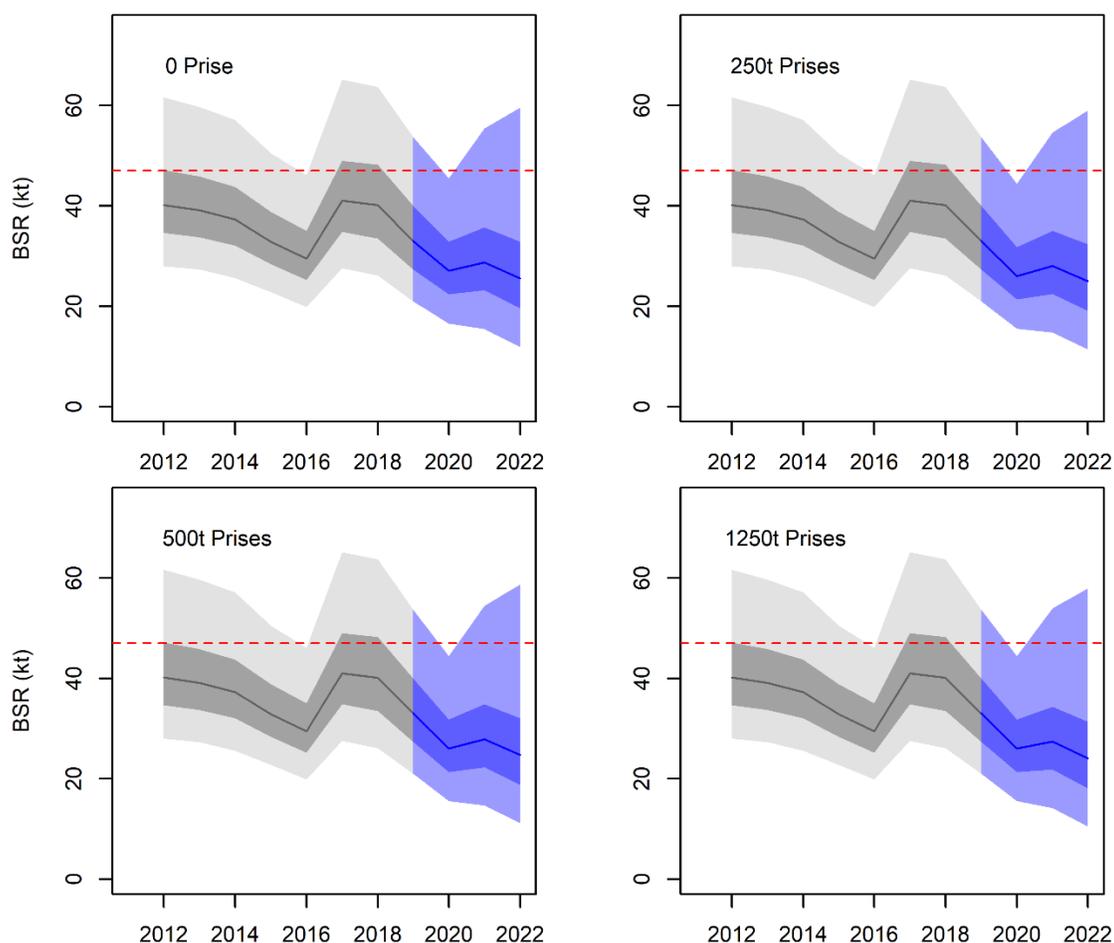


Figure 16. Biomasse prévue du stock reproducteur (BSR, kt) de hareng, reproducteurs de printemps, à différents niveaux de prises en 2020 et 2021. Les lignes montrent les estimations médianes de la biomasse du stock reproducteur en date du début de la saison de pêche (le 1<sup>er</sup> avril), et la zone ombragée indique les intervalles de confiance à 95 % pour ces estimations (MCMC). Le noir et le gris indiquent la période historique et le bleu celle de la prévision. La ligne horizontale rouge représente le point de référence limite (PRL). La BSR, le PRL et le PRS ont été ajustés en date du 1<sup>er</sup> avril en ajustant pour les taux de mortalité naturelle à l'âge pour 3 mois.

### Analyse des risques des options de prises

Tous les niveaux de prises (incluant les prises nulles) offrent une probabilité très basse (0 % à 33 %) que la BSR dépasse le Point de Référence Limite (PRL) en date du 1<sup>er</sup> avril 2022 (7 % à 0 t de prises et 6 % pour 250 à 1 250 t de prises; Tableau 1). En 2029, la probabilité de dépasser le PRL est 0 % même avec des prises nulles (Tableau 1). Il y a 0 % de probabilité que la BSR excède le Point de Référence Supérieur (PRS) en 2022, même en l'absence de prises (Tableau 1).

En 2021, le taux de mortalité par pêche ( $F$ ) des individus âgés de 6 à 8 ans augmente de 0,02 pour 250 t de prises à 0,13 pour 1 250 t de prises.

La projection de la BSR sur 10 ans montre un déclin constant durant la période de 2020 à 2029, avec des valeurs se situant entre 200 t de BSR en 2029 à des niveaux de prises de 1 250 t et 1 198 t de BSR en 2029 s'il n'y a aucune prises (Tableau 1). La tendance à la baisse observée

dans la BSR a débuté en 2010; c'est également à ce moment que la mortalité naturelle des poissons du groupe d'âge 7-11+ a commencé à augmenter. Le déclin dans la BSR a été constant, à l'exception des années où un faible pic de recrutement a été observé.

Tableau 1. Tableau d'analyse de risque des options de prises annuelles (entre 0 et 1 250 t) pour la saison de pêche en 2020 et 2021 et jusqu'en 2028 pour la composante de reproducteurs de printemps du hareng du sud du golfe du Saint-Laurent. Dans le tableau sont indiqués les suivants : les prévisions de la BSR en date du 1<sup>er</sup> avril (kt, médiane) pour les années 2021, 2022 et 2029; les probabilités (%) que la BSR soit supérieure au PRL; les probabilités que la BSR augmente d'au moins 5%; et les taux de mortalité par la pêche résultants (pondérée par l'abondance pour les âges 6 à 8 ans, médiane  $F_{6-8}$ ).

Caractéristique du stock	Année	Options de prises (t)			
		0	250	500	1 250
BSR (kt)	2021	28,2	28,0	27,9	27,4
	2022	25,2	25,0	24,8	24,0
	2029	1,2	1,0	0,7	0,2
BSR > PRL	2021	7 %	6 %	6 %	6 %
	2022	7 %	6 %	6 %	6 %
	2029	0 %	0 %	0 %	0 %
Augmentation de la BSR d'au moins 5%	2021	54 %	53 %	53 %	50 %
	2022	32 %	33 %	33 %	32 %
$F_{6-8}$	2020	0	0,02	0,04	0,10
	2021	0	0,02	0,05	0,13

### Composante des reproducteurs d'automne (RA)

L'évaluation du hareng, composante des reproducteurs d'automne (RA), porte sur trois régions (Nord, Centrale, Sud) qui couvrent l'ensemble de la division 4T de l'OPANO et qui représentent trois populations indépendantes. Les régions sont définies sur la base des frayères et des zones de pêche traditionnelles : Nord (Gaspé et Miscou; 4Tmnopq), Centrale (Escuminac-Richibucto et ouest de l'Île-du-Prince-Édouard; 4Tkl) et Sud (est de l'Île-du-Prince-Édouard et Pictou; 4Tfghj) (Figure 17). Le choix des trois régions repose sur la proximité géographique des frayères et représente la plus petite échelle du niveau de désagrégation qui peut être utilisée avec les données disponibles.

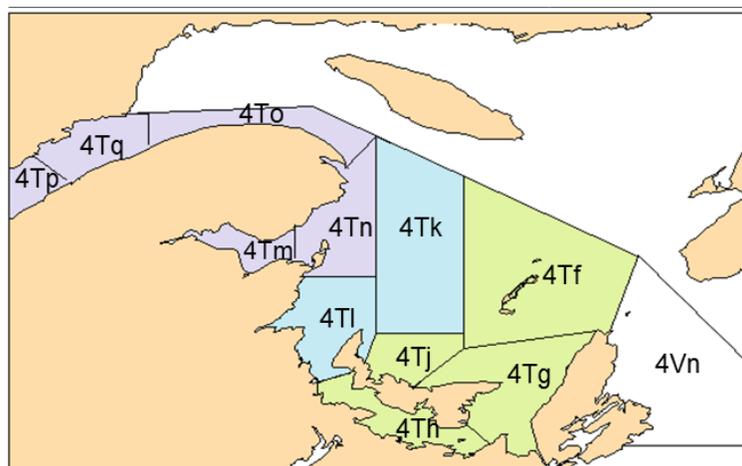


Figure 17. Correspondance entre les zones de pêche du hareng et les trois groupes régionaux (Nord = mauve, Centrale = bleu, Sud = vert) utilisés dans l'évaluation du hareng, composante de reproducteurs d'automne, du sud du golfe du Saint-Laurent. Les zones de pêche de chaque région sont décrites dans le texte ci-dessus.

**Indices d'abondance***Relevé acoustique*

Pour le modèle d'évaluation du hareng RA, le relevé acoustique offre un indice d'abondance des harengs recrues (2 et 3 ans) pour l'ensemble du stock du sGSL (LeBlanc *et al.* 2015). Il n'est toutefois pas considéré comme un indice utile pour les harengs plus âgés, car il est limité à une petite portion du sGSL à un moment où ceux-ci fraient dans le sud du golfe. En 2019, les indices pour les harengs âgés de deux et trois ans étaient parmi les plus bas de la série temporelle (Figure 18).

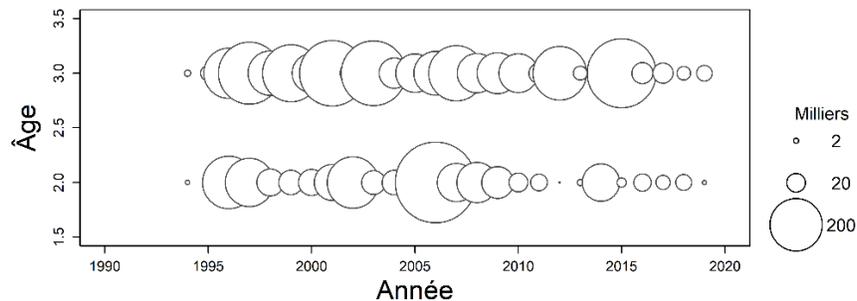


Figure 18. Graphique à bulles de l'indice d'abondance de harengs, composante de reproducteurs d'automne, de 2 et 3 ans selon le relevé acoustique indépendant de la pêche du sud du golfe du Saint-Laurent, 1994 à 2019.

*Captures par unité d'effort pour la pêche commerciale à engins fixes*

On constate une diminution des CPUE pour les harengs RA plus jeunes et une augmentation pour les harengs RA plus âgés (Figure 19). Le déclin du poids-à-l'âge contribue à ces changements. Dans la région Nord, les indices des CPUE pour les poissons âgés de 6 à 8 ans étaient similaires aux années précédentes. Les CPUE dans la région Centrale étaient plus élevées en 2018 et 2019 qu'en 2017. Dans la région Sud, les CPUE en 2018 étaient très basses, mais plus élevées en 2019.

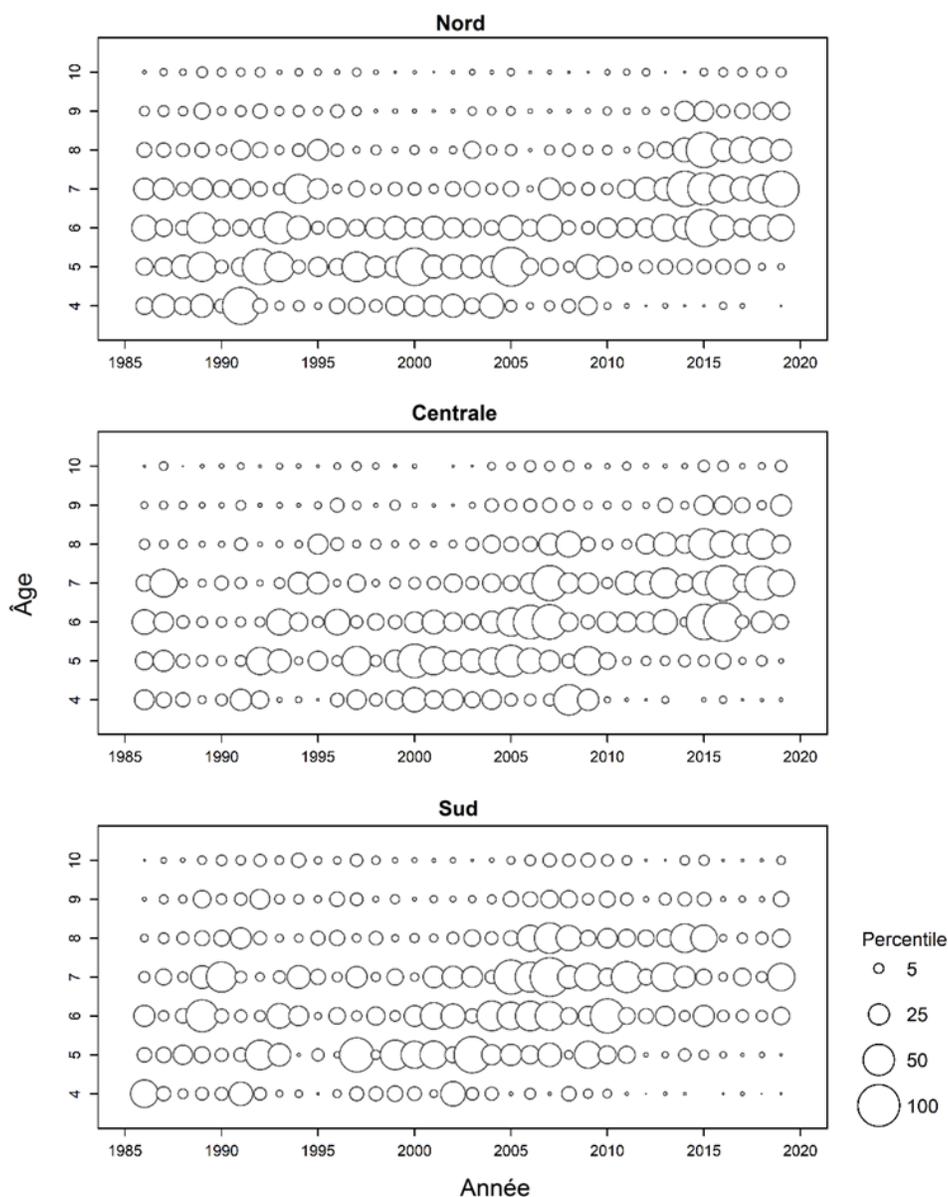


Figure 19. Captures par unité d'effort au moyen d'engins fixes (nombre de harengs par filet par sortie) pour les harengs, composante de reproducteurs d'automne, en fonction de l'âge et de la région (graphique du haut : Nord; graphique du milieu : Centrale; et graphique du bas : Sud) du sud du golfe du Saint-Laurent, 1986 à 2019. La taille des bulles est proportionnelle à la valeur de l'indice des CPUE.

#### Indices de la pêche expérimentale au filet maillant

Les âges 6 et 7 ont dominé les prises des filets expérimentaux pour toutes les régions en 2018 et 2019 (Figure 20).

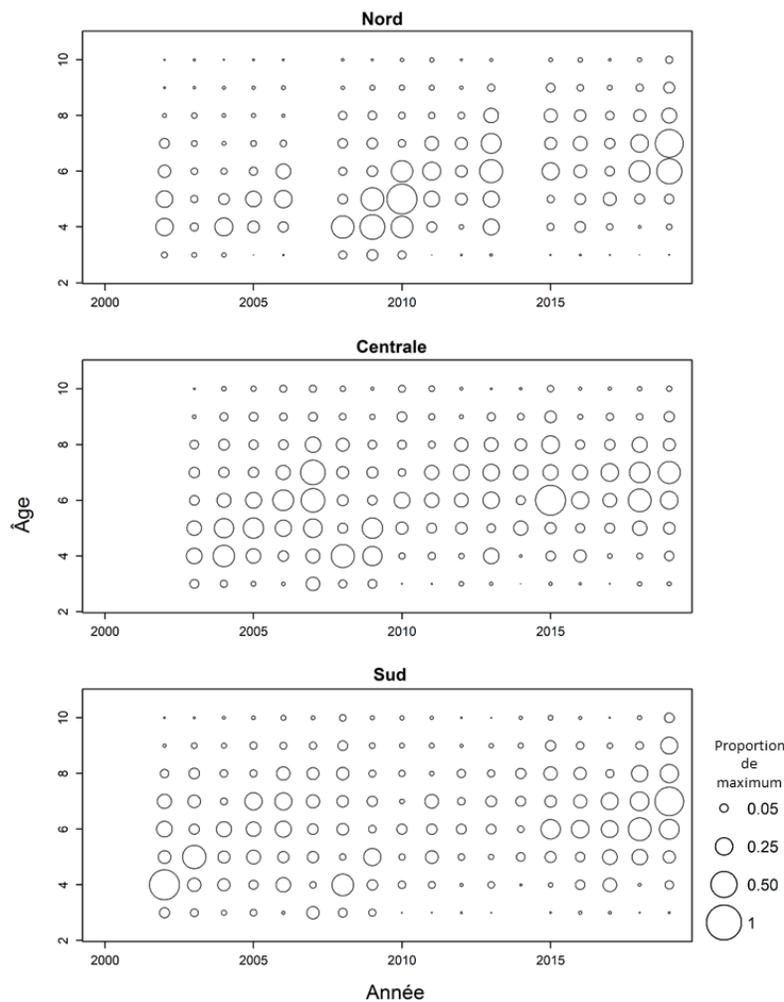


Figure 20. Graphiques à bulles des prises (nombre) de harengs, composante de reproducteurs d'automne, selon l'âge dans le cadre de la pêche expérimentale au filet maillant par région (graphique du haut : Nord; graphique du milieu : Centrale; et graphique du bas : Sud) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 2002 à 2019. La taille des bulles est proportionnelle à la valeur de l'indice.

#### Relevé indépendant de la pêche effectuée au chalut de fond en septembre

L'indice indique une abondance généralement faible à la fin des années 1990, des abondances plus élevées pour les âges 4 et 5 entre 2000 et 2005, un déclin et de faibles abondances jusqu'en 2009, des valeurs élevées pour les âges 4 à 6 entre 2010 et 2014 et un déclin constant de tous les âges jusqu'en 2019 (Figure 21).

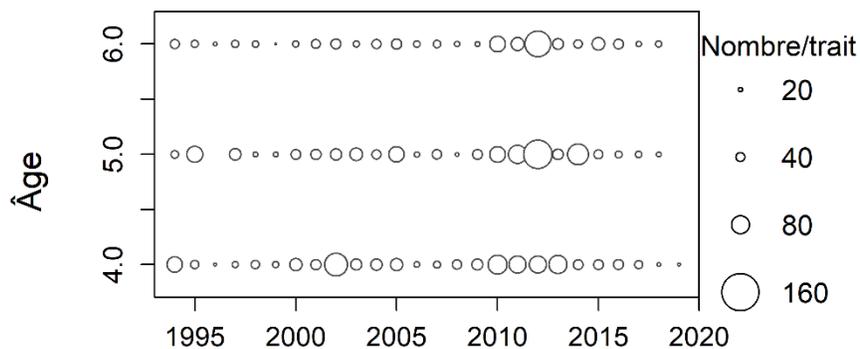


Figure 21. Indice d'abondance de harengs de 4 à 6 ans (nombre de poissons par trait normalisé), composante de reproducteurs d'automne, du relevé plurispécifique au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1994 à 2019.

### Modèle de population

Deux modèles SCA ont été utilisés pour cette évaluation. Le premier modèle permet à la capturabilité aux engins fixes de varier dans le temps mais utilise une mortalité naturelle fixe (modèle qSCA). Le deuxième modèle permet à la capturabilité et à la mortalité naturelle de varier dans le temps (modèle qmSCA). Les intrants des modèle SCA incluent les proportions-à-l'âge (PAA) des prises commerciales pour les âges 2 à 11+ de 1978 à 2019, les PAA et un indice de biomasse agrégé pour l'indice de CPUE (âges 4 à 10, 1986 à 2019), les PAA des filets expérimentaux (âges 3 à 9 ans; 2002 à 2019), les PAA et un indice de biomasse agrégé pour l'indice du relevé acoustique d'automne (âges 2 à 3, 1994 à 2018) et les PAA et un indice de biomasse agrégé pour l'indice du relevé multi-espèces au chalut de fond (âges 4 à 6, 1994 à 2019). Des données distinctes sur les prises selon l'âge, les CPUE des filets maillants commerciaux, et les indices provenant des filets expérimentaux ont été calculées pour chacune des trois régions. Les indices des relevés acoustiques et au chalut de fond ont été considérés comme des indices de l'abondance pour la somme de harengs dans les trois régions.

Parmi les autres données utilisées, mentionnons la proportion de filets maillants ayant des mailles de  $2\frac{5}{8}$  po dans chaque région et selon l'année (Figure 22), ainsi que la sélectivité relative dans la pêche au filet maillant selon l'âge, l'année et le maillage. En raison des changements relatifs à la taille selon l'âge au fil du temps, les sélectivités relatives pour les deux principaux maillages des filets maillants utilisés pour la pêche aux engins fixes ont également changé.

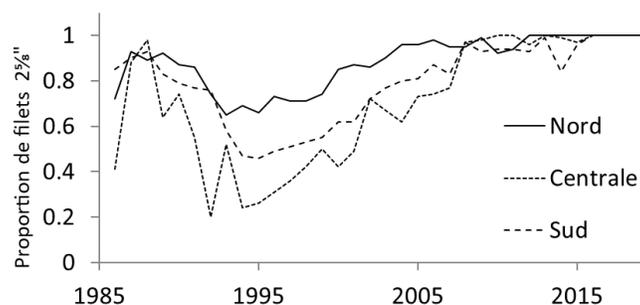


Figure 22. Variations par régions et par années de la proportion de filets maillants dans les pêches à engins fixes d'automne du hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent, ayant des mailles de  $2\frac{5}{8}$  po, de 1986 à 2019. On présume que tous les autres filets utilisés ont des mailles de  $2\frac{3}{4}$  po.

La capturabilité et la mortalité naturelle ont été estimées indépendamment dans les trois régions (Nord, Centrale, Sud) suivant la même méthodologie utilisée pour les reproducteurs de printemps.

Les deux modèles de SCA furent l'objet d'une révision par les pairs lors d'une rencontre préalable à l'évaluation. La révision de la structure et de la performance des modèles n'a pu identifier le meilleur modèle. Le qmSCA a montré une meilleure concordance aux indices alors que le qSCA offre des tendances rétrospectives moins sévères. Par conséquent, les deux modèles sont présentés dans l'évaluation, mais leurs faiblesses respectives doivent être prises en compte. Le modèle qSCA peut donner des estimations biaisées de la BSR puisqu'il ne tient pas compte de changements dans les taux de la mortalité naturelle qui peuvent s'être manifestés dans le temps. Le modèle qSCA montre également des tendances rétrospectives importantes dans les régions du Nord et Centrale. De son côté, le modèle qmSCA aussi est biaisé par la rétrospectivité dans les tendances analytiques montrant ainsi une BSR sous-estimé pour chaque année.

Les changements estimés pour la capturabilité ( $q$ ) au moyen de filets maillants étaient généralement plus élevés dans le modèle qSCA, par rapport au modèle qmSCA (Figure 23).

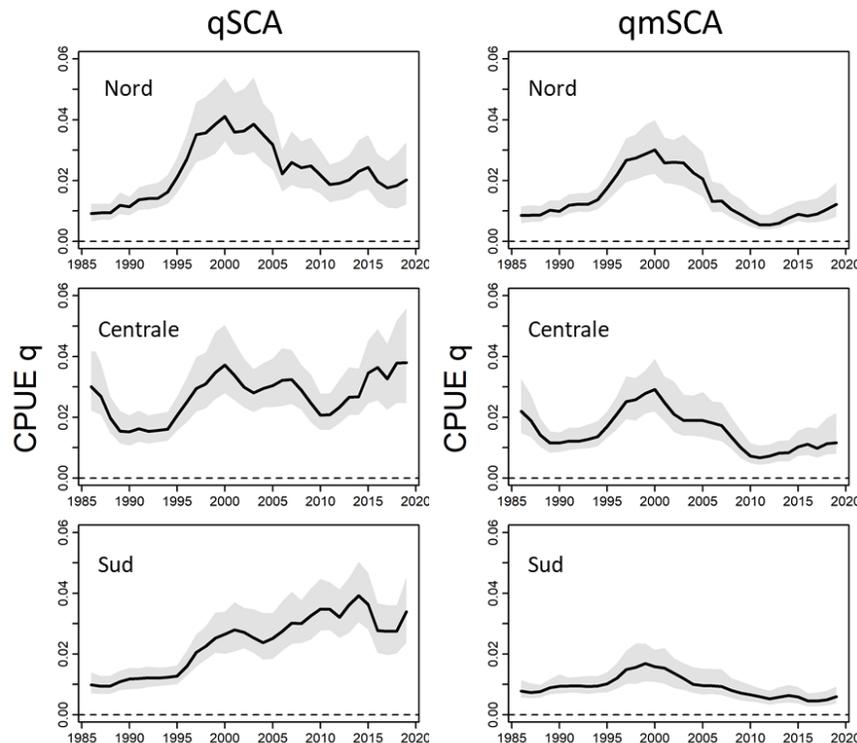


Figure 23. Capturabilité ( $q$ ) estimée pour harengs, composante de reproducteurs d'automne, pleinement recrutés aux engins fixes de la pêche d'automne dans les trois régions (Nord, Centrale et Sud) du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1986 à 2019 avec le modèle qSCA (panneau de gauche) et le modèle qmSCA (panneau de droite). Les lignes indiquent les estimations médianes MCMC et les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 %.

La mortalité naturelle ( $M$ ) était fixée à 0,2 pour le modèle qSCA. Pour le modèle qmSCA, les tendances estimées de la mortalité naturelle sont similaires au sein des groupes d'âge entre les régions (Figure 24). Pour les âges 2 à 6, la mortalité naturelle initiale estimée dans la région du

Nord est 0,2 et est estimée à 0,4 dans les régions Centrale et Sud, suivie d'une baisse progressive vers 1990, pour atteindre des valeurs similaires dans toutes les régions en 2019. Pour les âges 7-11+, les estimations de toutes les régions augmentent progressivement d'environ 0,2 au début de la série temporelle, suivi d'une forte augmentation à partir de 2004 pour atteindre des valeurs maximales de 0,98 dans la région Nord en 2017, 0,75 dans la région Centrale en 2016, et 0,99 dans la région Sud en 2016. Les valeurs estimées ont diminué légèrement et demeurent à des niveaux élevés pour les années récentes dans toutes les régions (entre 48 % et 58 % de mortalité annuelle).

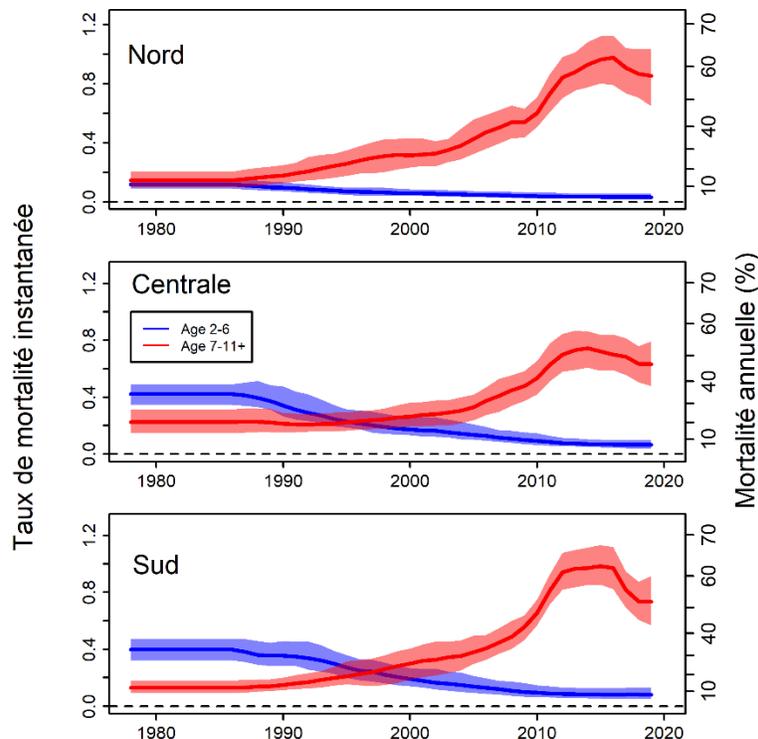


Figure 24. Taux de mortalité naturelle instantanée (axe de gauche) et mortalité annuelle (% , axe de droite) estimées pour les harengs reproducteurs d'automne pour les groupes d'âges 2 à 6 (lignes bleu) et 7 à 11+ (lignes rouge) par région (graphique du haut : Nord; graphique du milieu : Centrale; et graphique du bas : Sud) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les estimations médianes MCMC, et les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 %.

#### Recalcul des Points de Référence

Le point de référence limite (PRL) du Hareng de 4T est le  $B_{\text{reprise}}$ , soit la biomasse la plus faible de laquelle le stock a récupéré, calculée comme la moyenne des quatre plus faibles estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR) au début des années 1980, 1980 à 1983 (MPO 2005). Si le modèle change, la biomasse du stock peut être réévaluée à la hausse ou à la baisse. Avec le changement de modèle en 2020, il y a eu un changement dans la biomasse dans les années 1980 avec les deux modèles. Le PRL révisé du modèle qSCA est de 45 589 t, inférieur à l'ancienne valeur de 58 000 t. Le PRL révisé du modèle qmSCA est de 52 825 t.

Le PRS utilisé lors de la dernière évaluation était de 172 000 t, représentant 60 % de la BSR maximale. Le PRS révisé du modèle qSCA est 120 034 t, soit 60 % du niveau maximum de la BSR. Pour le modèle qmSCA, le PRS a aussi été calculé comme 60 % du niveau maximum de la BSR mais sur deux périodes de temps : une période de mortalité naturelle basse (1978 à

2001) et une deuxième période de mortalité naturelle élevée (2002 à 2019). Le PRS pour la période de faible mortalité naturelle est 141 730 t et le PRS pour la période de mortalité naturelle élevée est 335 345 t. La BSR en date du 1<sup>er</sup> août a été utilisée pour le calcul des points de référence pour correspondre à la date du début de la pêche d'automne et ainsi tient en compte sept mois de mortalité naturelle pour les deux groupes d'âges. Le niveau d'exploitation de référence dans la zone saine a été précédemment défini à  $F_{0,1}$  et pour la présente évaluation la valeur correspondante de  $F = 0,32$  est utilisée, telle que pour les évaluations précédentes (MPO 2005).

#### *Biomasse du stock reproducteur et taux d'exploitation*

Les estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR) pour le début de la saison de pêche (le 1<sup>er</sup> août) sont similaires entre les modèles avant les années 2000, mais diffèrent par la suite (Figure 25). Dans la région du Nord, la BSR a été à un niveau élevé depuis le milieu des années 1980 jusqu'au début des années 1990. Elle a ensuite diminué à un niveau intermédiaire du milieu des années 1990 jusqu'à la fin des années 2000. La BSR a augmenté légèrement depuis l'année 2000 à 2016 dans le modèle qSCA mais a diminué par après durant 2017 à 2019. Dans le modèle qmSCA, la BSR a augmenté durant la période de 2008 à 2013, mais elle a diminué rapidement durant 2014 à 2019. Dans la région Centrale, la BSR a augmenté progressivement durant la période de 1980 jusqu'à la fin des années 2000, mais a diminué régulièrement depuis 2010 à 2019. La BSR dans la région du Sud a été à un niveau élevé depuis les années 1980 jusqu'à la fin des années 2000. Dans le modèle qSCA, la BSR a diminué à partir de l'année 2004 pour atteindre un bas niveau en 2019. Dans le modèle qmSCA, la biomasse du stock reproducteur a augmenté vers un maximum en 2010 avant de diminuer rapidement vers un bas niveau en 2019.

Si l'on regroupe les trois régions, l'estimation médiane de la biomasse totale du stock reproducteur par le modèle qSCA en 2018 était 79 989 t (IC 95 % : 68 248 – 98 523 t) et 63 478 t en 2019 (IC 95 % : 52 374 – 80 692 t). La BSR en 2019 était équivalente à 138 % du PRL. Pour le modèle qmSCA l'estimation médiane de la biomasse totale du stock reproducteur en 2018 était 211 069 t (IC 95 % : 167 960 – 256 845 t) et 174 161 t en 2019 (IC 95 % : 135 029 – 212 670 t). La BSR en 2019 était équivalente à 330 % du PRL. Les probabilités estimées que la BSR était supérieure au PRS étaient de 0 % en 2019 et 2020. Les probabilités estimées que la BSR était inférieure au PRL étaient de 0 % en 2019 et 2020. Les deux modèles indiquent que le stock se retrouve dans la zone de prudence.

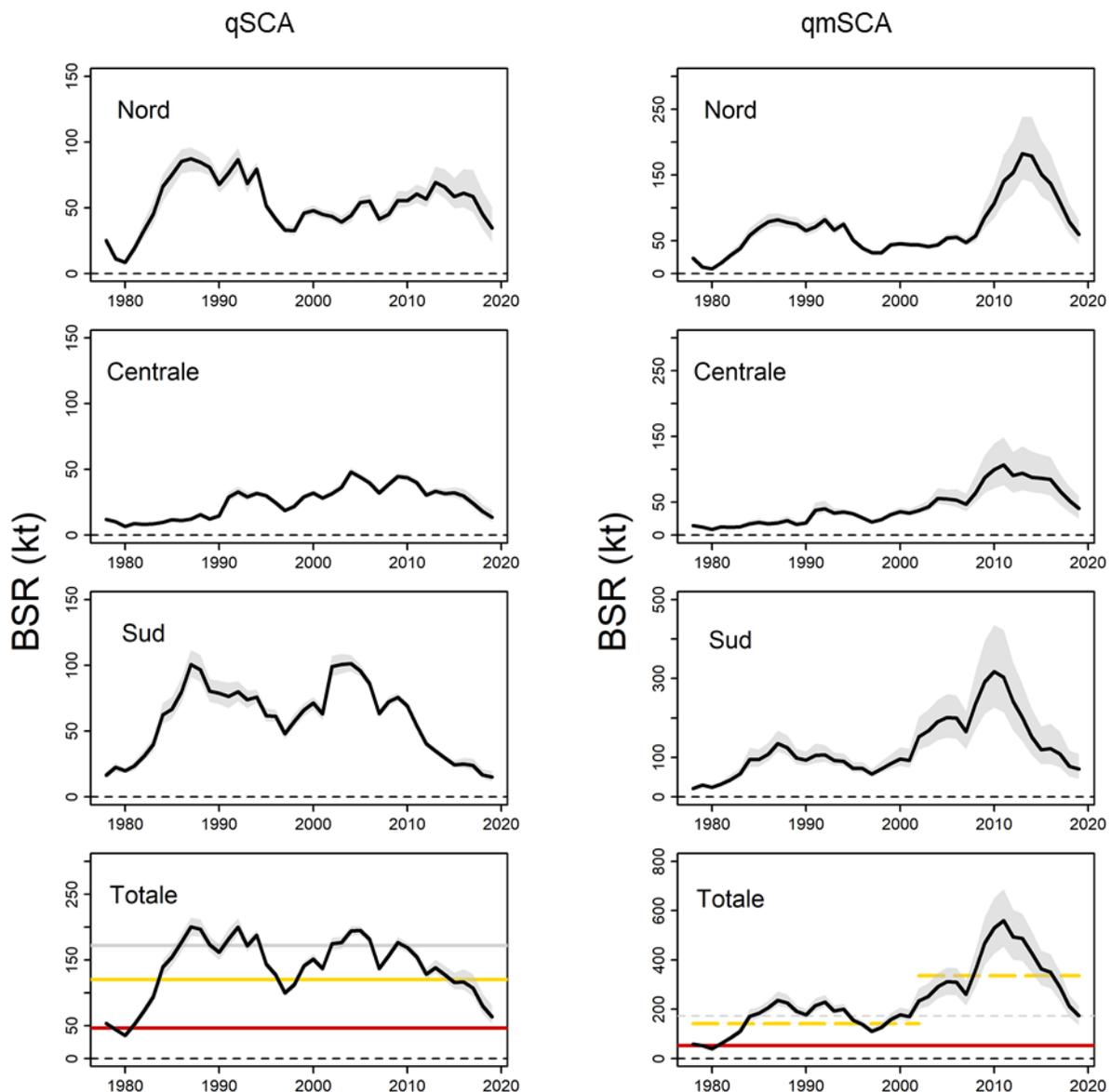


Figure 25. Biomasses estimées du stock de hareng, composante de reproducteurs d'automne, par région (Nord, Centrale, Sud) et pour l'ensemble du sud du golfe du Saint-Laurent, en date du début de la saison de pêche (le 1<sup>er</sup> août) pour les années 1978 à 2019 avec le modèle qSCA (panneau de gauche) et le modèle qmSCA (panneau de droite). Dans chaque panneau, la ligne indique les estimations médianes MCMC, et la zone ombragée leurs intervalles de confiance de 95 %. Dans les graphiques inférieurs pour l'ensemble du sud du golfe du Saint-Laurent, la ligne horizontale jaune pointillée représente le point de référence supérieur et la ligne horizontale rouge solide le point de référence limite. La BSR, le PRL et le PRS ont été ajustés en date du 1<sup>er</sup> août en ajustant pour la mortalité naturelle à l'âge sur 7 mois.

La tendance estimée de la mortalité par la pêche des âges ( $F_{5-10}$ ) en date du 1<sup>er</sup> janvier est semblable entre les modèles qSCA et qmSCA (Figure 26). Comme la BSR des vingt dernières années est plus élevée dans le modèle qmSCA, les estimations de  $F_{5-10}$  sont plus basses. Dans la région du Nord, la mortalité par la pêche a diminué depuis 2008, tandis que  $F_{5-10}$  est demeurée plus élevée dans les régions Centrale et Sud jusqu'en 2019. En règle générale, le

taux moyen de mortalité par pêche chez les individus âgés de 5 à 10 ans dans les trois régions (pondéré selon l'abondance des individus de 5 à 10 ans dans chaque région) était le plus élevé en 1980, a diminué au début des années 1980 jusqu'au début des années 1990, pour augmenter à nouveau pour atteindre 0,78 en 1995.  $F_{5-10}$  a ensuite diminué jusqu'en 2019.

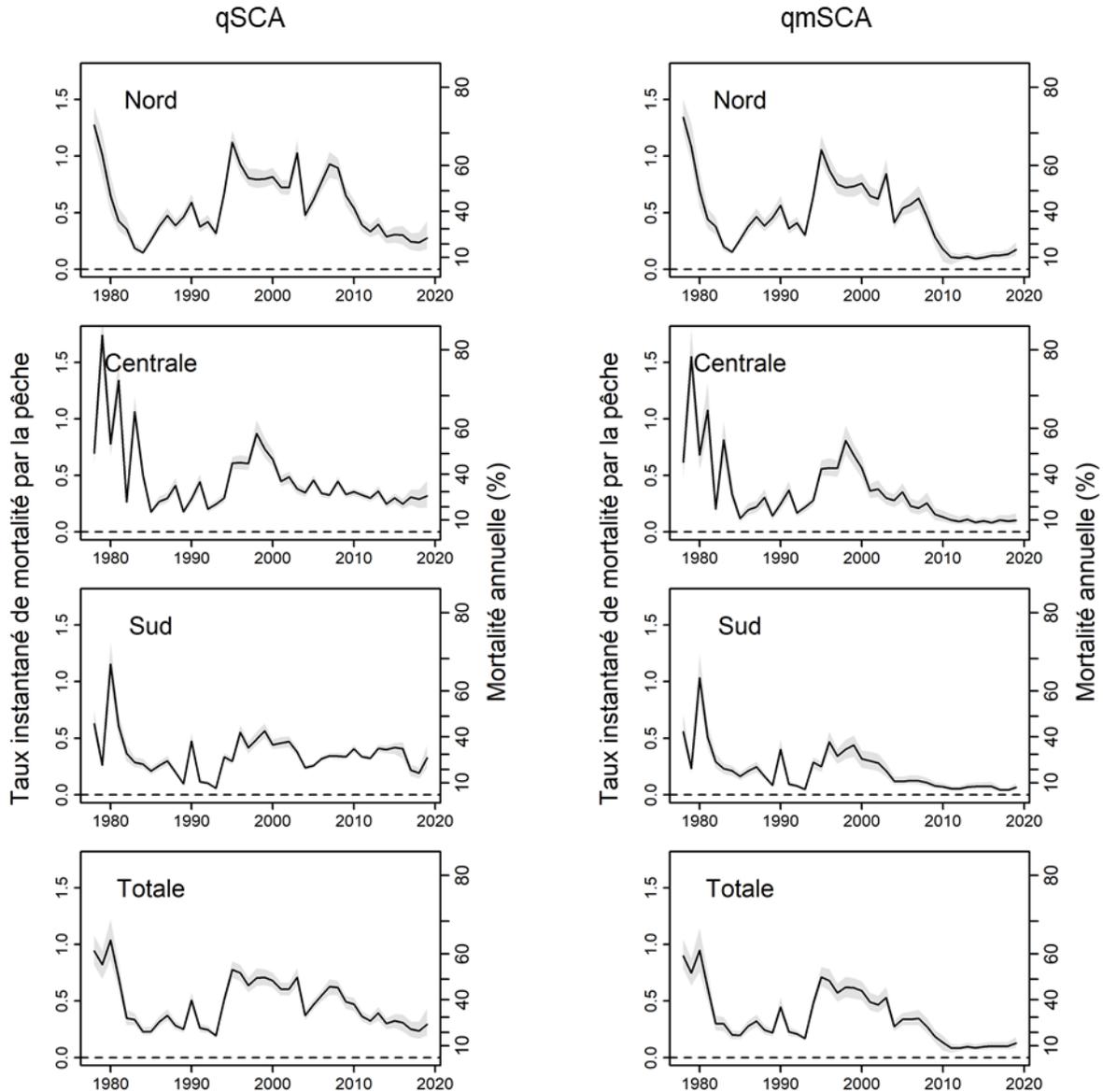


Figure 26. Valeurs estimées de la mortalité par la pêche des individus âgés de 5 à 10 ans ( $F_{5-10}$ , axe de gauche; taux d'exploitation annuel (%), axe de droite) en date du 1<sup>er</sup> janvier des harengs de la composante de reproducteurs d'automne, par région et pour l'ensemble du sud du golfe du Saint-Laurent (moyennes des régions, pondérées selon l'abondance des individus âgés de 5 à 10 ans pour chaque région) avec le modèle qSCA (panneau de gauche) et le modèle qmSCA (panneau de droite). Les lignes indiquent les estimations médianes et les zones ombragées les intervalles de confiance à 95 %.

## Recrutement et taux de recrutement

Les estimations récentes du recrutement (nombre de poissons d'âge 2 ans) se situent parmi les plus faibles observées dans les trois régions avec les deux modèles (Figure 27). Il y a une grande incertitude reliée à la valeur des recrues d'âge 2 en 2019. Les estimations des abondances des harengs RA âgés de quatre ans et plus ont diminué depuis 2007 dans les trois régions et avec les deux modèles (Figure 27). Cela correspond principalement à la diminution du recrutement des harengs de deux ans. Le taux de recrutement a diminué selon la même tendance dans la dernière décennie. Pour le modèle qSCA, l'abondance médiane MCMC estimée des reproducteurs (âges 4 ans et plus) en 2019 était de 357 millions de poissons (IC 95 % : 258 à 503 millions). Pour le modèle qmSCA, l'abondance médiane MCMC estimée des reproducteurs (âges 4 ans et plus) en 2019 était de 966 millions de poissons (IC 95 % : 654 à 1 424 millions).

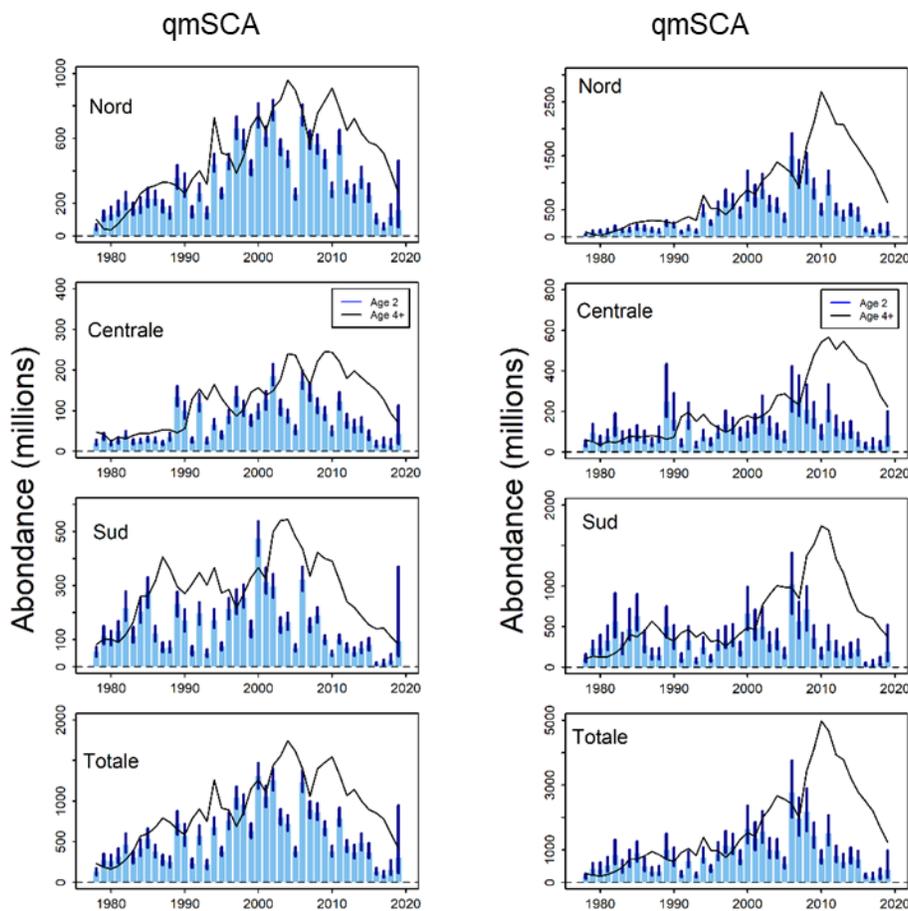


Figure 27. Recrutement estimé en date du 1<sup>er</sup> janvier (abondance des individus âgés de 2 ans [barre] et de 4 ans et plus [ligne continue]) pour les harengs de la composante de reproducteurs d'automne, par région et pour l'ensemble (Totale) du sud du golfe du Saint-Laurent, pour les années 1978 à 2019 avec le modèle qSCA (panneau de gauche) et le modèle qmSCA (panneau de droite). Les lignes verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %.

### Prévisions

Les prévisions du modèle qmSCA sont plus prudentes et plus réalistes selon les informations disponibles sur l'abondance des prédateurs et les conséquences probables sur la mortalité naturelle. L'avis sur les options de captures sont donc fondées sur le modèle qmSCA. Le total autorisé des captures (TAC) de la pêche pour la composante des reproducteurs d'automne est établi pour l'ensemble du stock de la division 4T. Les modèles propres aux trois régions ont servi aux prévisions jusqu'au début de la saison de pêche 2022 (en date du 1<sup>er</sup> août) et pour 10 ans plus tard jusqu'en 2029. Les prévisions sont fournies pour des niveaux de prises annuelles entre 2 000 et 24 000 t. Les prévisions ont été réalisées en utilisant les valeurs moyennes du recrutement des cinq dernières années (2015-2019) et en utilisant la moyenne des valeurs de mortalité naturelle en 2018 et 2019 pour les deux groupes d'âges.

Dans les prévisions du modèle qSCA, la BSR est prévue augmenter légèrement durant 2020 à 2021 à tous les niveaux de prises avec les probabilités d'augmentation d'au moins 5 % de la BSR entre 52 % et 94 %, pour ensuite diminuer durant la période de 2021 à 2022 à tous les niveaux de prises avec des probabilités d'augmentation d'au moins 5 % de la BSR de 24 % et 47 %. Dans les prévisions du modèle qmSCA, les BSR sont prévues diminuer à tous les niveaux de prises durant la période de 2020 à 2022 avec des probabilités d'augmentation d'au moins 5 % de la BSR entre 23 % et 29 % (Figure 28; Tableau 2).

### Analyse de risque des options de prises

La probabilité que la BSR se situe dans la zone saine ( $BSR > PRS$ ) d'ici 2022 est de 0 % à tous les niveaux de prises (Tableau 2). La probabilité que la BSR se situe dans la zone critique ( $BSR < PRL$ ) d'ici 2022 était faible (0 %) pour des niveaux de prises inférieurs à 24 000 t. À tous les niveaux de prises évalués, il est peu probable que la BSR augmente d'au moins 5 % d'ici 2022 (Tableau 2). À un niveau égal aux prises de 2019 (16 000 t), la valeur prévue de  $F_{5-10}$  est de 0,18 en 2021.

Les prévisions de la BSR sur dix ans montrent une diminution constante sur la période de 2020 à 2029. Les deux modèles prévoient que la BSR se situera dans la zone critique ( $BSR < PRL$ ) d'ici 2025.

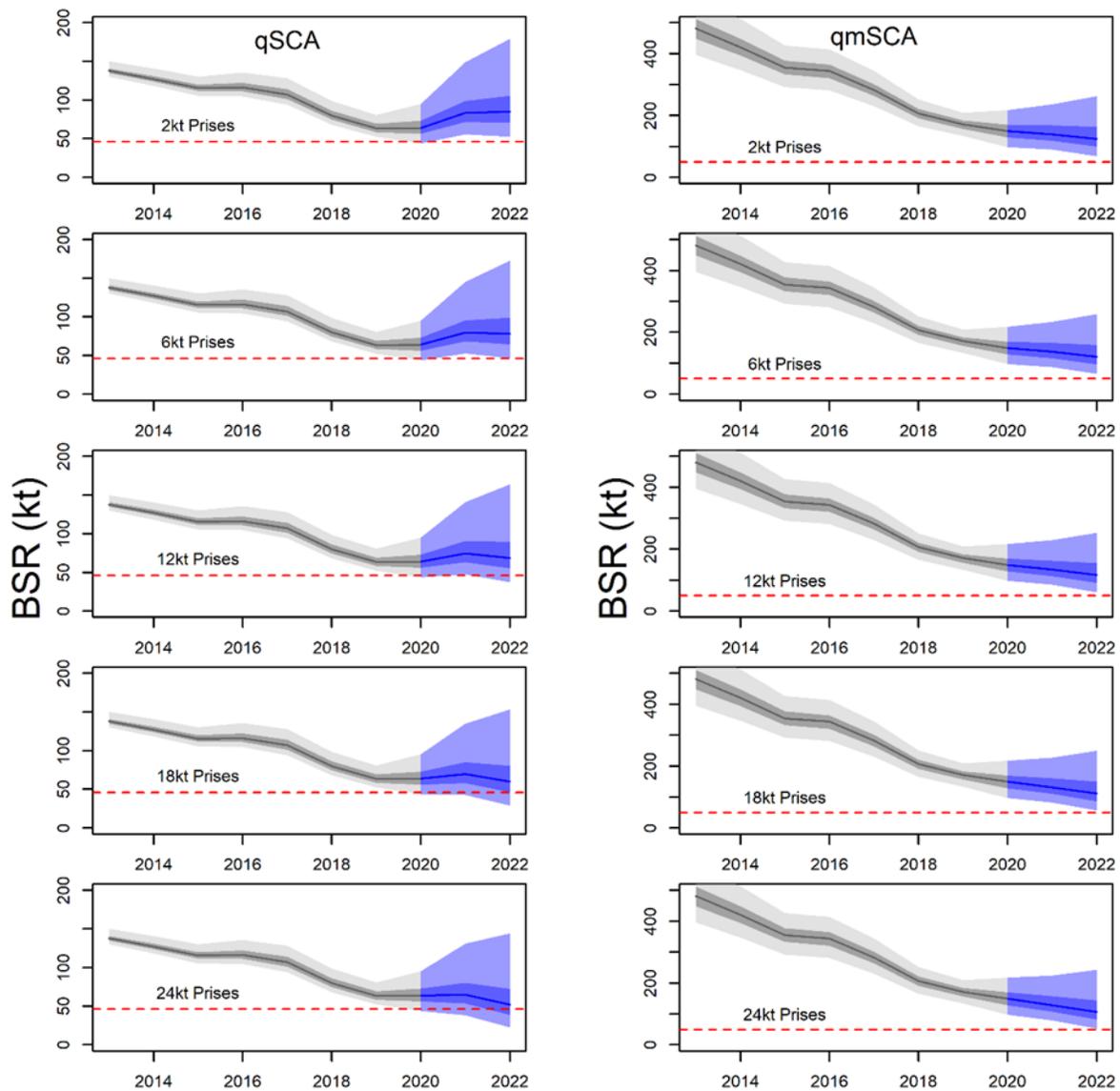


Figure 28. Biomasse du stock reproducteur (BSR en kt) prévue du hareng, reproducteurs d'automne, du sud du golfe du Saint-Laurent à divers niveaux de prises en 2020 et 2021 avec le modèle qSCA (panneau de gauche) et le modèle qmSCA (panneau de droite). Les lignes indiquent les estimations médianes de la BSR en date du début de la saison de pêche (le 1<sup>er</sup> août), l'ombrage foncé indique les intervalles de confiance à 50 % et l'ombrage pâle les intervalles de confiance à 95 % de ces estimations (d'après l'échantillonnage MCMC). Le noir et le gris indiquent la période historique et le bleu la période de prévision. La ligne horizontale rouge pointillée est le point de référence limite (PRL). La BSR, le PRL et le PRS ont été ajustés en date du 1<sup>er</sup> août en ajustant pour la mortalité naturelle à l'âge pour 7 mois.

Tableau 2. Tableau d'analyse de risque du modèle qmSCA pour les options de prises annuelles (entre 2 000 et 24 000 t) pour la saison de pêche en 2020 et 2021, et jusqu'en 2028, pour la composante de reproducteurs d'automne du hareng du sud du golfe du Saint-Laurent. Dans le tableau sont indiqués les suivants : les prévisions de la BSR en date du 1<sup>er</sup> août (kt, médiane) pour les années 2021, 2022 et 2029; les probabilités (%) que la BSR soit supérieure au PRL; les probabilités que la BSR augmente d'au moins 5%; et les taux de mortalité par pêche résultants (pondérée pour les âges 5 à 10 ans,  $F_{5-10}$ ).

Caractéristique du stock	Année	Options de prises (t)						
		2 000	4 000	8 000	12 000	16 000	20 000	24 000
BSR (kt)	2021	144,4	143,3	141,2	139,5	137,4	135,5	133,6
	2022	131,2	129,4	126,8	123,1	119,9	116,9	114,1
	2029	2,6	1,7	0,6	0,3	0,2	0,1	0,1
BSR > PRL	2021	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	2022	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	2029	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Augmentation de la BSR d'au moins 5 %	2021	29 %	27 %	25 %	23 %	22 %	19 %	17 %
	2022	29 %	28 %	28 %	27 %	25 %	25 %	23 %
$F_{5-10}$	2020	0,01	0,03	0,06	0,08	0,11	0,14	0,18
	2021	0,02	0,04	0,08	0,13	0,18	0,24	0,30

## CONSIDÉRATIONS ÉCOSYSTÉMIQUES

### Mortalité naturelle

La mortalité naturelle comprends la prédation par tous les prédateurs, la maladie et les prises non-rapportées (appât). Le hareng est une espèce proie d'importance pour de nombreux prédateurs dans le sGSL, y compris le phoque gris, les oiseaux de mer, les cétacés, la morue franche, la merluche blanche, et le thon rouge de l'Atlantique (Benoît et Rail 2016). Parmi ces prédateurs importants, les abondances de la morue, du phoque gris et du thon rouge ont considérablement changées dans le sGSL au cours des dernières décennies. Par conséquent, la mortalité naturelle du hareng a probablement aussi changé au fil du temps. Pour les reproducteurs de printemps et d'automne, les augmentations de la mortalité naturelle dans les poissons d'âges 7 à 11+ correspondent aux augmentations des indices d'abondances du phoque gris et du thon rouge, qui sont probablement les deux principaux consommateurs de hareng dans le sGSL (Benoît et Rail 2016; Figure 29). La mortalité naturelle a été estimée de façon indépendante pour les trois régions dans le modèle d'automne. Pour les âges 7 à 11+, la tendance de la mortalité naturelle était presque identique d'une région à l'autre. Pour les reproducteurs d'automne, les tendances des estimations de la mortalité naturelle des harengs âgés de 2 à 6 ans dans toutes les régions correspondent au déclin observé dans l'abondance de la morue franche (Figure 29).

Les pêcheurs ont également observé une incidence élevée de prédation par le phoque gris et le thon rouge. Pour les reproducteurs d'automne, les tendances des estimations de la mortalité naturelle pour les âges 7 à 11+ correspondent à la tendance de la somme des indices relatifs du phoque gris et du thon rouge (Figure 29). En outre ces tendances sont similaires à la tendance de la mortalité naturelle des reproducteurs de printemps des mêmes âges.

### Recrutement

Les poissons pélagiques comme le hareng présentent souvent des pics de recrutement sporadiques, ce qui rend les projections à long terme très incertaines. Cependant, le recrutement est présentement faible chez les reproducteurs de printemps et d'automne. Le

recrutement des reproducteurs de printemps est resté relativement stable et à des valeurs faibles depuis 1994. Le faible recrutement de reproducteurs de printemps peut être expliqué par les changements environnementaux à long terme dans le sGSL, y compris des augmentations de température de l'eau, une baisse de l'abondance des copépodes d'eau froide et une augmentation de l'abondance des petits copépodes d'eau chaude (Melvin *et al.* 2009; Brosset *et al.* 2018). Au cours de la saison printanière dans le GSL, il est possible que l'abondance actuelle des gros copépodes d'eau froide riches en énergie ne soit pas suffisante pour soutenir de forts événements de recrutement chez le hareng, reproducteurs de printemps (Blais *et al.* 2019). Avec la tendance des changements climatique qui donne lieu à des conditions d'eau plus chaudes dans le sGSL (Figure 30; Galbraith *et al.* 2019; Blais *et al.* 2019), une augmentation du recrutement des reproducteurs de printemps est peu probable au cours des prochaines années. Le recrutement des reproducteurs d'automne a diminué depuis 2006 pour atteindre les niveaux les plus bas de la série chronologique. Le recrutement des reproducteurs d'automne peut aussi être expliqué par la température de l'eau et la composition de la communauté du zooplancton. Le recrutement est élevé dans des conditions d'eau chaude et d'une plus grande abondance de petits copépodes. Ces dernières années, ces conditions environnementales ne se sont pas alignées, le recrutement a donc été faible (Brosset *et al.* 2018). On ne peut prévoir les conditions environnementales futures pour les reproducteurs d'automne. Par conséquent, les perspectives de rétablissement de ce stock sont incertaines. L'écosystème du sGSL change et la synchronicité de l'abondance et de la qualité requise du zooplancton avec le moment de la libération des larves de hareng est imprévisible. Par conséquent, l'exploitation de ce stock doit être prudente jusqu'à ce que des recrutements élevés soient observés pendant des années consécutives.

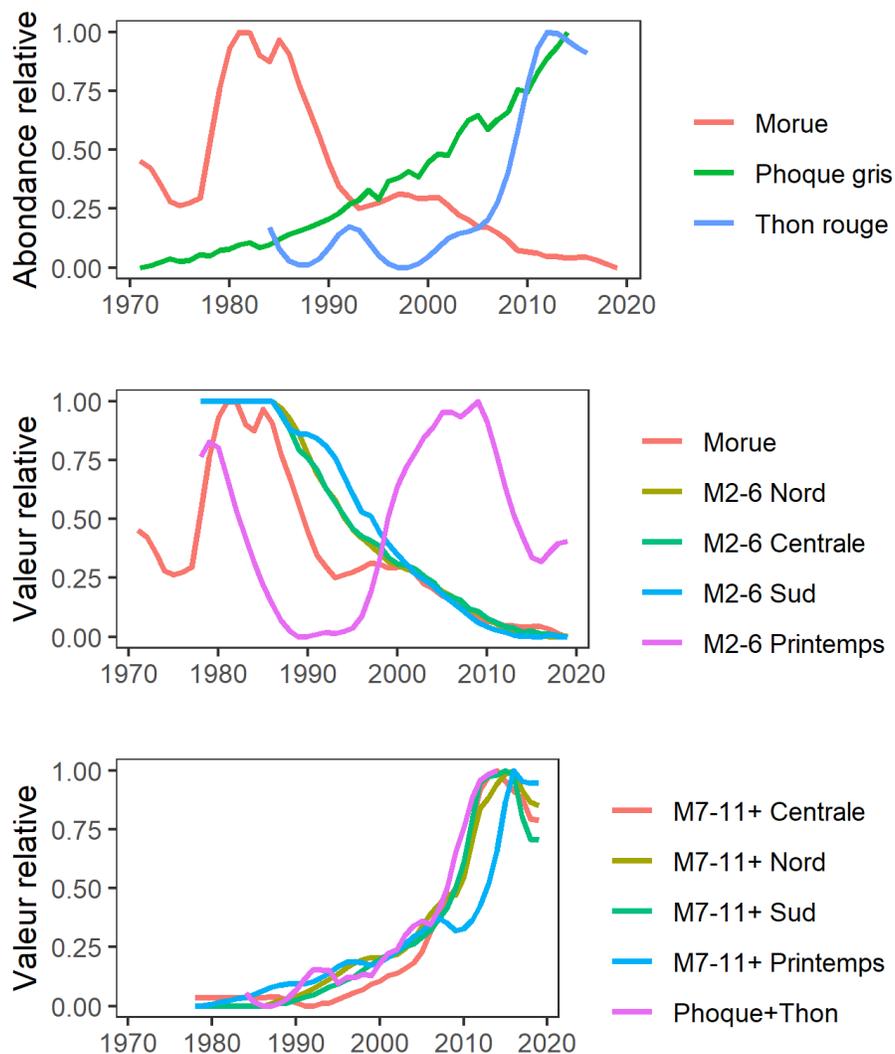


Figure 29. Échelle (0-1) de l'indice d'abondance relative des principaux prédateurs du hareng (morue franche, phoque gris, thon rouge de l'Atlantique) entre 1970 et 2019, selon la disponibilité des données (panneau supérieur). Échelle de la valeur d'abondance relative de la morue dans le sGSL ainsi que de la mortalité naturelle estimée pour les groupes d'âge 2-6 (M2-6) selon le modèle *qmSCA* des reproducteurs d'automne et de printemps (panneau central). Le panneau du bas montre la valeur relative à l'échelle des indices d'abondance sGSL additionnés pour le phoque gris et le thon rouge de l'Atlantique, et les estimations de mortalité naturelle pour le groupe d'âge 7-11+ (M7-11+) selon le modèle *qmSCA* des reproducteurs d'automne et de printemps. Les estimés de mortalité naturelle sont la médiane des estimés MCMC.

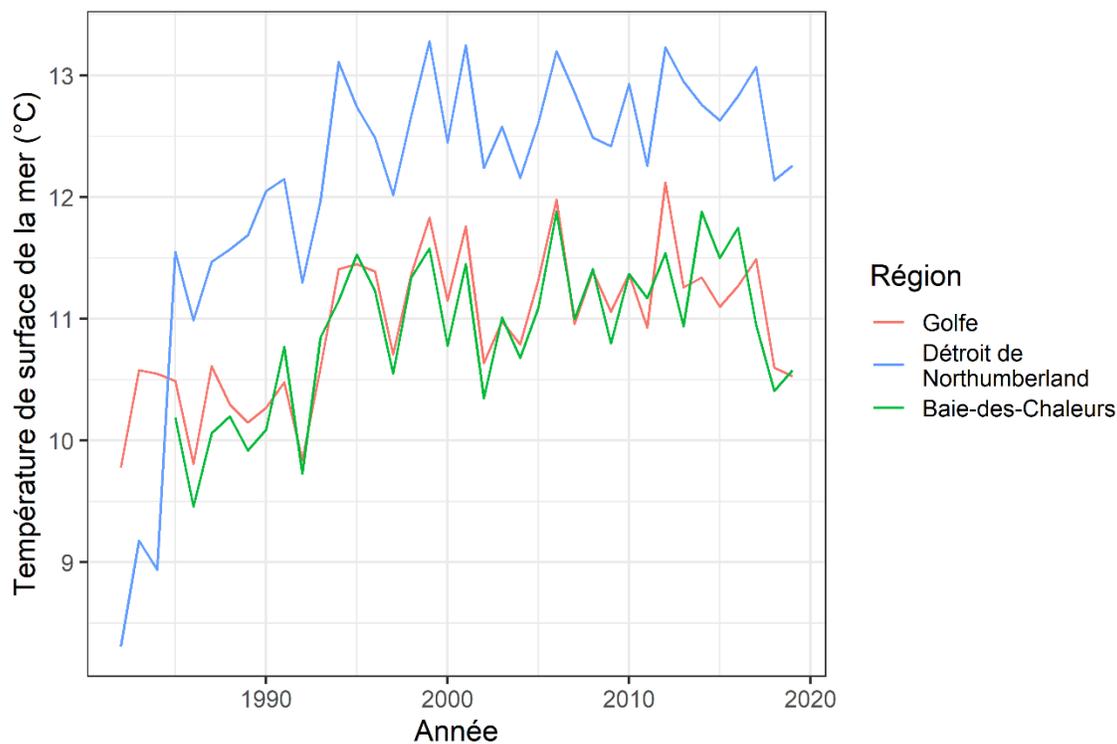


Figure 30. Moyennes de la température de surface de la mer annuelle pour le golfe du Saint-Laurent, le Détroit de Northumberland, et la Baie des Chaleurs. Les données proviennent du Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA) (Galbraith et al. 2019)

## SOURCES D'INCERTITUDE

Les indices dépendant de la pêche comme la CPUE de la pêche commerciale au filet maillant pourraient ne pas être proportionnels à l'abondance, et mener à des biais dans les estimés d'abondance. Les modèles estiment la capturabilité variant dans le temps afin de contrer ce problème.

L'évaluation des stocks de poissons est souvent fondée sur l'hypothèse que la mortalité naturelle est constante dans le temps, mais de nombreux exemples montrent que les interactions prédateur-proie sont dynamiques. Le fait de ne pas tenir compte de l'augmentation de la mortalité naturelle due aux changements dans les interactions prédateur-proie dans l'évaluation des stocks peut entraîner des estimations biaisées des paramètres de la population et des taux vitaux. Pour y remédier, les modèles de cette évaluation ont incorporé une mortalité naturelle variant dans le temps. La mortalité naturelle comprend également la mortalité par maladie et les captures non déclarées, y compris les prélèvements de la pêche à l'appât, pour lesquels aucune information n'est disponible.

Le poids selon l'âge des harengs a diminué et demeure près des niveaux les plus bas historiquement. Avec ce déclin et selon plusieurs études démontrant le potentiel reproductif plus important des poissons plus vieux et plus gros, une incertitude persiste au niveau du rendement reproductif du hareng au fil du temps.

Historiquement, les prises de harengs dans la pêche à l'appât n'étaient pas prises en compte dans les évaluations des composantes des reproducteurs de printemps ou d'automne. Les prises réalisées dans ces pêches doivent être consignées dans les journaux de bord des

pêcheurs, mais rares sont ceux qui respectent l'exigence de remplir ces journaux et de les soumettre au MPO. Les prises de harengs dans la pêche de poissons-appâts devraient être beaucoup plus faibles que les débarquements de la pêche commerciale. Toutefois, cette mortalité non comptabilisée constitue une source d'incertitude dans la mortalité totale par pêche. Cette source de mortalité est présentement incorporée dans l'estimation de la mortalité naturelle.

Les deux modèles utilisés dans l'évaluation des reproducteurs d'automne ont des hypothèses différentes sur les variations de la mortalité naturelle au fil du temps. Le paramètre de mortalité constante dans le modèle qSCA est incohérent avec les changements observés dans l'écosystème, à la fois pour les prédateurs et les proies, et les changements de la mortalité naturelle décrits pour d'autres espèces. Cependant, l'incorporation de la mortalité naturelle dans le modèle qmSCA produit un décalage dans l'estimation de l'abondance au fil du temps, l'abondance de l'année en cours étant sous-estimée par rapport aux estimations lorsque des années supplémentaires de données sont ajoutées au modèle (un patron rétrospectif). Malgré ces différences dans la structure des modèles et les estimations d'abondance absolue entre les deux modèles, les tendances des abondances sont similaires et montrent un fort déclin au cours de la dernière décennie.

Les points de référence ont été définis en 2005 selon les conditions de l'écosystème durant les années 1980 et 1990. Avec les changements de modèles, en particulier le modèle qmSCA qui comprend une mortalité naturelle variante dans le temps, les points de référence pour l'abondance et pour les prélèvements par la pêche fondés sur l'hypothèse de mortalité naturelle constante ne sont probablement pas applicables. Des points de référence appropriés devront être développés pour tenir compte des changements de l'écosystème.

## CONCLUSIONS ET AVIS

Pour les reproducteurs de printemps, l'évaluation jusqu'à la fin de la campagne de pêche de 2017 a indiqué que le stock se trouvait dans la zone critique depuis 2004 et, que même dans l'absence de toute prises de hareng RP en 2018 et 2019, il y avait une forte probabilité que le stock demeurerait dans la zone critique (MPO 2018). Pour les reproducteurs d'automne, il y avait plus de 95 % de probabilité que les BSR en 2016 et 2017 soient inférieures au PRS et il y avait une forte probabilité (> 90 %) que les BSR prévues au début des années 2019 et 2020 soient inférieures au PRS pour des niveaux de captures annuelles de 10 000 t ou plus (MPO 2018). Cette évaluation a confirmé l'état des stocks des années précédentes et les attentes d'abondance en 2018 et 2019 des reproducteurs de printemps et d'automne.

### Composante des reproducteurs de printemps (RP)

La trajectoire de la composante des reproducteurs de printemps par rapport à la biomasse du stock reproducteur et aux niveaux de la mortalité par la pêche est représentée à la Figure 31. Le stock se situe dans la zone critique ( $BSR < PRL$ ) depuis 2002, mais a connu des niveaux de mortalité par la pêche supérieurs à la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution depuis 1999. Pour les prévisions à court terme, il est très peu probable (7 % ou moins) à tous les niveaux de prises (y compris aucune prises) que la BSR soit supérieure au PRL et atteindre la zone de prudence d'ici 2022. En ce qui concerne les demandes spécifiques de la gestion des pêches du MPO concernant les reproducteurs de printemps, il n'y a aucune option de prises qui fournit une probabilité supérieure à 75 % que la BSR dépasse le PRL d'ici les six prochaines années. Une option de prises annuelle de 500 t offre une probabilité de 0 % que la BSR dépasse le PRS. Le pronostic pour ce stock est que même en l'absence de prélèvements par les pêcheries, le stock diminuera encore plus bas dans la zone critique

jusqu'en 2029. Tel que stipulé par l'Approche de Précaution, lorsque le stock est dans la zone critique, les prélèvements par toutes les sources humaines doivent être maintenus au niveau le plus bas possible et il n'y a pas de tolérance pour les déclinés évitables (MPO 2009).

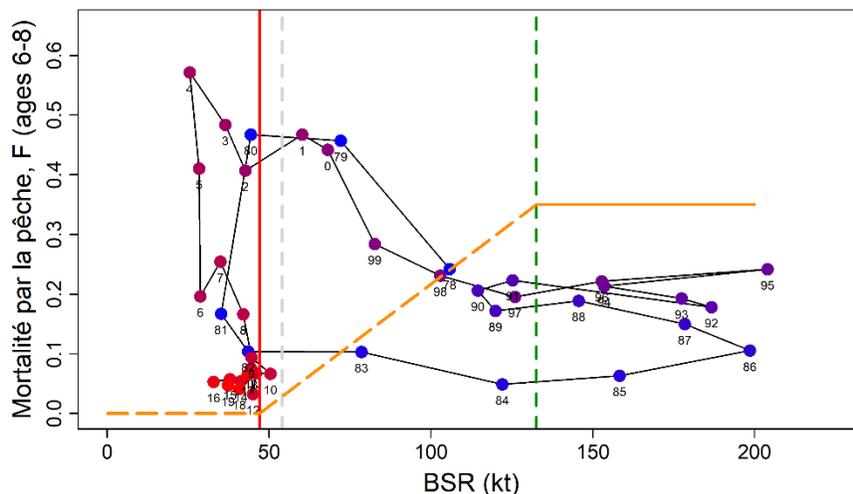


Figure 31. Trajectoire de hareng du sud du golfe du Saint-Laurent, composante de reproducteurs de printemps, par rapport à la biomasse du stock reproducteur (BSR, kt) et au taux de mortalité par pêche. La ligne verticale rouge continue représente le point de référence limite et la ligne verticale verte pointillée représente le point de référence supérieur du stock. La ligne horizontale orange en continue représente la valeur de référence du taux d'exploitation ( $F_{0,1} = 0,35$ ) dans la zone saine et la ligne horizontale orange pointillée représente la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution. Les étiquettes des points indiquent les années (83 = 1983, 0 = 2000). Les codes de couleur vont du bleu pour les années 1970 et au début des années 1980, au rouge dans les années 2000. La BSR, le PRL et le PRS ont été ajustés en date du 1<sup>er</sup> avril en utilisant la mortalité naturelle à l'âge pour 3 mois.

### Composante des reproducteurs d'automne (RA)

Les prévisions du modèle qmSCA sont plus prudentes et plus réalistes compte tenu de notre connaissance de l'abondance des prédateurs et des conséquences probables sur la mortalité naturelle. L'avis sur les options de capture a été formulé sur la base du modèle qmSCA.

La Figure 32 montre la trajectoire des RA, en ce qui concerne la biomasse du stock reproducteur et la mortalité par la pêche. L'estimation médiane de la BSR a été dans la zone de prudence ( $PRL < BSR < PRS$ ) depuis 2017. La mortalité par la pêche a généralement dépassé le niveau de la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution pour la plupart des années entre 1990 et 2007, mais elle a été inférieure depuis 2008. À partir du milieu des années 2000, la mortalité par la pêche est restée stable, tandis que la BSR a diminué et la mortalité naturelle a augmenté rapidement pour atteindre un sommet au milieu des années 2010. Un faible recrutement, une mortalité naturelle élevée, un déclin du poids-à-l'âge et une mortalité par la pêche constante ne peuvent entraîner qu'une diminution de la BSR. Dans les conditions actuelles de faible recrutement et de mortalité naturelle élevée, la diminution de la BSR devrait très probablement se poursuivre. La réduction de la mortalité par la pêche réduira légèrement les probabilités de déclin selon les prévisions à court et à long terme. L'option de prises qui donne la plus grande probabilité d'augmenter la BSR d'ici 2022 est de 2 000 t.

En ce qui concerne les demandes spécifiques de la gestion des pêches du MPO concernant les reproducteurs d'automne, il n'y a pas d'options fixes de prises annuelles qui fourniraient des probabilités supérieures à 60 % d'augmentation de la BSR au-dessus du PRS dans les six

prochaines années. À tout niveau de prises, y compris zéro, les probabilités que la BSR en 2021 et 2022 soit égale ou supérieure au PRS sont essentiellement nulles. Selon le modèle, il y a une faible probabilité d'augmentation de la BSR à partir de 2019, même à un niveau de prises faible à nul. On ne s'attend pas à ce que le stock se trouve dans la zone saine, en 2020 et 2021, donc toute référence aux prélèvements par la pêche à la valeur de  $F_{0,1}$  n'est pas appropriée. Étant donné que l'on s'attend à ce que le stock soit proche du PRL ou en déclin dans la zone critique, les prélèvements devraient être aux plus faibles niveaux possibles.

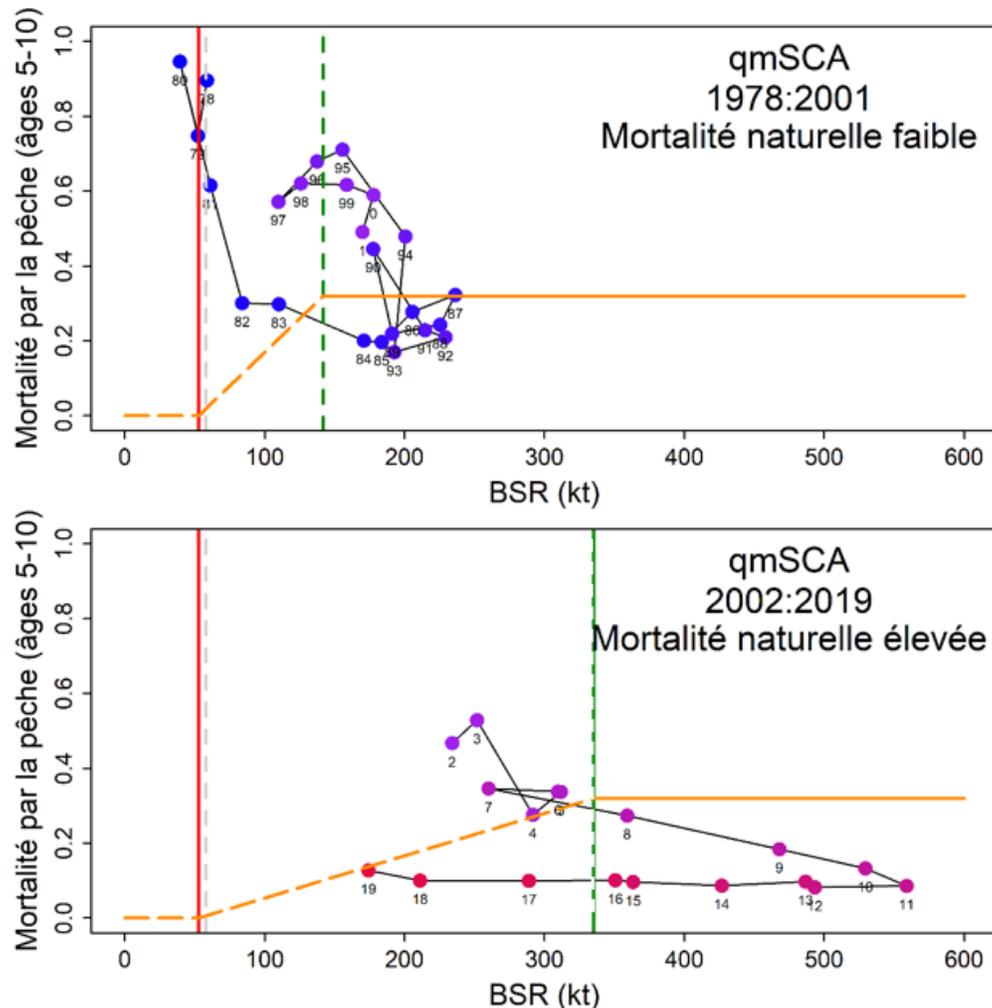


Figure 32. Trajectoire du hareng du sud du golfe du Saint-Laurent, composante de reproducteurs d'automne, par rapport à la biomasse du stock reproducteur (BSR, kt) et au taux de mortalité par pêche pour les années 1978 à 2001 (mortalité naturelle faible, panneau du haut) et pour les années 2002 à 2019 (mortalité naturelle élevée, panneau du bas). La ligne verticale rouge continue représente le point de référence limite et la ligne verte verticale pointillée représente le point de référence supérieur du stock. La ligne horizontale orange en continue représente la valeur de référence du taux d'exploitation ( $F_{0,1} = 0,32$ ) dans la zone saine et la ligne horizontale orange pointillée représente la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution. Les étiquettes des points indiquent les années (83 = 1983, 0 = 2000). Les codes de couleur vont du bleu pour les années 1970 et au début des années 1980, au rouge dans les années 2000. La BSR, le PRL et le PRS ont été ajustés en date du 1<sup>er</sup> août en utilisant la mortalité naturelle à l'âge pour 7 mois.

**LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION**

Nom	Affiliation
Bailey, William	PEI Fishermen's Association
Barlow, Trevor	PEI Fishermen's Association
Brushett, Rebecca	Ecology Action Centre
Chamberland, Jean-Martin	MPO Sciences Région du Québec
Chandler, Alan	Province of Nova Scotia Fisheries & Aquaculture
Chaput, Gérald	MPO Sciences Région du Golfe
Clair, Kenneth	PEI Fishermen's Association
Cogliati, Karen	MPO Sciences Ottawa
DeJong, Rachel	MPO Sciences Région du Golfe
Duguay, Gilles	Regroupement des pêcheurs professionnels du sud de la Gaspésie
Ferguson, Louis	Union des pêcheurs des maritimes
Gaudet, Mario	MPO Gestion des pêches Région du Golfe
Hardy, Matthew	MPO Sciences Région du Golfe
Hooper, Tony	Connors Bros. Ltd.
Huard, Christian	Regroupement des pêcheurs professionnels du sud de la Gaspésie
LaFlamme, Mark	MPO Sciences Région du Golfe
Lanteigne, Marc	MPO Gestion des pêches Région du Golfe
McDermid, Jenni	MPO Sciences Région du Golfe
Metallic-Sloan, James	Listiguij Mi'gmaq Government
Munden, Jenna	Herring Science Council
Pépin, Pierre	MPO Sciences Région de Terre-Neuve-et-Labrador
Ramsay, Laura	PEI Fishermen's Association
Ricard, Daniel	MPO Sciences Région du Golfe
Rivierre, Antoine	MPO Gestion des pêches Région du Québec
Rolland, Nicolas	MPO Sciences Région du Golfe
Schleit, Katie	Oceans North
Swain, Doug	MPO Sciences Région du Golfe
Van Beveren, Elisabeth	MPO Sciences Région du Québec
Vautier, Jeffrey	Transformateur sud de la Gaspésie

## SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion sur les avis scientifique régionale qui a eu lieu les 12 et 13 mars 2020, sur l'Évaluation de l'état du stock de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T-4Vn de l'OPANO) pour 2019 et avis pour les pêches de 2020 et de 2021. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#).

- Benoît, H.P., et Rail, J.-F. 2016. Principal predators and consumption of juvenile and adult Atlantic Herring (*Clupea harengus*) in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/065. viii + 42 p.
- Benoît, H.P., et Swain, D.P. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence Bottom-Trawl Survey Time Series: Adjusting for Changes in Research Vessel, Gear and Survey Protocol. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2505, iv + 95 p.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Scarratt, M., Devine, L., et Lehoux, C. 2019. Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint Laurent en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/059. iv + 67 pp.
- Brosset, P., Doniol-Valcroze, T., Swain, D.P., Lehoux, C., Van Beveren, E., Mbaye, B.C., Emond, K., et Plourde, S. 2019. Environmental variability controls recruitment but with different drivers among spawning components in Gulf of St. Lawrence herring stocks. Fish. Ocean. 28(1): 1-17.
- Cairns, D.K., Chapdelaine, G., et Montevecchi, W.A. 1991. Prey exploitation by seabirds in the Gulf of St. Lawrence. In The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary? pp. 277-291. Ed. by J.-C. Therriault. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 113.
- Fontaine, P.-M., Hammill, M.O., Barrette, C., et Kingsley, M.C.S. 1994. Summer diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the estuary and the northern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 172–178.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Lefaivre, D., et Lafleur, C. 2019. Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/046. iv + 83 p.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Proust, F., Carter, P., et McKinnon, D. 2007. Feeding by grey seals in the Gulf of St. Lawrence and around Newfoundland. In Grey seals in the North Atlantic and the Baltic, pp. 135–152. Ed. T. Haug, M. Hammill, D. Olafsdottir. NAMMCO Scientific Publication 6.
- Hammill, M.O., et Stenson, G.B. 2000. Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), grey seals (*Halichoerus grypus*), Harbour seals (*Phoca vitulina*) and hooded seals (*Cystophora cristata*). J. Northw. Atl. Fish. Sci. 26: 1–23.
- Hanson, J.M., et Chouinard, G.A. 2002. Diet of Atlantic cod in the southern Gulf of St. Lawrence as an index of ecosystem change, 1959-2000. J. Fish Biol. 60: 902–922.
- LeBlanc, C.H., Mallet, A., Surette, T., et Swain, D. 2015. Évaluation des stocks de hareng atlantique (*Clupea harengus*) de la zone 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2013. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2015/025. vi + 147 p.

- McDermid, J.L., Swain, D.P., Turcotte, F., Robichaud, S.A., et Surette, T. 2018. Évaluation des stocks de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) de la division 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2016 et 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/052. xvi + 125 p.
- McQuinn, I.H. 2009. Pelagic fish outburst or suprabenthic habitat occupation: Legacy of the Atlantic cod (*Gadus morhua*) collapse in eastern Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 66: 2256–2262.
- Melvin, G.D., Stephenson, R.L., et Power, M.J. 2009. Oscillating reproductive strategies of herring in the western Atlantic in response to changing environmental conditions. ICES J. Mar. Sci. 66: 1784-1792.
- MPO. 2005. Hareng du sud du golfe du Saint-Laurent - Niveaux de référence applicables à la biomasse du stock reproducteur. MPO, Secr. can. consult. sci. Avis. sci. 2005/070.
- MPO. 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution.](#)
- MPO. 2015. Mise à jour jusqu'en 2014 de l'évaluation de la composante des reproducteurs d'automne du hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T de l'OPANO) et recommandations pour la pêche de 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2015/033.
- MPO. 2018. Évaluation du hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), composantes des reproducteurs de printemps et d'automne, du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T de l'OPANO) et avis pour les pêches de 2018 et de 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. Sci. 2018/029.
- Pleizier, N.K., Campana, S.E., Schallert, R.J., Wilson, S.G., et Block, B.A. 2012. Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) Diet in the Gulf of St. Lawrence and on the Eastern Scotian Shelf. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 44: 67–76.

**CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :**

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région du Golfe  
Pêches et Océans Canada  
C. P. 5030, Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6  
Téléphone : 506-851-6253  
Courriel : [csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)  
Adresse Internet : [www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/)

ISSN 1919-5117

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2020. Évaluation du Hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), composantes des reproducteurs de printemps et d'automne, du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T-4Vn de l'OPANO) et avis pour les pêches de 2020 et de 2021. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/029.

*Also available in English:*

DFO. 2020. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Division 4T-4Vn) spring and fall spawner components of Atlantic Herring (*Clupea harengus*) with advice for the 2020 and 2021 fisheries. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2020/029.