



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/070

Région du Golfe

Exigences scientifiques pour le plan de rétablissement du stock de hareng Atlantique (*Clupea harengus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Divisions de l'OPANO 4TVn)

F. Turcotte et J.L. McDermid

Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
343, avenue Université, C.P. 5030
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-73615-0 N° cat. Fs70-5/2024-070F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Turcotte, F. et McDermid, J.L. 2024. Exigences scientifiques pour le plan de rétablissement du stock de hareng Atlantique (*Clupea harengus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Divisions de l'OPANO 4TVn). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/070. v + 57 p.

Also available in English :

Turcotte, F. and McDermid, J.L. 2024. Scientific Requirements for the Rebuilding Plan of Southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Division 4TVn) Spring Spawning Atlantic Herring (Clupea harengus). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/070. v + 53 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. CONTEXTE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT	1
2. POINTS DE RÉFÉRENCE ET RÈGLES DE CONTRÔLE DES PRISES.....	2
2.1. DÉFINITION DE DOMMAGES GRAVES.....	3
2.2. DOMMAGES GRAVES CHEZ LE HARENG DE PRINTEMPS DU SGSL.....	4
2.2.1. Biomasse	4
2.2.2. Recrutement.....	4
2.2.3. Capacité de reproduction et maturation	5
2.2.4. Survie	5
2.2.5. Croissance	6
2.2.6. Dommages graves	6
2.3. MÉTHODES	7
2.3.1. PRL fondé sur la relation entre le stock et le recrutement	7
2.3.2. PRL fondé sur la B_0	8
2.3.3. PRL fondé sur le MSY_{proxy} selon les lignes directrices de l'approche de précaution du MPO	8
2.4. RÉSULTATS	9
2.4.1. PRL fondé sur la relation entre le stock et le recrutement	9
2.4.2. PRL fondé sur la B_0	12
2.4.3. PRL fondé sur le MSY_{proxy} selon les lignes directrices de l'approche de précaution du MPO	12
2.5. ÉVALUATION DU MEILLEUR PRL CANDIDAT	15
2.5.1. Dommages graves.....	15
2.5.2. PRL candidats pour le hareng de printemps des divisions 4TVn.....	16
2.6. PRS, PRC, NER ET RÈGLES DE CONTRÔLE DES PRISES	21
2.6.1. PRS et PRC	21
2.6.2. Niveau d'exploitation de référence.....	22
2.7. ÉTAT ET TENDANCE DU STOCK	25
3. CIBLE ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT	26
3.1. CIBLE DE RÉTABLISSEMENT.....	26
3.2. ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT	27
4. PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LA CIBLE DE RÉTABLISSEMENT DANS DIVERS SCÉNARIOS DE PRODUCTIVITÉ OU DE GESTION	28
4.1. SCÉNARIOS DE PRODUCTIVITÉ	28
4.1.1. Scénarios axés sur la mortalité naturelle	28
4.1.2. Scénarios axés sur le recrutement.....	29
4.1.3. Projections de la population	30
4.2. MESURES DE GESTION	32
4.2.1. Atténuer les prises accessoires	33

4.2.2. Prélèvements de la pêche de poissons-appâts	38
5. HABITAT	44
6. AUTRES OBJECTIFS MESURABLES	45
7. SUIVI DE LA PROGRESSION DU RÉTABLISSEMENT	45
8. FRÉQUENCE DE L'EXAMEN PÉRIODIQUE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT	45
9. RÉFÉRENCES CITÉES	46
ANNEXE 1 : RÈGLES DE CONTRÔLE DES PRISES MODULÉES PAR LA PRODUCTIVITÉ	51
ANNEXE 2 : PRÉLÈVEMENTS DE LA PÊCHE D'APPÂTS D'APRÈS LE SONDAGE TÉLÉPHONIQUE DE 2011 AUPRÈS DES PÊCHEURS DE HOMARD D'AMÉRIQUE DU SGSL	56

RÉSUMÉ

La composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), qui comprend la division 4T et la sous-division 4Vn de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) se situe sous son point de référence limite (PRL) et dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution de Pêches et Océans Canada (MPO). Le Ministère doit donc élaborer un plan de rétablissement pour ce stock aux termes des nouvelles dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* modifiée. Un plan de rétablissement doit comporter plusieurs éléments clés, dont bon nombre sont définis ou appuyés par des avis des Sciences du MPO. Un plan de rétablissement comprend plusieurs éléments qui nécessitent un avis des Sciences du MPO, notamment : (i) l'état du stock; (ii) les causes de son déclin; (iii) la cible et l'échéancier de rétablissement; (iv) d'autres objectifs mesurables; (v) la probabilité d'atteindre les objectifs de rétablissement au moyen des mesures de gestion; (vi) une méthode de suivi des progrès vers le rétablissement; (vii) la fréquence de l'examen périodique du plan de rétablissement.

Les sources de dommages graves pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique dans le sGSL sont l'échec du recrutement d'origine environnementale lié à un changement de régime (transition d'un régime d'eaux froides et de recrutement élevé à un régime d'eaux chaudes et de recrutement faible au début des années 1990), la longue période de faible production et de biomasse depuis 2004, la croissance réduite, la mortalité naturelle élevée et la fécondité réduite.

Un examen des points de référence fondés sur la biomasse a généré un nouveau PRL à l'aide d'un modèle statistique des prises selon l'âge ($40\%BMSY_{\text{proxy}}$). On estime qu'il correspond à une biomasse du stock reproducteur (BSR) de 55 000 tonnes (t). Avec ce PRL, le stock se situe en dessous du PRL et dans la zone critique du cadre d'approche de précaution du MPO depuis 2001 (auparavant 2002).

La cible de rétablissement, qui indique que le stock doit être à un niveau égal ou supérieur à son PRL selon une probabilité de 75 %, devrait inclure que cette cible doit être atteinte durant deux années consécutives et que les projections de la population doivent montrer que le stock exploité est susceptible de continuer sa trajectoire positive sur deux années après que le stock soit reconstruit.

Les projections ont montré qu'il est peu probable que le stock se rétablisse pour atteindre la cible de rétablissement dans les conditions actuelles, même en l'absence de mortalité par la pêche. Les conditions environnementales qui permettraient d'inverser le déclin du stock sont l'occurrence d'épisodes de recrutement moyen et élevé. Depuis 1992, le recrutement a été limité en raison des conditions environnementales qui sont peu susceptibles de s'améliorer à mesure que le changement climatique se poursuit.

Les projections ont montré qu'avec 150 t de prises accessoires annuelles, la BSR de la population serait réduite de 1 % en 10 ans.

Un autre objectif mesurable qui devrait être inclus dans le plan de rétablissement est l'augmentation de la proportion de poissons âgés et de grande taille.

La progression du rétablissement sera suivie à l'aide des modèles d'évaluation du stock. L'examen périodique du plan de rétablissement devrait avoir lieu tous les quatre ans, c'est-à-dire toutes les deux évaluations du stock. Les objectifs devraient être revus et les modèles, mis à jour si la productivité du stock ou des facteurs externes influant sur les dynamiques du stock fluctuent.

1. CONTEXTE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT

La zone de distribution du stock de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) se situe entre la côte nord de la Gaspésie et l'extrémité nord de l'île du Cap-Breton et comprend les îles de la Madeleine. Les adultes passent l'hiver au large des côtes nord et est de l'île du Cap-Breton, dans la division 4T et la sous-division 4Vn (divisions 4TVn) de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO; Claytor 2001; Simon et Stobo 1983; Figure 1). La population de hareng de l'Atlantique dans le sGSL comprend deux composantes de reproducteurs : les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne (respectivement appelés hareng de printemps et hareng d'automne ci-après). Ces deux composantes sont génétiquement différentes (Lamichhaney *et al.* 2017), donc considérées comme des stocks distincts et évaluées séparément. De plus, les stocks de hareng dans le sGSL sont gérés sur deux saisons de pêche (printemps et automne). Le stock de hareng de printemps s'est effondré dans les années 1990. Le total autorisé des captures (TAC) annuel a été graduellement réduit, mais le stock ne s'est pas rétabli. La plus récente évaluation du stock de hareng de printemps a été terminée en mars 2022 et a confirmé qu'il était sous son point de référence limite (PRL) et dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution (AP) de Pêches et Océans Canada (MPO), comme c'est le cas depuis 2002 (Rolland *et al.* 2022). Les pêches commerciales et de poissons-appâts ciblant le hareng de printemps ont été fermées en 2022.

L'article 6.2 des dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* modifiée (2019) et l'article 70 du *Règlement de pêche (dispositions générales)* exigent l'élaboration et la mise en œuvre d'un plan de rétablissement pour un grand stock de poissons prescrit dans les 24 mois suivant le jour où le ministre a pris connaissance du déclin du stock jusqu'à son PRL, ou en dessous de ce dernier. Dans un cas où un stock se situe déjà à son PRL ou en dessous de ce dernier le jour où il est prescrit en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons, la période de 24 mois allouée pour l'élaboration d'un plan de rétablissement commence ce jour-là, ce qui a eu lieu le 4 avril 2022 pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique des divisions 4TVn de l'OPANO.

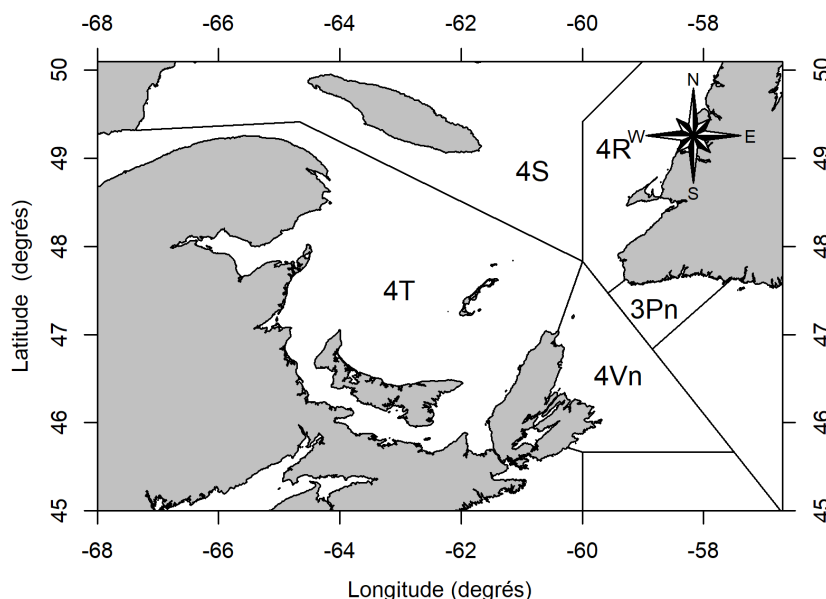


Figure 1 : Divisions et sous-divisions de l'OPANO dans le golfe du Saint-Laurent et le détroit de Cabot.

L'article 70 du *Règlement de pêche (dispositions générales)* énonce également les renseignements que doit contenir un plan de rétablissement. Plusieurs d'entre eux sont définis ou appuyés par des avis des Sciences du MPO. Des avis scientifiques sur certains éléments sont déjà fournis dans des documents évalués par des pairs, par l'intermédiaire de publications principales ou d'autres processus du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS). Le présent document de recherche fournit un résumé des connaissances scientifiques publiées, mais l'examen par les pairs se concentrera sur les nouvelles analyses effectuées pour éclairer l'élaboration du plan de rétablissement du hareng de printemps. Les objectifs précis de ce document sont d'examiner et de mettre à jour le PRL actuel ainsi que d'établir l'état du stock par rapport au PRL recommandé, de déterminer une cible de rétablissement, d'établir et d'évaluer le calendrier et la probabilité d'atteindre la cible de rétablissement dans le cadre de divers scénarios de gestion de l'environnement et des pêches, de proposer d'autres objectifs mesurables, de déterminer des indicateurs pour suivre les progrès vers le rétablissement, et fournir un avis sur la fréquence de l'examen périodique du plan de rétablissement.

2. POINTS DE RÉFÉRENCE ET RÈGLES DE CONTRÔLE DES PRISES

Le PRL représente l'état d'un stock en dessous duquel il risque de subir des dommages graves. Un stock qui se trouve à un niveau inférieur à son PRL (c'est-à-dire dans la zone critique) est considéré comme présentant un risque inacceptable de subir une altération de sa capacité de reproduction ou d'autres dommages graves (Shelton et Rice 2002). Le PRL devrait être défini avant qu'un dommage grave ne soit observé et non lorsqu'un dommage grave est déjà observé (Kronlund *et al.* 2018). Lorsqu'un stock atteint ce point, il peut également y avoir des répercussions sur l'écosystème et sur les espèces associées, ainsi qu'une diminution à long terme des possibilités de pêche. Plusieurs approches de calcul du PRL sont utilisées, et elles peuvent être affinées au fil du temps. Le PRL est fondé sur des critères biologiques et établi par les Sciences du MPO selon un processus évalué par des pairs (MPO 2009).

Le PRL du hareng de printemps est fondé sur la biomasse la plus faible à partir de laquelle le stock s'est rétabli ($B_{\text{rétablissement}}$). Il s'agit de la moyenne des quatre estimations de la biomasse du stock reproducteur les plus faibles au début des années 1980 (de 1979 à 1982). Par conséquent, cette valeur dépend du modèle. À chaque mise à jour ou modification du modèle, la biomasse du stock pourrait être revue à la hausse ou à la baisse. Pour l'évaluation de 2022, le PRL a été estimé à 46 340 t (Rolland *et al.* 2022).

Un point de référence supérieur (PRS) provisoire a été déterminé en 2005 (Chouinard *et al.* 2005) à l'aide d'une analyse du rendement par recrue et en supposant une mortalité naturelle de 0,2 et des vecteurs de recrutement partiel propres à la pêche, une méthode qui n'est pas compatible avec les estimations de mortalité naturelle élevées obtenues lors de l'évaluation de 2019 (Turcotte *et al.* 2021a,b). Par conséquent, le PRS provisoire approximatif a été établi à une BSR de 132 546 t pour l'évaluation de 2019 (Turcotte *et al.* 2021a). Le niveau d'exploitation de référence (NER) pour le hareng de printemps a été introduit pour la première fois lors de l'évaluation du stock de 1995 (Clayton *et al.* 1995) et est depuis utilisé comme NER pour la zone saine ($F_{0,1} = 0,35$). Il n'y a pas de point de référence cible (PRC) ni de NER convenu pour les zones critique et de prudence du stock.

Il est difficile d'établir des points de référence pour les stocks dont la productivité varie dans le temps. L'utilisation de points de référence dynamiques peut entraîner l'abaissement progressif d'un seuil de conservation, de sorte que le risque peut être sous-estimé (Cox *et al.* 2019). De plus, les résultats à l'équilibre des points de référence fondés sur la mortalité par pêche (F ; comme F_{MSY} ou $F_{0,1}$) peuvent suggérer que les stocks ayant une mortalité naturelle (M) élevée ou des calendriers de maturité se trouvant à la gauche des calendriers de sélectivité peuvent

être pêchés à des taux élevés et maintenir des valeurs élevées de biomasse, ce qui n'est pas conforme aux données de reconstitution des stocks provenant des modèles d'évaluation (MPO 2017). Cox et ses collaborateurs (2019) ont constaté que, pour un stock de hareng du Pacifique dont la dynamique de productivité est très similaire à celle du hareng de printemps du sGSL, un PRL fixe devrait être établi et que les PRL empiriques potentiels (p. ex. basés sur les niveaux de stock ou d'indice de la biomasse observés historiquement) ne devraient pas refléter les pires scénarios. Lors de l'utilisation de PRL dynamiques ou empiriques en fonction de périodes d'états de dommages, la probabilité de traverser les PRL était généralement proche ou égale à zéro, omettant ainsi les risques dans les situations où les risques pourraient être réellement importants. Ces conclusions limitent les méthodes disponibles pour obtenir un PRL qui peut être appliqué au hareng de printemps du sGSL tout en s'inscrivant dans l'approche de précaution.

Pour examiner le PRL actuel et explorer d'autres PRL pour le hareng de printemps du sGSL, il est d'abord nécessaire de déterminer le point où des dommages graves se sont produits. Dans le cas présent, les processus liés à la dynamique de la population et l'état du stock estimé au cours de la période d'évaluation ont été utilisés pour éclairer l'évaluation du point où des dommages graves sont survenus. Ensuite, une évaluation de plusieurs PRL candidats sera effectuée afin de déterminer celui qui est le plus approprié. L'évaluation des PRL candidats est informative, car elle peut donner confiance dans la sélection d'un PRL lorsque les estimations concordent, mais peut également cerner les risques lorsque les estimations ne concordent pas (MPO 2023). L'examen d'un vaste éventail de méthodes d'estimation est justifié, car il n'existe pas de méthode unique qui puisse convenir à tous les cas (Myers *et al.* 1994; Shelton et Rice 2002). Les indicateurs, les PRL et les mesures de l'état du stock doivent tenir compte de la fiabilité, de la plausibilité et de l'incertitude (MPO 2023). Dans le cas présent, une approche fondée sur le poids de la preuve a été utilisée pour évaluer et sélectionner le meilleur PRL candidat, lequel a été comparé aux principes des pratiques exemplaires pour les indicateurs, les PRL et les paramètres de l'état du stock (MPO 2023).

2.1. DÉFINITION DE DOMMAGES GRAVES

Dans le contexte des pêches, les dommages graves peuvent être déterminés comme étant un état indésirable qui peut être irréversible ou lentement réversible à long terme seulement (MPO 2023). Ces états peuvent être directement ou indirectement attribuables à la pêche, à d'autres causes anthropiques ou à des causes naturelles, et ils peuvent se produire dans l'état où se trouve le stock avant qu'il ne devienne menacé de disparition. Ils peuvent être associés à une baisse de la productivité ou de la capacité de reproduction qui résulte de changements dans les processus biologiques (comme le recrutement, la croissance, la maturation et la survie), et peuvent entraîner une perte de résilience, définie comme une dégradation de la capacité à se rétablir, à dépasser le taux de remplacement ou à se remettre d'une perturbation. En outre, ces états peuvent être associés à un risque élevé de manque de compensation ou d'effets Allee (c'est-à-dire une dépendance négative à la densité dans laquelle le taux intrinsèque de croissance d'un stock diminue plutôt que d'augmenter, à mesure que l'abondance diminue) et correspondent à une situation où la dynamique de la population est généralement mal comprise. Lorsque l'on estime qu'un stock court le risque de subir des dommages graves, il peut également y avoir des répercussions sur l'ensemble du système socioécologique (p. ex. l'écosystème, les espèces associées ou dépendantes, une perte à long terme des possibilités de pêche). Cependant, les inefficacités économiques telles que la surpêche ou la réduction du rendement ne constituent pas en elles-mêmes des dommages graves pour un stock.

2.2. DOMMAGES GRAVES CHEZ LE HARENG DE PRINTEMPS DU SGSL

2.2.1. Biomasse

La BSR du hareng de printemps est passée des niveaux faibles du début des années 1980 aux niveaux les plus élevés de la série chronologique entre le milieu des années 1980 et le milieu des années 1990 (Rolland *et al.* 2022). La BSR a diminué au milieu des années 1990, atteignant la zone critique en 2002, où elle est restée depuis. L'estimation de la BSR pour 2021 était de 77 % du PRL et représentait 18 % de la BSR de 1995.

2.2.2. Recrutement

Le recrutement du hareng de printemps (nombre de poissons d'âge 2) était le plus élevé au début des années 1980, en 1990 et en 1993 (Rolland *et al.* 2022). Le recrutement est demeuré relativement stable à des valeurs inférieures depuis 1993, avec des valeurs légèrement plus élevées entre 2006 et 2008. Le recrutement a diminué pour atteindre les valeurs les plus faibles de la série chronologique de 2008 à aujourd'hui, à l'exception d'une légère augmentation en 2015. Les taux de recrutement (nombre de poissons d'âge 2 par kilogramme de BSR) étaient le plus élevés au début des années 1980 et vers 2005, et le plus faible était entre 1992 et 2000. Depuis 2006, les taux de recrutement ont chuté à des valeurs faibles, à l'exception d'un petit pic en 2013 et en 2019.

Un examen des documents de référence sur les facteurs de recrutement du hareng de l'Atlantique a permis de relever un nombre important de facteurs biotiques ($n = 9$) et abiotiques ($n = 8$) qui peuvent avoir une incidence sur la survie aux stades de l'œuf, du début de la période larvaire, de la fin de la période larvaire et de juvénile, ce qui influence donc directement le recrutement du hareng de l'Atlantique (Burbank *et al.* 2022). D'après cet examen, il est évident que le large éventail de facteurs qui influent sur le recrutement agissent simultanément et interagissent les uns avec les autres pour avoir une incidence et déterminer la force de la classe d'âge. Ces facteurs comprennent un substrat convenable pour la fraie, la qualité et l'abondance des proies, la compétition intraspécifique et interspécifique, la température, les tempêtes et les courants dominants.

Pour le hareng de printemps du sGSL en particulier, la dynamique de recrutement est fortement influencée par la variation des conditions environnementales (Brosset *et al.* 2019; Turcotte 2022; Burbank *et al.* 2023b; Sellinger *et al.* 2024). Une analyse du changement de régime a démontré que la température de la surface de la mer dans l'ensemble du sGSL et le recrutement du hareng de printemps sont passés brusquement d'un régime d'eaux froides et de recrutement élevé (1978 à 1991) à un régime d'eaux chaudes et de recrutement faible (1992 à 2017) au début des années 1990 (Turcotte 2022).

Un ensemble d'indicateurs pour le zooplancton a également été utilisé pour prédire le recrutement du hareng de printemps. Ces indicateurs comprenaient : (1) l'abondance de grands copépodes calanoïdes au début de l'été, qui est un indicateur de la disponibilité de la nourriture pour les larves de hareng; (2) le rapport de *Calanus hyperboreus* au stade de copépodite, qui est un indicateur phénologique pour la période de disponibilité de la nourriture pour les larves de hareng; (3) l'abondance du zooplancton en eau chaude, qui est un indicateur de la qualité des aliments disponibles pour les larves de hareng, en raison des effets de la température de l'eau sur la communauté de zooplancton.

Lors de l'examen de l'influence d'un plus grand ensemble de prédicteurs, Burbank *et al.* 2023b ont constaté qu'une combinaison de facteurs biologiques (ascendants) et physiques de l'écosystème ainsi que de facteurs démographiques avait un effet sur le recrutement du hareng de printemps. Un recrutement plus élevé a été observé lorsque la proportion d'adultes des

âges 8 à 11+ était plus élevée. De plus, il y avait une corrélation positive important entre le recrutement du hareng de printemps et la somme des poids selon l'âge des adultes.

2.2.3. Capacité de reproduction et maturation

La fécondité moyenne du hareng de printemps du sGSL a connu un déclin temporel important d'environ 47 % depuis les années 1970 et 1980 (Burbank *et al.* 2024). La fécondité estimée du hareng reproducteur de printemps dans les années 1970 était de $77\,764 \pm 37\,379$ œufs par poisson (moyenne \pm écart-type), alors qu'elle était de $40\,853 \pm 14\,533$ œufs par poisson en 2022.

La relation longueur-fécondité et la relation poids-fécondité pour le hareng de printemps sont demeurées relativement stables au fil du temps, bien que les poissons soient globalement plus petits en 2022 par rapport aux années 1970 et 1980. Par conséquent, les simulations utilisant un million de poissons représentatifs de la distribution des tailles pour chaque période ont mis en évidence une réduction substantielle d'environ 32 % du potentiel de reproduction en 2022 par rapport à 1970.

Pour les cohortes de hareng de printemps de 1972 à 2014, l'âge à 50 % de la maturité a augmenté de 0,59 année (Beaudry-Sylvestre *et al.* 2022). La longueur à maturité a diminué de façon continue au cours de la même période, parallèlement à la réduction de la taille selon l'âge. Le retard observé dans la maturation serait conforme à une stratégie de pêche qui cible les reproducteurs, tandis que la pêche au hareng qui cible aussi les juvéniles présente principalement une transition vers une maturité plus précoce.

2.2.4. Survie

Les estimations de la mortalité naturelle pour le groupe des âges 2 à 6 ont varié entre 0,24 et 0,51 (entre 21 et 40 % de la mortalité annuelle) entre 1978 et 2021 (Rolland *et al.* 2022). Pour le groupe des âges 7 à 11+, la mortalité naturelle a augmenté progressivement de 0,30 à 0,56 (entre 26 et 43 % de la mortalité annuelle) entre 1978 et 2006, avant de légèrement redescendre à 0,47 (37 % de la mortalité annuelle) en 2009. À partir de 2010, les estimations ont fortement augmenté pour culminer à 1,05 (65 % de la mortalité annuelle) en 2018 avant de redescendre légèrement à une valeur moyenne de 0,9 (59 % de la mortalité annuelle) en 2020 et 2021.

Les sources potentielles de mortalité naturelle sont les prises non déclarées, les maladies et la prédation. Les prises non déclarées de hareng sont plus susceptibles de se produire lors de la pêche de poissons-appâts. Les pêcheurs doivent consigner les prises de cette pêche dans leur journal de bord, mais rares sont ceux qui respectent l'exigence de remplir ces journaux et de les renvoyer au MPO. Les prises de hareng dans la pêche de poissons-appâts devraient être beaucoup plus faibles que les débarquements de la pêche commerciale et continuent d'être une source négligeable de mortalité naturelle (voir la section 4.2.2 – Prélèvements de la pêche de poissons-appâts). La mortalité due aux maladies devrait être relativement faible chez le hareng des divisions 4TVn, car aucun cas de ce type de mortalité n'a été enregistré au cours de la période visée par l'évaluation. Par conséquent, la mortalité naturelle du hareng de printemps est susceptible d'être principalement attribuable à la prédation.

Le hareng est une espèce-proie pélagique importante pour de nombreux prédateurs dans le sGSL, dont le phoque gris (*Halichoerus grypus*; Hammill et Stenson 2000; Hammill *et al.* 2007, 2014a), des oiseaux de mer, principalement le fou de Bassan (*Morus bassanus*; Pelletier et Guillemette 2022), des cétacés (Fontaine *et al.* 1994; Benoît et Rail 2016), la morue franche (*Gadus morua*; Hanson et Chouinard 2002), la merluche blanche (*Urophycis tenuis*; Benoît et Rail 2016) et le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*; Turcotte *et al.* 2021c; Turcotte

et al. 2023). Parmi ces principaux prédateurs, l'abondance de la morue franche, du phoque gris, du thon rouge de l'Atlantique et du fou de Bassan a beaucoup changé dans le sGSL au cours des dernières décennies. La tendance à la hausse de l'abondance du phoque gris, du thon rouge de l'Atlantique et du fou de Bassan est fortement corrélée à l'augmentation du hareng de printemps plus âgé (groupe des âges 7 à 11+; Rolland *et al.* 2022). La consommation de hareng est estimée à au moins 10 kilotonnes (kt) de hareng par année pour chaque prédateur (Benoît et Rail 2016; Turcotte *et al.* 2021c).

La mortalité par pêche (F ; mortalité par pêche pondérée en fonction de l'abondance pour le groupe des âges 6 à 8) était élevée en 1979 et 1980, a diminué jusqu'en 1984 et a augmenté graduellement à plus de 0,5 en 2004 (Rolland *et al.* 2022). F a ensuite baissé rapidement pour atteindre une valeur faible (moins de 0,05) en 2010 et est restée à ce niveau jusqu'en 2021. La valeur la plus faible a été estimée en 2021. Pendant quelques années, F est restée stable, soit autour de 0,2, lorsque la biomasse du stock était élevée au début des années 1990. F a augmenté à des valeurs élevées pendant et après l'effondrement puisque la BSR a diminué et que les TAC sont restés élevés. La mortalité par pêche pendant et après l'effondrement est une source de dommages pour le stock.

2.2.5. Croissance

Le poids moyen selon l'âge du hareng de printemps a diminué de 39,6 % entre 1978 et 2021 (Rolland *et al.* 2022). Les modèles de croissance de Von Bertalanffy suggèrent également que la longueur asymptotique du hareng de printemps a diminué au cours de la série chronologique, ce qui laisse entendre que le hareng de printemps ne devient pas aussi grand qu'auparavant (Burbank *et al.* 2023a). Cela corrobore les observations selon lesquelles la taille selon l'âge a généralement diminué au cours des dernières décennies dans les stocks de printemps et d'automne de hareng de l'Atlantique de l'est du Canada (divisions 4V, 4W et 4X de l'OPANO, MPO 2018; division 4R de l'OPANO, MPO 2022; division 4S de l'OPANO, MPO 2021b; côte est et sud de Terre-Neuve, Wheeler *et al.* 2009; Bourne *et al.* 2023). Une diminution de la taille des poissons peut avoir de vastes répercussions négatives, y compris une réduction de la fécondité et de l'efficacité de reproduction tout au long de leur vie (Barrett *et al.* 2022; Burbank *et al.* 2022b), ce qui, à son tour, peut avoir une incidence négative sur la productivité et l'abondance de la population.

Des déclin de croissance sont observés dans de nombreuses populations de poissons exploités. Par contre, les tendances selon l'âge varient et les causes des déclin, qui peuvent être induites par la pêche, dépendre de la densité ou être de nature environnementale, ne sont généralement pas bien comprises ou difficiles à déterminer (Charbonneau *et al.* 2019). Beaudry-Sylvestre *et al.* (2022) ont découvert, chez le hareng du sGSL, une relation entre la température observée et la longueur moyenne à l'âge 4. Il s'agit d'une tendance cohérente avec celle constatée chez les populations de hareng dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les baisses plus rapides du poids selon l'âge observées chez les populations d'eau chaude dans l'Atlantique Nord-Ouest pourraient provenir d'augmentations marquées des coûts métaboliques en raison de la température, tandis que l'intensité de l'historique d'exploitation ne semblait pas être un facteur dans la relation entre la température et la croissance.

2.2.6. Dommages graves

Selon la définition, un dommage grave peut entraîner une perte de résilience, définie comme étant une capacité altérée à se rétablir, à dépasser le taux de remplacement ou à se remettre d'une perturbation. Comme ce stock ne s'est pas rétabli depuis que son état a diminué en dessous de $B_{rétablissement}$ (le PRL actuel), il est raisonnable de supposer que des dommages graves se sont produits dans les années précédant l'effondrement ou pendant ce dernier.

Le déclin de la survie des poissons âgés a été graduel, et la mortalité naturelle a augmenté de façon continue entre les années 1990 et la fin des années 2000. Il est donc difficile de déterminer le point où l'espèce a subi un dommage grave. De même, en ce qui concerne la croissance et la fécondité, les changements observés étaient graduels et il est difficile d'établir un point de rupture.

Le recrutement a brusquement diminué après 1992, ce qui est possiblement une source de dommages graves et la cause du déclin de ce stock. Cependant, comme le recrutement n'est pas déterminé par la BSR pour ce stock, il est impossible de définir un PRL fondé sur la biomasse directement à partir du processus d'échec du recrutement.

Les éléments individuels de la définition de dommage grave ne permettent pas de déterminer un point clair où un dommage grave s'est produit et ainsi éclairer la définition d'un PRL de la biomasse. Par conséquent, les outils pour obtenir des PRL candidats explorés dans les prochaines sections seront également utilisés pour définir où un dommage grave s'est produit et comment les PRL candidats se comparent à ce point.

2.3. MÉTHODES

Les estimations de la population de harengs de printemps du sGSL ont été obtenues à partir des résultats du modèle de population provenant de la dernière évaluation publiée au moment du présent examen par les pairs (Rolland *et al.* 2022).

2.3.1. PRL fondé sur la relation entre le stock et le recrutement

La relation entre le stock et le recrutement (RSR) a été modélisée à l'aide de trois modèles paramétriques : Beverton-Holt (BH), Ricker (RK) et en forme de bâton de hockey (HS). Les modèles de BH et de RK ont été adaptés aux données à l'aide de la fonction nls dans le logiciel statistique R (R Core Team 2023). Le modèle de BH était de la forme :

$$R = \frac{aS}{(b + S)}$$

où R est le nombre de recrues dans une classe d'âge donnée, S est la BSR qui a produit cette classe d'âge, a est le nombre maximal de recrues produites, et b est la BSR nécessaire pour produire, en moyenne, le recrutement égal à la moitié du maximum (50 % R_{\max}).

Le modèle de RK prenait la forme suivante :

$$R = aSe^{-bS}$$

où R est le nombre de recrues dans une classe d'âge donnée, S est la BSR qui a produit cette classe d'âge, a est le nombre de recrues par unité de biomasse de reproducteurs à de faibles niveaux de stock et b se rapporte au taux de déclin des recrues par unité de biomasse de reproducteurs à mesure qu'il S augmente. a est un indice de mortalité indépendante des stocks, et b est un indice de mortalité dépendante des stocks. R_{\max} est obtenu par :

$$R_{\max} = \frac{a}{b}e^{-1}$$

Le modèle HS (également appelé régression segmentée ou de point de changement) modélise la RSR en deux segments, l'un étant une ligne plate au recrutement maximal et l'autre une ligne droite de l'origine à un point croisant le segment plat. L'intersection des deux lignes est déterminée par une méthode de recherche par grille itérative utilisant l'algorithme de Julious (Julious 2001; O'Brien *et al.* 2003).

Un changement de régime dans le recrutement du hareng de printemps avait déjà été relevé, ainsi qu'un changement de régime pour la température de la surface de la mer dans toutes les régions du golfe du Saint-Laurent (Turcotte 2022). Des PRLs candidats ont été dérivés des RSR de type RK pour chaque période de régime identifiée par l'algorithme STARS dans Turcotte 2022.

Les PRL candidats dérivés de la RSR dépendront de la forme fonctionnelle de la relation et du type de dynamique observée. Les PRL candidats dérivés de ces méthodes sont la BSR à 50 % de R_{max} , qui est la biomasse associée à une réduction de 50 % de R_{max} estimée à partir de la RSR.

2.3.2. PRL fondé sur la B_0

La B_0 est la biomasse à l'équilibre moyenne à long terme d'un stock en l'absence de pêche. Les méthodes par recrue nécessitent un équilibre pour dériver des points de référence, de sorte que leur résultat représente adéquatement l'état moyen du stock. Cependant, ces méthodes ont été développées en supposant des paramètres de productivité stationnaires. Au cours des années d'évaluation du hareng de printemps, M a augmenté, le poids selon l'âge a diminué et le recrutement a changé de régime. Ce sont toutes des conditions infirmant l'hypothèse de l'équilibre dans le temps. Par conséquent, une année où le stock était à son meilleur état de productivité au cours de la période d'évaluation a été choisie pour effectuer les calculs. L'année d'évaluation initiale (1978) a été choisie pour représenter un état productif (poids élevé et faible M selon l'âge).

La population a été initialisée avec une recrue afin d'effectuer les calculs, et un vecteur de reproducteurs non exploités par recrue a été calculé en utilisant M selon l'âge en 1978. La BSR par recrue (Φ_0) a ensuite été calculée en multipliant le nombre de reproducteurs par recrue, le poids selon l'âge et les vecteurs de maturité selon l'âge de 1978.

La B_0 a été calculée en multipliant Φ_0 par le recrutement maximal moyen prévu du modèle de RSR de RK pour 1978 à 2019 (362 321 236 recrues). Une valeur alternative pour la B_0 a également été calculée avec le nombre moyen de recrues au cours de la période d'évaluation afin de tenir compte de l'incertitude dans la RSR obtenue avec le modèle de RK. La valeur $0,2B_0$ a été utilisée comme le PRL candidat pour ce stock.

2.3.3. PRL fondé sur le MSY_{proxy} selon les lignes directrices de l'approche de précaution du MPO

Le cadre de l'approche de précaution fournit une orientation pour déterminer les points de référence et les règles de contrôle des prises (MPO 2009). En l'absence d'une estimation de la B_{MSY} obtenue à partir d'un modèle explicite, l'estimation provisoire de la B_{MSY} pourrait être considérée comme suit (sélectionner la première option possible) : 1) la biomasse correspondant à la biomasse par recrue à $F_{0,1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues; 2) la biomasse moyenne (ou l'indice de la biomasse) sur une période productive; 3) la biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale enregistrée (MPO 2009).

Le PRL, le PRS et les zones d'état du stock sont définis comme suit (MPO 2009). Un stock est dans la zone critique si sa biomasse mature, ou l'indice de sa biomasse mature, est inférieure ou égale à 40 % de la B_{MSY} (biomasse ≤ 40 % de la B_{MSY}). Un stock est dans la zone de prudence si sa biomasse, ou l'indice de sa biomasse, est supérieure à 40 % de la B_{MSY} , mais inférieure à 80 % de la B_{MSY} (40 % de la $B_{MSY} < \text{biomasse} < 80$ % de la B_{MSY}). Un stock est dans la zone saine si la biomasse, ou l'indice de sa biomasse, est supérieure à 80 % de la B_{MSY} (biomasse ≥ 80 % de la B_{MSY}).

1. Biomasse correspondant au produit de la biomasse par recrue à $F_{0,1}$ multiplié par le nombre moyen de recrues

Pour obtenir la valeur de $F_{0,1}$, une analyse du rendement par recrue a été effectuée à l'aide de la fonction `ypr` du logiciel *fishmethods* (Gabriel *et al.* 1989) dans le logiciel statistique R. Des vecteurs de poids selon l'âge, de sélectivité des engins de pêche et de mortalité naturelle pour les poissons des âges 2 à 11+ au cours de l'année d'évaluation initiale (1978) ont été utilisés. L'âge le plus avancé a été fixé à 20 et F_{max} à 2.

Le taux de survie par recrue à $F_{0,1}$ a été calculé à l'aide d'une analyse de la survie :

$$l_a = l_{a-1} e^{-(M_{a-1} + F * s \acute{e} l_{a-1})}$$

Et pour le groupe plus :

$$l_a = l_{a-1} \frac{e^{-(M_{a-1} + F * s \acute{e} l_{a-1})}}{1 - e^{-M_a + F * s \acute{e} l_a}}$$

où a est l'âge, l_a est le taux de survie à cet âge, M est la mortalité naturelle à cet âge, F est la mortalité par pêche et $s \acute{e} l$ est la sélectivité à cet âge. La valeur F a été définie à $F_{0,1}$.

Pour obtenir la BSR par recrue à $F_{0,1}$, le taux de survie par recrue multiplié par le poids selon l'âge et la maturité aux vecteurs d'âge a été additionné pour tous les âges. La BSR par recrue à $F_{0,1}$ a été multipliée par le nombre moyen de recrues estimé avec le modèle de population au cours de la série chronologique. Le PRL déterminé à partir de ce proxy pour B_{MSY} a été calculé comme étant à 40 % de sa valeur ($40\%AP1BMSY_{proxy}$).

2. Biomasse moyenne (ou indice de la biomasse) au cours d'une période productive

La production dans un stock de poissons est la combinaison du recrutement, de la croissance et de la mortalité naturelle. Pour définir le niveau provisoire de B_{MSY} ($BMSY_{proxy}$) à partir des recommandations de l'approche de précaution, la production du stock a été calculée comme suit :

$$P_t = C_t + B_{t+1} - B_t$$

où P_t est la production du stock dans l'année t , C_t est la prise par pêche dans l'année t , B_{t+1} est la biomasse du stock dans l'année $t+1$ et B_t est la biomasse du stock dans l'année t . Les périodes de production ont été établies en trouvant des périodes ininterrompues de sept ans au cours desquelles la production du stock était élevée et où la biomasse était donc élevée. La $BMSY_{proxy}$ a été calculée en tant que BSR moyenne lors des années identifiées. Le PRL déterminé à partir de cette $BMSY_{proxy}$ a été calculé comme étant 40 % de sa valeur (nommé $40\%AP2BMSY_{proxy}$).

3. Biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale enregistrée

50 % de la BSR la plus élevée dans une seule année a été utilisé pour déterminer une $BMSY_{proxy}$. Un PRL candidat a été calculé à 40 % de sa valeur ($40\%AP3BMSY_{proxy}$).

2.4. RÉSULTATS

2.4.1. PRL fondé sur la relation entre le stock et le recrutement

Deux événements de recrutement extrêmement élevés se sont produits au cours de la période d'évaluation (Figure 2 à gauche), soit en 1988 et en 1991. Le nombre de recrues produites était de 961 et 989 millions, respectivement. La BSR correspondant à ce nombre de recrues était de 126 et 107 kt, respectivement. Les prochains épisodes de recrutement les plus importants se situent entre 50 et 70 millions de recrues. Des épisodes de recrutement dans cette fourchette

se sont produits trois fois au cours de la période d'évaluation. La fréquence des autres épisodes de recrutement augmente graduellement à mesure que le nombre de recrues diminue. Trois épisodes de recrutement sont des valeurs aberrantes dans le diagramme à quartiles de toutes les valeurs de recrutement et pourraient être définis comme des épisodes de recrutement plus élevés que prévu (Figure 2, à droite). La valeur aberrante la plus faible était pour 638 millions de recrues, ce qui s'est produit en 1980 lorsque la BSR était de 41 kt.

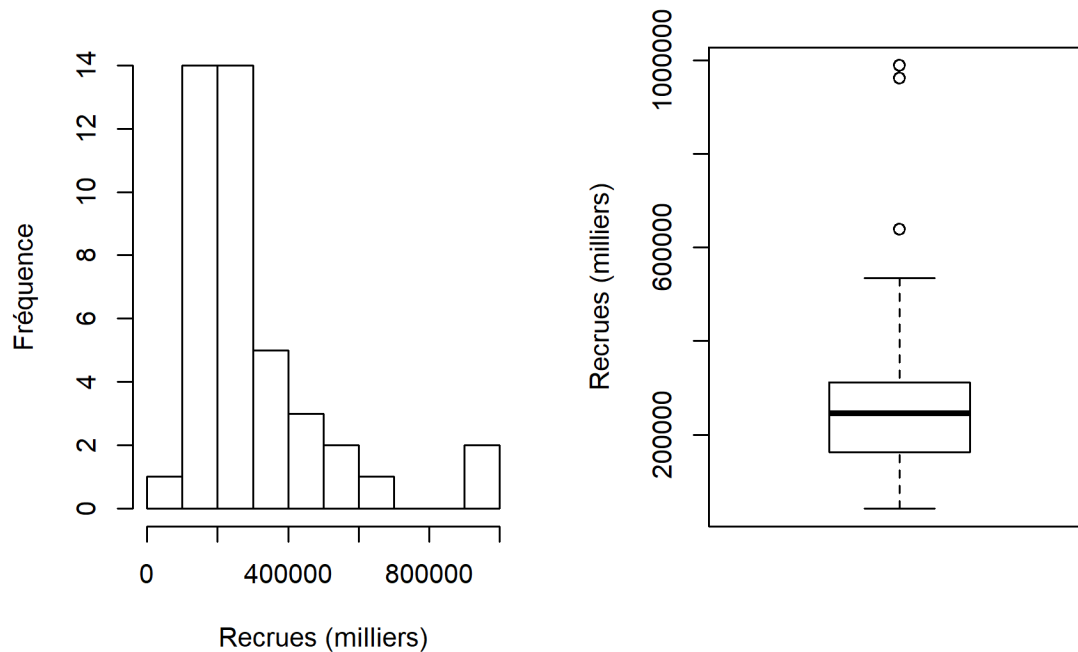


Figure 2 : Fréquence des épisodes de recrutement (panneau de gauche) et diagramme à quartiles pour la série chronologique des valeurs de recrutement (panneau de droite) pour les reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO).

L'ajustement du modèle de RSR de BH aux données était acceptable (Figure 3) : le paramètre a était significatif, mais le paramètre b ne l'était pas ($a = 393\,187\,287$; $p = 0,000134$; $b = 14\,628$, $p = 0,391$). L'ajustement du modèle de RSR de RK aux données était acceptable (Figure 3) : les paramètres a et b étaient significatifs ($a = 10\,197,28$; $p = 0,0000460$; $b = 0,00000970$, $p = 0,0000549$). L'ajustement du modèle HS a défini le point d'inflexion de la régression à la valeur de BSR la plus basse. Par conséquent, aucune donnée ne soutient l'estimation de la section diagonale de la courbe. Ainsi, l'ajustement n'était pas acceptable.

Pour les RSR issues des modèles HS et de RK, les valeurs ajustées prédisaient bien le nombre moyen prévu de recrues. Toutefois, la variation de la moyenne prévue était élevée. La valeur estimée du modèle représentant 50 % du nombre maximal de recrues de la RSR issue du modèle HS était de 196 593 643 recrues. La BSR produisant ce nombre de recrues (HSB50%Rmax) était de 14 628 t. Pour la RSR issue du modèle de RK, la valeur estimée avec le modèle pour la BSR produisant le nombre maximal de recrues était de 99 000 t. La moitié (50 %) du nombre maximum estimé de recrues était de 193 282 096. La BSR produisant ce nombre de recrues (RKB50%Rmax) était de 24 000 t. Pour la RSR issue du modèle HS, la valeur estimée avec le modèle représentant 50 % du nombre maximal de recrues était de 131 146 440 recrues. La BSR produisant ce nombre de recrues (HSB50%Rmax) était de 14 491 t. Le point d'inflexion de la RSR était de 24 982 t.

Une analyse du changement de régime dans Turcotte (2022) a révélé une variation dans le recrutement du hareng de printemps en 1992. Pour la RSR issue du modèle de RK pour le groupe d'années ciblées dans l'analyse des changements de régime STARS, l'ajustement aux données était acceptable (Figure 4). Pour les deux régimes, les paramètres a et b étaient significatifs (1978 à 1991; $a = 20\,914,98$, $p = 0,0302$, $b = 0,0000138$, $p = 0,00408$, 1992-2019; $a = 8\,309,98$, $p = 0,00000288$, $b = 0,0000109$, $p = 0,0000136$). Pour la RSR issue du modèle de RK pour la période de 1978 à 1991, la valeur estimée avec le modèle représentant 50 % du nombre maximal de recrues était de 277 035 533 recrues. La BSR produisant ce nombre de recrues (RKB50%RmaxRégime1) était de 17 000 t. Pour la RSR issue du modèle de RK pour la période de 1992 à 2019, la valeur estimée avec le modèle représentant 50 % du nombre maximal de recrues était de 140 572 180 recrues. La BSR produisant ce nombre de recrues (RKB50%RmaxRégime2) était de 21 000 t.

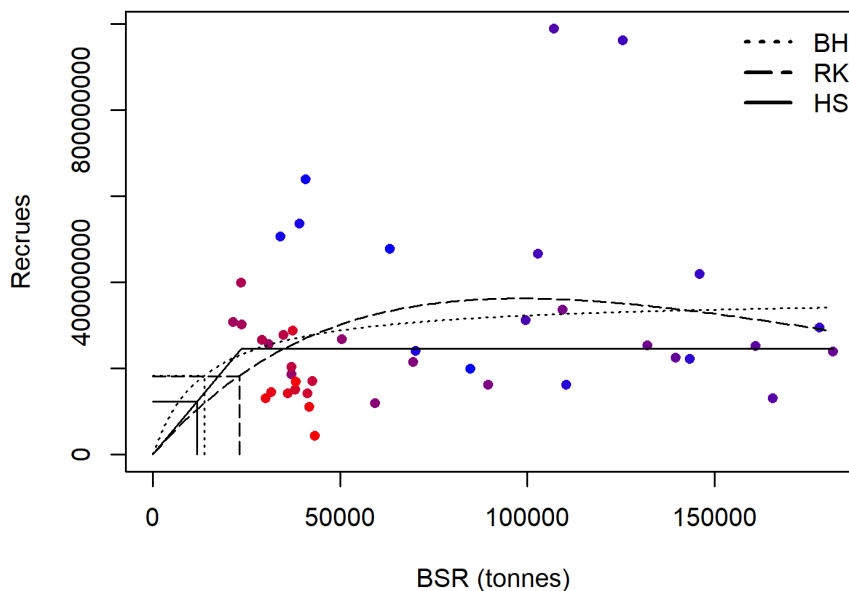


Figure 3 : Relations stock recrues pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO) pour la période de 1978 à 2019, pour trois modèles (Beverton-Holt [BH], Ricker [RK] et en forme de bâton de hockey [HS]). Les lignes pointillées indiquent le 50 % du nombre maximal estimé de recrues et la BSR correspondante produisant 50 % du nombre maximal de recrues. Les cercles de couleur indiquent la BSR et le nombre de paires de recrues. Le bleu représente l'année 1978 et le rouge représente l'année 2019.

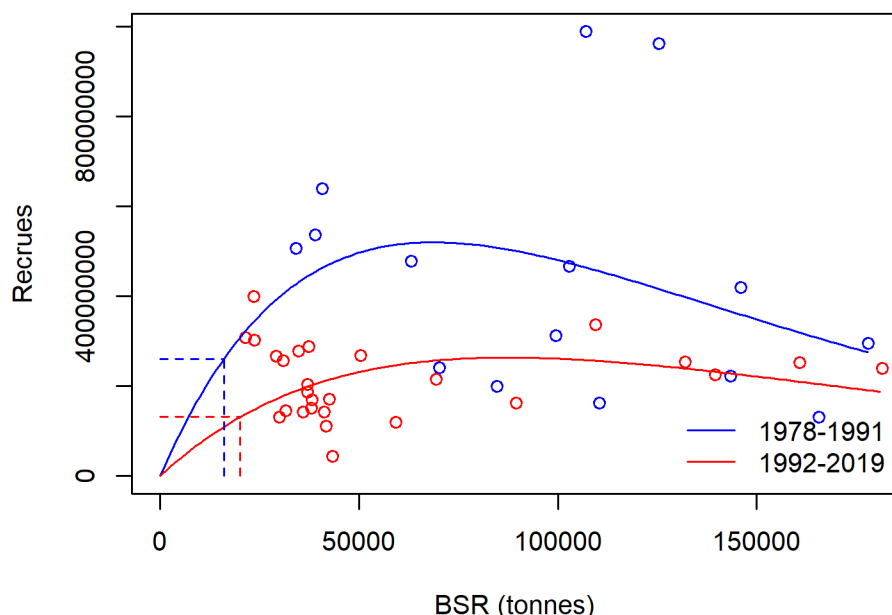


Figure 4 : Relations stock-recrues pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO) à partir du modèle de Ricker pour deux groupes d'années. Les cercles et les lignes bleues sont pour la période de 1978 à 1991, alors que les cercles et les lignes rouges sont pour la période de 1992 à 2021. Les lignes pointillées indiquent le 50 % du nombre maximal estimé de recrues et la BSR correspondante produisant 50 % du nombre maximal de recrues.

2.4.2. PRL fondé sur la B_0

La valeur estimée de Φ_0 était de 0,00107408 unité de BSR par recrue. Le nombre maximal moyen de recrues estimé à l'aide du modèle de RSR de RK au cours de la période de 1978 à 2019 est de 362 321 236. La B_0 calculée était de 389 162 t, et la valeur initiale correspondante de $0,2B_0$ a été estimée à 77 832 t.

Le nombre moyen de recrues issu du modèle de population au cours de la période de 1978 à 2019 a été estimé à 238 378 000. La B_0 calculée était de 256 037 t, et la valeur initiale correspondante de $0,2B_0$ a été estimée à une BSR de 51 207 t.

Étant donné qu'il a été démontré que le recrutement du hareng de printemps dépend principalement de l'environnement et non de la BSR (Brosset *et al.* 2019; Turcotte 2022; Burbank *et al.* 2023b), le nombre moyen de recrues issu du modèle de population est privilégié aux RSR comme indicateur d'un nombre « à l'équilibre » ou « en l'absence de pêche » de recrues que le stock devrait produire par rapport à l'éventail des conditions environnementales que le stock a connues au cours de la série chronologique. Par conséquent, le PRL candidat provenant des calculs de la B_0 (valeur initiale de $0,2B_0$) était une BSR de 51 207 t.

2.4.3. PRL fondé sur le MSY_{proxy} selon les lignes directrices de l'approche de précaution du MPO

1. Biomasse correspondant au produit de la biomasse par recrue à $F_{0,1}$ multiplié par le nombre moyen de recrues

La valeur de $F_{0,1}$ a été estimée à 0,68 pour la première année de la période d'évaluation (1978). La BSR par recrue à $F_{0,1}$ a été estimée à 0,153338 t. Le nombre moyen de recrues au cours de

la période d'évaluation était de 238 378 000. La BSR correspondant à la BSR par recrue à $F_{0,1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues était de 25 109 t. Le PRL associé ($40\%AP1BMSY_{proxy}$) était une BSR de 10 043 t.

2. Biomasse moyenne (ou indice de la biomasse) au cours d'une période productive

La production de hareng de printemps a grandement varié au cours de la période de 1978 à 2020 (Figure 5). La production a été faible en 1978 et en 1979, mais a augmenté en 1980. La production a ensuite diminué progressivement jusqu'en 1987. La production a considérablement varié entre 1987 et 1992, avec des valeurs élevées, moyennes, faibles et négatives. Quelques années de recrutement élevé ont généré des pics de production vers 1990, qui a été la période de production la plus élevée que le stock ait connue. La production a été majoritairement négative à partir de 1993, à l'exception de quelques années au milieu des années 2000.

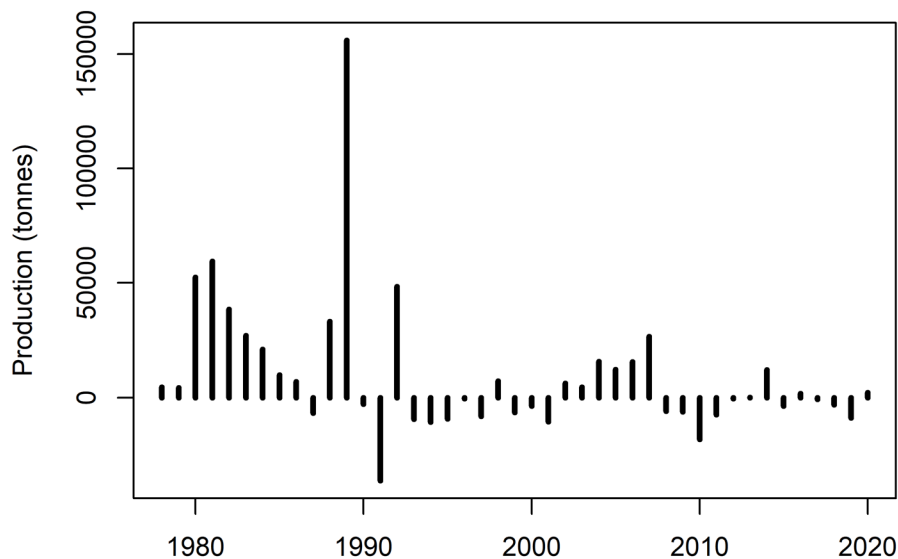


Figure 5 : Production de la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO) entre 1978 et 2020 (en tonnes; barres noires).

Le taux de production n'a pas varié en fonction de la biomasse au cours de la série chronologique (Figure 6). Les valeurs supérieures et inférieures des taux de production ont été estimées aux valeurs élevées, moyennes et faibles de la biomasse. Des aspects temporels de la variation des taux de production ont été identifiés, les valeurs de taux de production les plus élevées n'ayant été observées que dans la première partie de la série chronologique. Cependant, de très faibles taux de production ont également été observés au cours de la même période. Au cours des dernières années, la biomasse était faible, mais les taux de production variaient entre des valeurs faibles et moyennes.

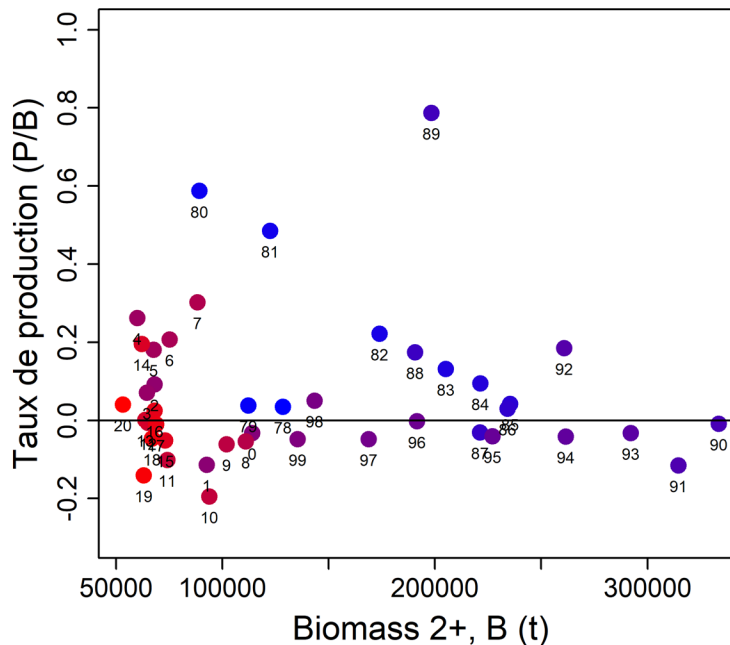


Figure 6 : Taux de production (production par unité de biomasse) de la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO) en fonction de la biomasse (en tonnes) entre 1978 et 2020. Les points colorés indiquent les années (1978 en bleu et 2020 en rouge) et les chiffres indiquent l'année (78 = 1978, 0 = 2000).

Un état de production faible et de biomasse faible semble prévaloir depuis le début des années 2000, où la biomasse et la production ont atteint de faibles niveaux et sont restées faibles par la suite (Figure 7). La production a aussi atteint de faibles niveaux au milieu des années 1990 alors que la biomasse était encore élevée, bien qu'à la baisse, à cette période. La biomasse a cessé de diminuer en 2004 lorsque la BSR a atteint 23 kt. Par conséquent, 2004 est l'année du début de l'état de production faible et de biomasse faible.

Le $BMSY_{proxy}$ a été défini comme la BSR moyenne dans une période de production élevée et de biomasse élevée (Figure 7). Les années 1988 à 1994 ont été choisies comme une période à forte production en raison de la biomasse élevée et des pics de production les plus élevés observés. La forte volatilité de la production au cours de cette période reflète la volatilité élevée du recrutement, qui est typique des poissons-fourrages (Trochta *et al.* 2020). Pour la période 1988 à 1994, le $BMSY_{proxy}$ a été estimé à une BSR de 138 536 t. Le PRL candidat correspondant (40% $AP2BMSY_{proxy}$) a été estimé à une BSR de 55 414 t. Le PRS correspondant (80% $BMSY_{proxy}$) a été estimé à une BSR de 110 828 t.

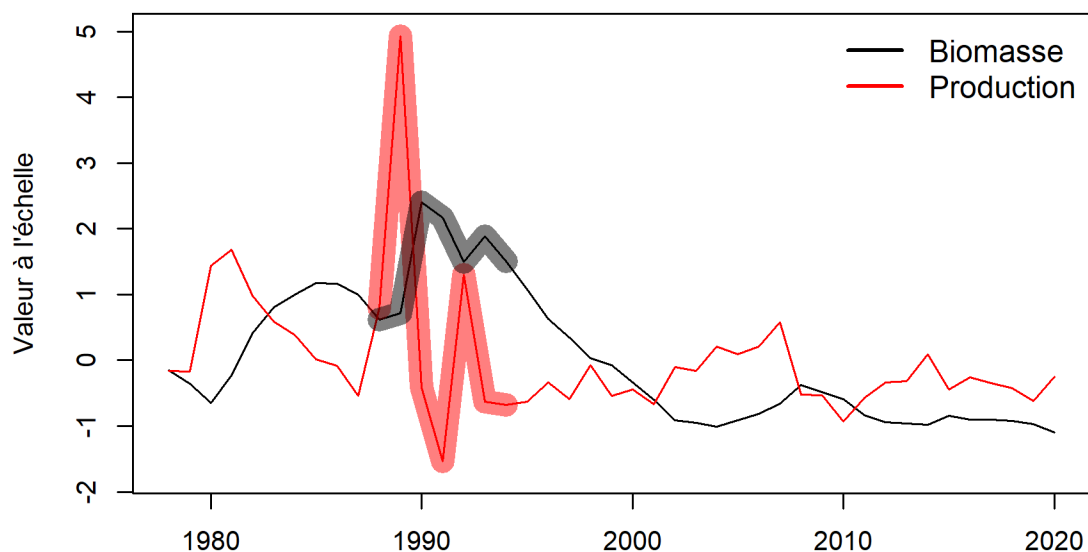


Figure 7 : Valeurs mises à l'échelle de la biomasse du stock (ligne noire et son ombrage) et de la production (ligne rouge et son ombrage) entre 1978 et 2020. Les zones ombragées indiquent les années de production élevée et de biomasse élevée sélectionnées pour estimer $BMSY_{proxy}$ (1988 à 1994).

3. Biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale enregistrée

La BSR correspondant à 50 % de la biomasse maximale enregistrée se chiffrait à 95 823 t. Ce qui signifie que 40 % de cette valeur équivaut à une BSR de 38 329 t ($40\%AP3BMSY_{proxy}$).

2.5. ÉVALUATION DU MEILLEUR PRL CANDIDAT

2.5.1. Dommages graves

Les sources de dommages graves pour le hareng de printemps du sGSL sont multiples : l'échec du recrutement depuis 1992 lié à des causes environnementales, un état continu de production faible et de biomasse faible depuis 2004, une mortalité naturelle élevée, une mortalité par pêche élevée pendant et après le déclin du stock, et des déclin de la croissance et de la fécondité.

La RSR issue du modèle de RK suggère que le recrutement du hareng de printemps est altéré (diminution du nombre de recrues lorsque la BSR baisse) lorsque la BSR est inférieure à 99 000 t. Toutefois, l'incertitude entourant les estimations des paramètres de la RSR est élevée, et le recrutement du hareng de printemps est plutôt influencé par l'environnement (Brosset *et al.* 2019; Turcotte 2022; Burbank *et al.* 2023b). Au Canada et dans d'autres pays, on s'accorde généralement à dire que la surpêche menant au déclin du recrutement constitue un dommage grave (Myers *et al.* 1994; Shelton et Rice 2002). La surpêche du potentiel reproducteur survient lorsque la population adulte mature est épuisée à un niveau où elle n'a plus la capacité de reproduction nécessaire pour se reconstituer. La BSR à 50 % du recrutement maximal théorique est habituellement utilisée au Canada pour déterminer un état de dommage ou pour obtenir un PRL. Cependant, ces valeurs estimées de la RSR pour le hareng de printemps sont toutes inférieures aux paires de BSR-recrutement observées. Ils ne peuvent donc pas être utilisés pour définir un point crédible où un dommage grave s'est produit.

Le stock de hareng de printemps repose fortement sur le recrutement (Turcotte 2022; la présente étude section 4.1.3). Par contre, il ne convient pas de définir le point de dommage grave ou de calculer un PRL en analysant uniquement la dynamique de recrutement, car le recrutement dépend fortement de l'environnement et non de la biomasse. D'autre part, les données de production conviennent parfaitement pour définir le point de dommage grave et, en plus de tenir compte de la dynamique de recrutement, elles tiennent également compte des autres sources de dommages causés au stock, notamment l'augmentation de la mortalité naturelle, la baisse de la croissance et la diminution de la fécondité. Comme il est recommandé dans Hilborn (2001) et Walters *et al.* (2008), l'exécution périodique d'analyses de la production dans le cadre des évaluations des stocks est très instructive, en particulier pour les stocks où des variations se produisent pour divers paramètres de productivité au fil du temps.

On s'attend à ce que le taux de croissance de la population par individu (p. ex. production par unité de biomasse) augmente à mesure que la taille de la population diminue en raison de la diminution de la concurrence intraspécifique lorsque la taille de la population est faible (Nicholson 1933). Toutefois, dans certains cas, la croissance de la population par individu diminue à mesure que la taille de la population diminue en dessous d'un certain seuil. C'est ce qu'on appelle l'effet Allee (Courchamp *et al.* 1999). Les effets Allee augmentent le risque de disparition à de faibles tailles de population. La relation entre le taux de production de la population de hareng de printemps et la biomasse de la population n'a pas montré de dépendance positive à la densité dans les séries chronologiques de l'évaluation. Par conséquent, même avec une mortalité naturelle élevée chez les poissons âgés, aucune donnée probante n'indique l'occurrence d'un effet Allee pour le hareng de printemps.

La plus importante source apparente de dommages (et la cause du déclin du stock) pour le hareng de printemps est l'échec du recrutement depuis 1992. Cependant, comme le recrutement repose principalement sur les conditions environnementales et qu'il est indépendant de la BSR, il ne serait pas approprié de calculer un état de biomasse qui serait transposé dans un PRL fondé sur la biomasse à partir de cette source de dommages. Une option plus réaliste serait de définir le dommage grave en fonction de la production. La présence d'états de production faible et de biomasse faible (PF-BF) au fil du temps est évaluée en inspectant la relation entre la production et la biomasse de la population. La persistance de tels états peut être un indicateur de dommages graves à la capacité d'un stock de poissons de croître au niveau cible de biomasse (Kronlund *et al.* 2018). Un état PF-BF a été relevé en 2004, lorsque la BSR a été estimée à 23 kt et que le stock ne s'est pas rétabli après avoir atteint ce niveau. Par conséquent, ce seuil pourrait représenter le point où des dommages graves se sont produits pour le hareng de printemps. Il s'agit d'un point à éviter, car le stock n'est pas susceptible de pouvoir s'en rétablir. Ainsi, le PRL devrait être placé au-dessus de ce point.

2.5.2. PRL candidats pour le hareng de printemps des divisions 4TVn

2.5.2.1. PRL actuel

Le PRL actuel, $B_{\text{rétablissement}}$, a été estimé à une BSR de 46 000 t lors de la dernière évaluation (Rolland *et al.* 2022). Le stock s'est rétabli de ce niveau de BSR au début des années 1980. Cependant, le stock a atteint cette même biomasse en 2002 et est demeuré à un niveau relativement stable, mais il n'a pas été en mesure de se rétablir. Sa valeur est supérieure au niveau de dommage grave.

Le fondement de $B_{\text{rétablissement}}$ représente un faible niveau duquel le stock a pu se rétablir, en opposition à la fraction d'un état sain de référence (comme les PRL fondés sur B_{MSY} ou B_0). Comme ce recrutement du stock est influencé par les conditions environnementales, la biomasse ayant produit le recrutement qui a mené au rétablissement observé au début des

années 1980 ne devrait pas générer un recrutement similaire dans d'autres conditions. Par conséquent, bien qu'il soit instructif de savoir que le stock a déjà été en mesure de se rétablir à partir de ce faible niveau, la $B_{\text{rétablissement}}$ n'est que partiellement informative et ce PRL candidat bénéficie d'un soutien partiel.

2.5.2.2. PRL fondés sur la BSR à 50 % du recrutement maximum

L'ajustement des modèles de RSR de BH et de RK aux données était acceptable, mais la variabilité entourant le recrutement moyen prévu était très élevée. Le recrutement était aussi très variable, en particulier à l'extrémité inférieure de la fourchette des valeurs de BSR observées, où le recrutement allait de très faible à très élevé. Des épisodes de recrutement très élevé se sont également produits dans la fourchette moyenne de la BSR, mais seulement à deux reprises. Les estimations de $B50\%R_{\text{max}}$ issues des modèles de RSR se situaient au plus bas de la fourchette des valeurs de BSR observées (RK) ou se situaient dans les valeurs inférieures (BH). Pour le modèle de RK, très peu de points soutiennent l'estimation de $B50\%R_{\text{max}}$, et le recrutement observé à $B50\%R_{\text{max}}$ est supérieur aux valeurs prévues. Enfin, les PRL candidats pour ces modèles sont tous au point de dommage grave ou en dessous de ce dernier (le début de l'état PF-BF). Par conséquent, rien ne soutient un PRL dérivé des RSR ajustées à l'ensemble de la série chronologique. Les modèles de RK ajustés aux deux périodes ciblées par l'analyse du changement de régime ont également montré le même manque de soutien pour la position de la BSR à $50\%R_{\text{max}}$, et ont produit des PRL candidats qui sont inférieurs au point de dommage grave. Par conséquent, ils ne sont pas soutenus.

2.5.2.3. PRL fondés sur une relation entre le stock et le recrutement selon les directives du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM)

Le hareng de printemps du sGSL correspond à la description d'un type de stock fournie dans le guide du CIEM sur les points de référence (CIEM 2017), où le PRL est choisi en fonction de la tendance observée dans les relations entre le stock et le recrutement.

Type 1 : Stocks spasmodiques – stocks avec de grandes classes d'âge occasionnelles

Ce type de stock est décrit comme présentant des caractéristiques biologiques uniques qui justifient une approche précise. Il présente certains points bien au-dessus du nuage de points sur la relation entre le recrutement et le stock. Cependant, les séries chronologiques sont généralement trop courtes pour établir la fréquence de ces épisodes rares avec précision. Voici des exemples de stocks spasmodiques : la plupart des stocks d'aiglefin, les harengs se reproduisant au printemps en Norvège et le chinchard de l'Ouest. Il est souvent difficile d'établir des points de référence de la biomasse pour ces stocks parce que la dynamique de la population dépend de l'occurrence de classes d'âge fortes.

Pour ce type de stock, le CIEM recommande que le PRL soit fondé sur la BSR la plus faible où un recrutement important est observé. Un grand épisode de recrutement ne constitue pas un seuil sans ambiguïté, mais l'analyse de l'occurrence des épisodes de recrutement a démontré que celui de 1980 pouvait être considéré comme la BSR pour laquelle un épisode de recrutement plus élevé que d'habitude s'est produit. Cette année-là, une BSR de 41 kt a produit 638 millions de recrues. Cependant, le stock de hareng de printemps a atteint une BSR près ou autour de 40 kt pendant la plupart des années depuis le début des années 2000, et un nombre aussi élevé de recrues n'a pas été produit au cours de cette période. Par conséquent, le PRL initial pour le type de stock 1 du CIEM n'est pas soutenu.

2.5.2.4. PRL fondés sur la B_0

On a suggéré une valeur de 20 à 30 % de la B_0 comme PRL qui éviterait la surpêche du potentiel reproducteur, avec des seuils plus élevés nécessaires pour les stocks à faible

productivité (Beddington et Cooke 1983; Mace 1994; Sainsbury 2008). En tant que poisson-fourrage, le hareng de printemps est théoriquement très productif, comptant sur ses épisodes de recrutement « explosifs » pour faire croître la population à des niveaux élevés. Toutefois, la productivité est faible depuis 1995 et les valeurs de recrutement récentes sont toutes inférieures au recrutement maximal prévu en fonction de la RSR ou du recrutement moyen estimé par le modèle de population. Néanmoins, comparativement aux stocks de poissons autres que les poissons-fourrages, le hareng de printemps serait considéré comme un stock productif.

Lors d'un examen des méthodes pour calculer les PRL du hareng du Pacifique en Colombie-Britannique, on a recommandé d'utiliser des points de référence fondés sur la biomasse non exploitée à l'équilibre afin d'éviter l'effet de « réduction progressive » (Cox *et al.* 2019). De même pour le hareng de printemps du sGSL, en sélectionnant les années où la production a diminué par rapport aux conditions maximales ou à la biomasse non exploitée pour produire des points de référence, on produit un PRL continuellement plus faible à mesure que la production diminue. Par conséquent, le choix des années d'évaluation initiale (années de production plus élevées) comme point de départ pour le PRL diminue le potentiel de réduction progressive des seuils de conservation (Kronlund *et al.* 2018).

Les calculs de la B_0 ici sont basés sur une approximation du nombre de recrues à l'état d'équilibre, qui n'est pas estimé au moyen d'une RSR. De plus, la valeur $0,2B_0$ est une approximation de la surpêche du potentiel reproducteur, et le recrutement ne dépend pas de la BSR. Par conséquent, le soutien pour ce point de référence candidat n'est que partiel.

2.5.2.5. PRL fondé sur le MSY_{proxy} selon les lignes directrices de l'approche de précaution du MPO

1. Biomasse correspondant au produit de la biomasse par recrue à $F_{0,1}$ multiplié par le nombre moyen de recrues

Les méthodes fondées sur $F_{0,1}$ ont tendance à permettre des F plus élevés lorsque M est supérieure à 0,2 (la valeur par défaut à laquelle ces méthodes par recrue ont été développées). Lorsqu'il y a des éléments de preuve solides indiquant que la mortalité naturelle a augmenté au fil du temps pour un stock, une méthode suggérant des seuils de F plus élevés à mesure que la mortalité naturelle augmente ne devrait pas être utilisée pour calculer les points de référence fondés sur la biomasse ou la pêche (Legault et Palmer 2015). Le PRL candidat correspondant à $40\%AP1BMSY_{proxy}$ est inférieur au point de dommage grave et n'est donc pas soutenu.

2. Biomasse moyenne (ou indice de la biomasse) au cours d'une période productive

Une période de biomasse élevée et de production élevée a été recensée, où les prises et la F afférente (environ 0,2) étaient stables et n'ont pas entraîné de baisse immédiate de la BSR. La diminution qui a suivi cette période a été attribuée à une réduction du recrutement et à une diminution du poids selon l'âge. On a également observé que la F augmentait, mais seulement après que la BSR avait déjà commencé à diminuer. Par conséquent, les valeurs de F plus élevées sont le résultat de taux d'exploitation stables en même temps que la baisse de la BSR. On ne croit pas que la F soit la cause du déclin précoce de la BSR observé en 1995. Par conséquent, la BSR pour la période de 1988 à 1994 peut être utilisée comme approximation de la BSR à un rendement maximal durable. Ainsi, le PRL candidat correspondant à $40\%AP2BMSY_{proxy}$ (BSR de 55 000 t) est soutenu.

3. Biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale enregistrée

Ce PRL candidat ($40\%AP3BMSY_{proxy}$) n'est pas soutenu, pour les raisons suivantes : (1) la deuxième méthode recommandée dans les lignes directrices de l'approche de précaution a été appuyée et le processus devrait s'arrêter là, car les premiers critères d'option réalisables ont été

respectés; (2) la valeur du PRL selon cette méthode serait très faible, sans justification biologique ou propre au stock. Par conséquent, ce PRL candidat est pauvre en données et sa robustesse ne peut pas être correctement évaluée.

2.5.2.6. Meilleur PRL

Trois PRL candidats ont reçu au moins un soutien partiel, et c'est celui correspondant à $40\%AP2BMSY_{proxy}$, estimé à l'aide de la deuxième méthode de calcul de $BMSY_{proxy}$ recommandée dans l'approche de précaution, qui a reçu un soutien complet (Tableau 1; Figure 8). Comme le PRL candidat correspondant à $40\%AP2BMSY_{proxy}$ est le seul qui a bénéficié d'un soutien complet, il devrait être choisi comme PRL pour le hareng de printemps. Les valeurs du PRL estimées à partir des méthodes candidates soutenues variaient de 46 000 à 55 000 t de BSR. Le fait que les méthodes soutenues produisent des PRL similaires appuie le choix de la méthode et du meilleur PRL candidat.

L'état du stock doit être communiqué sous la forme d'un ratio entre un indicateur et le PRL (ou B_{MSY} , B_0 , etc.) plutôt que sous la forme d'estimations absolues, surtout lorsque l'état estimé du stock est sensible aux changements d'échelle lors d'évaluations successives. Le PRL soutenu pour le hareng de printemps du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO) est $40\%BMSY_{proxy}$ (où $BMSY_{proxy}$ est la BSR moyenne pour la période de 1988 à 1994), estimé à partir du modèle de population. Par conséquent, la valeur du PRL dépend du modèle et changera à mesure que des données seront ajoutées à l'évaluation ou que le modèle d'évaluation sera modifié. La valeur du PRL estimée ici était une BSR de 55 000 t.

Le PRL répond aux principes des pratiques exemplaires énoncés dans MPO 2023.

Principe 1 : sélection en fonction de la meilleure information accessible sur le stock. Le PRL a été sélectionné à l'aide des données et des paramètres estimés par l'évaluation du stock, ainsi que de l'information sur le stock provenant d'une analyse documentaire sur les sources de dommage grave.

Principe 2 : objectif de prévenir des dommages graves. Le PRL est théoriquement lié au concept de dommage grave, car il est fondé sur une approximation de la B_{MSY} qui se rapporte à la perte de production excédentaire, qui a été établie comme étant une source de dommage grave pour ce stock.

Principe 3 : faisabilité et pertinence. Le PRL est directement obtenu à partir du modèle d'évaluation et peut être estimé à chaque mise à jour de l'évaluation. Par conséquent, les évaluations futures fondées sur des estimations de la BSR peuvent être comparées au PRL. Le PRL peut être transféré aux règles de contrôle des prises.

Principe 4 : prise en compte de la fiabilité, de la plausibilité et de l'incertitude. Le PRL est fiable, car l'ajout de données ne devrait pas générer de changements d'échelle ou de paramètres (en fonction de la période de 1988 à 1994). Le PRL est plausible, une approche fondée sur le poids de la preuve a été utilisée pour sélectionner le PRL le plus plausible et les trois meilleurs PRL candidats ont convergé autour de valeurs semblables.

Tableau 1 : PRL candidats, leur valeur estimée en tonnes de BSR et le niveau de soutien pour chacun des PRL candidats (0 = aucun, 1 = partiel, 2 = complet).

PRL candidat	Valeur estimée (BSR, tonnes)	Soutien (0 = aucun, 1 = partiel, 2 = complet)
PRL actuel (B _{rétablissement})	46 000	1
StockType1CIEM	40 000	0
RKB50%Rmax	24 000	0
RKB50%RmaxRégime1	17 000	0
RKB50%RmaxRégime2	21 000	0
BHB50%Rmax	15 000	0
HSB50%Rmax	12 500	0
40%AP1BMSY _{proxy}	10 000	0
40%AP2BMSY _{proxy}	55 000	2
40%AP3BMSY _{proxy}	38 000	0
0,2B ₀	51 000	1

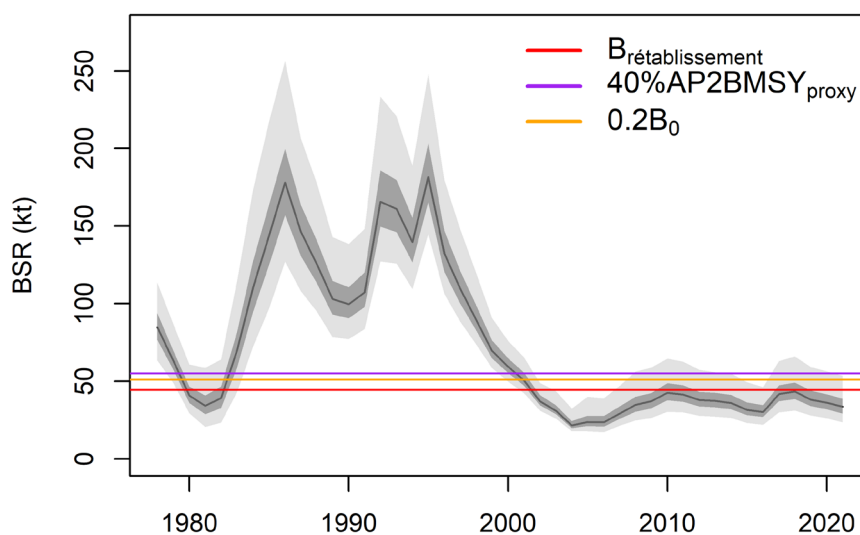


Figure 8 : Point de référence limite (PRL) actuel et candidats pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO), pour lesquels le soutien est partiel ou complet; B_{rétablissement} (PRL actuel; ligne pleine rouge), 40%AP2BMSY_{proxy} (ligne mauve) et 0,2B₀ (ligne orange). La ligne noire est l'estimation médiane de la BSR (en kt) et les ombrages gris foncé et gris clair représentent l'intervalle de confiance à 50 % et à 95 %, respectivement.

2.5.2.7. PRL pour d'autres stocks de hareng

D'autres administrations ont fait face à des problèmes similaires lorsqu'elles ont exploré des méthodes pour calculer un PRL pour des stocks de hareng. Les principales incertitudes relevées étaient les suivantes : (i) la nature de la RRS et la faible prévisibilité du recrutement à partir de cette dernière; (ii) la productivité variant dans le temps et les changements dans la croissance, la mortalité naturelle, la maturité et le recrutement génèrent tous des dépassements des hypothèses à l'équilibre sur lesquelles la plupart des méthodes de calcul de points de référence sont basées.

Le CIEM utilise le point de rupture d'une RRS à régression segmentée comme B_{lim} (équivalent du PRL pour le CIEM) pour les harengs de l'Atlantique se reproduisant au printemps en Norvège. Cependant, des préoccupations majeures ont été exprimées au sujet du manque de correspondance aux données, de la nature hautement spasmodique du recrutement dans ce stock (et donc de la détermination du type de stock d'après le CIEM et de la pertinence des méthodes afférentes) et du recrutement au cours des dernières années qui est constamment sous la courbe de recrutement du stock (CIEM 2018).

Le hareng du Pacifique évalué par le MPO se trouve dans des conditions très semblables à celles de la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL : effondrement du stock, déclin du poids selon l'âge, augmentation de la mortalité naturelle, état PF-BF et absence de rétablissement. Un examen approfondi de l'applicabilité et de la pertinence des méthodes pour ce stock a permis de cerner des problèmes similaires à ceux relevés lors de la présente étude, avec des méthodes fondées sur l'équilibre pour un stock ayant une productivité si variable qu'il y a dépassement des hypothèses sur lesquelles reposent les méthodes. La recommandation pour un PRL était d'utiliser la limite supérieure de l'état PF-BF comme point de dommage grave. La valeur $0,3B_0$ a ensuite été suggérée comme PRL, car elle correspondait à la limite supérieure de l'état PF-BF pour le stock (Kronlund *et al.* 2018).

Historiquement, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) a utilisé un PRL fondé sur la RRS issue du modèle de BH pour le hareng de l'Atlantique, mais une évaluation récente a révélé que la relation était erronée. L'évaluation a ensuite utilisé une approximation de F40%. De nombreux problèmes ont été soulevés avec les points de référence afférents, car on pense que la M a varié, mais qu'elle n'a pas été estimée dans le modèle, et le recrutement au cours des dernières décennies a été systématiquement inférieur à ce qui était prévu en fonction des conditions d'équilibre (NOAA 2018).

Pour le hareng de l'Atlantique des divisions 4V, 4W et 4X de l'OPANO, qui a été évalué par le MPO, on utilise la biomasse moyenne observée au cours de cinq années consécutives de faible biomasse dans le cadre d'un relevé acoustique comme PRL (Clark *et al.* 2012). D'autres régions du MPO situées au Canada atlantique n'ont pas de PRL en raison de l'absence de modèle de population ou de méthode de relevé accepté(e) pour leurs stocks respectifs de hareng de l'Atlantique (Terre-Neuve [Bourne *et al.* 2023]; division 4R [MPO 2022]; division 4S [MPO 2021b]).

2.6. PRS, PRC, NER ET RÈGLES DE CONTRÔLE DES PRISES

2.6.1. PRS et PRC

La méthode de calcul $AP2BMSY_{proxy}$ a permis d'obtenir un PRL, un PRS et un PRC comme suggéré par l'approche de précaution. Le PRS ($80\%AP2BMSY_{proxy}$) a été estimé à 110 000 t de BSR, et le PRC ($AP2BMSY_{proxy}$) a été estimé à 138 000 t de BSR (Figure 9). Bien que la détermination du PRL revient aux Sciences du MPO, la détermination du PRS et du PRC incombe à la Gestion des pêches et des ports du MPO. Ici, il est proposé d'utiliser le PRS et le

PRC par défaut du cadre de l'approche de précaution, c'est-à-dire $80\%BMSY_{proxy}$ et $BMSY_{proxy}$, de façon intérimaire. Comme ces points de référence candidats sont estimés à l'aide de la méthode utilisée pour calculer le PRL et qu'ils sont fondés sur une période productive avec des BSR élevées et des prises stables où le stock n'a pas diminué, ils sont évalués comme étant des indicateurs de qualité pour la BSR au MSY et pourraient être utilisés pour gérer le stock.

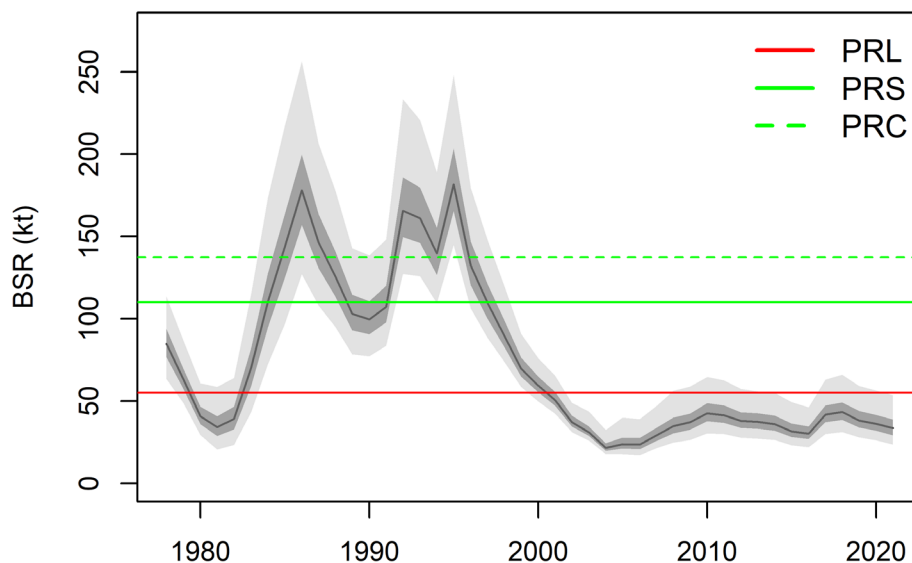


Figure 9 : Points de référence de l'approche de précaution pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique du sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO; PRL, ligne rouge; PRS, ligne verte; PRC, ligne pointillée verte), fondés sur la méthode AP2BMSY_{proxy}. La ligne noire est l'estimation médiane de la BSR (en kt) et les ombrages gris foncé et gris clair représentent l'intervalle de confiance à 50 % et à 95 %, respectivement.

2.6.2. Niveau d'exploitation de référence

Le NER doit être réévalué, car $F_{0,1} = 0,35$ a été calculée avec un niveau de mortalité naturelle de 0,2, ce qui était autrefois la valeur par défaut dans la plupart des évaluations des stocks en raison de la difficulté d'estimer la mortalité naturelle ou la mortalité naturelle variant dans le temps. De façon contre-intuitive, lorsque la mortalité naturelle augmente, les méthodes pour calculer $F_{0,1}$ suggèrent un NER plus élevé pour atteindre un rendement donné avant que les poissons ne soient perdus au profit de la mortalité naturelle. De telles stratégies de pêche présentent un risque élevé et pourraient entraîner l'effondrement du stock (Legault et Palmer 2015).

Pour illustrer l'incidence de la dynamique de productivité de ce stock sur l'estimation de $F_{0,1}$, les valeurs annuelles de $F_{0,1}$ ont été calculées à l'aide de vecteurs annuels de mortalité naturelle, de poids, de sélectivité et de maturité selon l'âge (Figure 10). Les valeurs annuelles de $F_{0,1}$ utilisant les valeurs de mortalité naturelle estimées par le modèle de population sont toujours supérieures à $F_{0,1} = 0,35$ (estimées à l'aide de $M = 0,2$), et augmentent jusqu'à une valeur de $F_{0,1}$ supérieure à 1 ou 2 à mesure que la M augmente et que le stock s'effondre après les années 2000. Entre 1990 et 1994, soit la période de forte production de biomasse utilisée pour calculer le PRL, la valeur de $F_{0,1}$ est de 0,73. Cette valeur de $F_{0,1}$ très élevée est attribuable à la valeur de la mortalité naturelle de 0,4 pour le groupe plus âgé pour cette période.

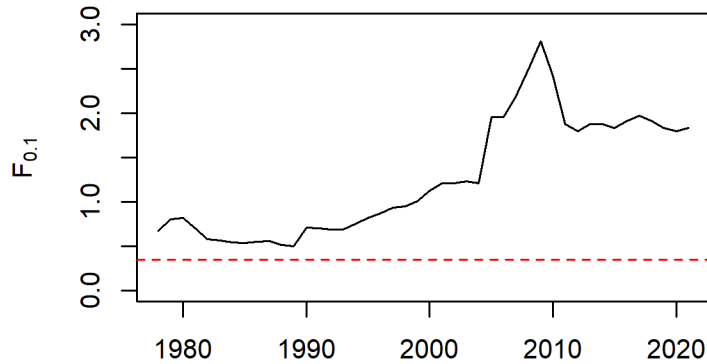


Figure 10 : Valeurs annuelles de $F_{0,1}$ obtenues en utilisant le vecteur annuel des entrées variant dans le temps pour les calculs (ligne noire). La ligne rouge pointillée montre le niveau d'exploitation de référence actuel.

L'utilisation de paramètres fixes (poids selon l'âge, sélectivité et maturité) à partir de 1978 et de valeurs théoriques de mortalité naturelle entre 0 et 1 illustre l'effet isolé de M sur les estimations de $F_{0,1}$ (Figure 11). Lorsque la mortalité naturelle augmente pour tous les âges, les méthodes fondées sur le rendement par recrue suggèrent un NER plus élevé. Par conséquent, les années choisies pour être utilisées dans le calcul du NER ou des hypothèses sur la mortalité naturelle utilisées dans les méthodes auront une grande influence sur les résultats et ne peuvent pas être utilisées lorsque la mortalité naturelle change (différente de 0,2) au cours de la période d'évaluation, notamment en raison de l'ampleur du changement observé dans ce stock.

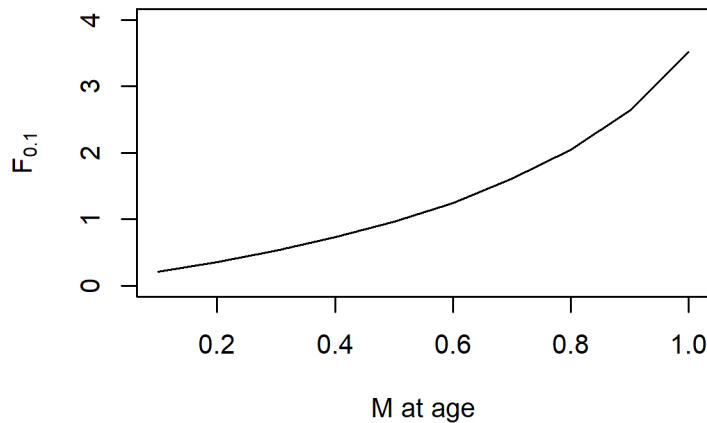


Figure 11 : Valeurs théoriques de $F_{0,1}$ lorsque la mortalité naturelle (M) selon l'âge augmente entre 0 et 1 pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique. D'autres entrées ont été fixées pour isoler l'effet du changement de M sur $F_{0,1}$.

Si le stock devait se rétablir à un niveau de biomasse près d'un niveau théorique de B_{MSY} , les projections de population pourraient être utilisées pour trouver le niveau de F qui maximise le rendement sans provoquer l'effondrement du stock (F_{MSY}). Cependant, l'effet de cette valeur de F sur la trajectoire du stock dépend fortement du recrutement et des conditions de mortalité naturelle, qui ne peuvent pas être prédites des années au préalable. L'autre façon d'estimer le MSY serait d'utiliser des mesures historiques du stock, mais la nature non stationnaire de la mortalité, de la croissance et du recrutement pour ce stock dépasse les hypothèses d'équilibre

sur lesquelles repose le calcul du point de référence à l'aide d'analyses du taux de pêche, comme l'indiquent de façon générale Hilborn (2002) ainsi que Hilborn et Stokes (2010).

En l'absence d'une valeur estimative de F_{MSY} d'après un modèle explicite, on pourrait utiliser comme valeur estimative provisoire de F_{MSY} tirée de l'approche de précaution l'une des options suivantes (choisir la première option qui convient) :

- la mortalité par pêche correspondant à $F_{0,1}$;
- le taux moyen de mortalité par pêche (ou un indice de la mortalité par pêche) qui n'a pas entraîné de diminution du stock au cours d'une période productive;
- le taux de mortalité par pêche équivalant au taux de mortalité naturelle déduit à partir des caractéristiques du cycle vital de l'espèce.

Comme il est démontré ci-dessus, $F_{0,1}$ n'est pas un niveau d'exploitation approprié pour ce stock. La deuxième option par défaut selon l'approche de précaution, cependant, est réalisable. Une période de F stable entre 1988 et 1992 (moyenne $F = 0,21$) a coïncidé avec la période de biomasse élevée et de production élevée utilisée dans la détermination du PRL (Figure 12). Le critère pour que ce F stable soit pris en compte pour un niveau d'exploitation est qu'il n'a pas mené à un déclin du stock. Le stock a commencé à diminuer en 1996, quatre ans après cette période de F stable. Cependant, les données sur la production et le recrutement montrent clairement que l'échec du recrutement depuis 1992 a été à l'origine de cette baisse, et non la F . La F a augmenté à mesure que la BSR commençait à diminuer et que les valeurs des prises restaient élevées alors que la BSR diminuait, exacerbant ainsi le déclin.

Aucune autre période de F stable n'a été observée dans la série chronologique, qui n'a pas mené à un déclin. D'autres périodes ont montré une F très élevée dans les périodes de déclin ou une F très faible dans la période d'effondrement du stock. La troisième option selon l'approche de précaution ($NER = M$) est également inappropriée pour un stock présentant de telles variations naturelles de mortalité et des valeurs extrêmes. De plus, la deuxième option par défaut a été jugée réalisable, de sorte qu'il n'est pas nécessaire d'explorer la troisième option plus en détail.

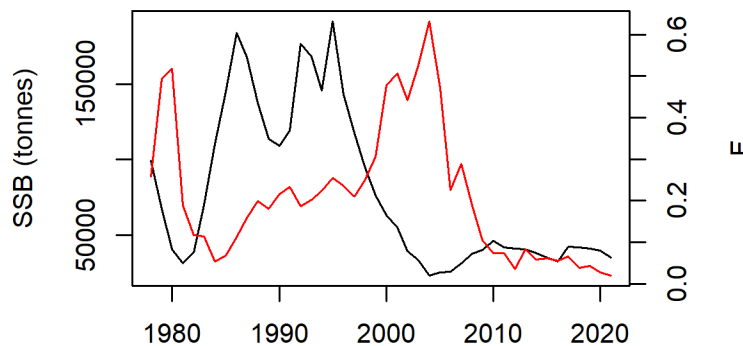


Figure 12 : Biomasse du stock reproducteur (BSR; axe de gauche et ligne noire) et mortalité par pêche (F ; axe de droite et ligne rouge) entre 1978 et 2021 pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique dans le sud du golfe du Saint-Laurent (divisions 4TVn de l'OPANO).

Le niveau d'exploitation suggéré pour le hareng de printemps est alors $F_{MSY_{proxy}} = 0,21$. La Figure 13 montre la règle de contrôle des prises conforme à l'approche de précaution résultant des points de référence mis à jour présentés dans ce document.

Dans l'ensemble, l'approche de précaution fournit un moyen de réduire le niveau de prise d'un stock lorsque la biomasse diminue, en fonction des conditions moyennes ou en ce qui concerne une période de productivité fixe. Cependant, le stock n'entre presque jamais dans ces conditions. Par conséquent, faire des recommandations relatives au TAC basées sur l'approche de précaution n'est pas idéal pour les stocks affichant une forte variation de la productivité. Les projections démographiques du modèle d'évaluation offrent la réponse prévue du stock aux niveaux de prises futurs d'une manière où le risque associé à un futur TAC est plus précis, car il reflète les conditions que le stock connaît actuellement (p. ex. pour le printemps, les projections de hareng sont faites en utilisant les cinq dernières années de données sur la M, le recrutement, la croissance, etc.). Si le stock devait atteindre la cible de rétablissement et que les prises devaient reprendre, les projections du modèle de population devraient être utilisées pour évaluer la probabilité d'atteindre un objectif donné dans divers scénarios de prises. Comme les avis pour ce stock sont fournis tous les deux ans, les projections peuvent être utilisées pour indiquer quel TAC fournit une probabilité donnée de maintenir la BSR à un niveau souhaité pendant un nombre donné d'années, quel que soit l'état du stock par rapport à l'approche de précaution.

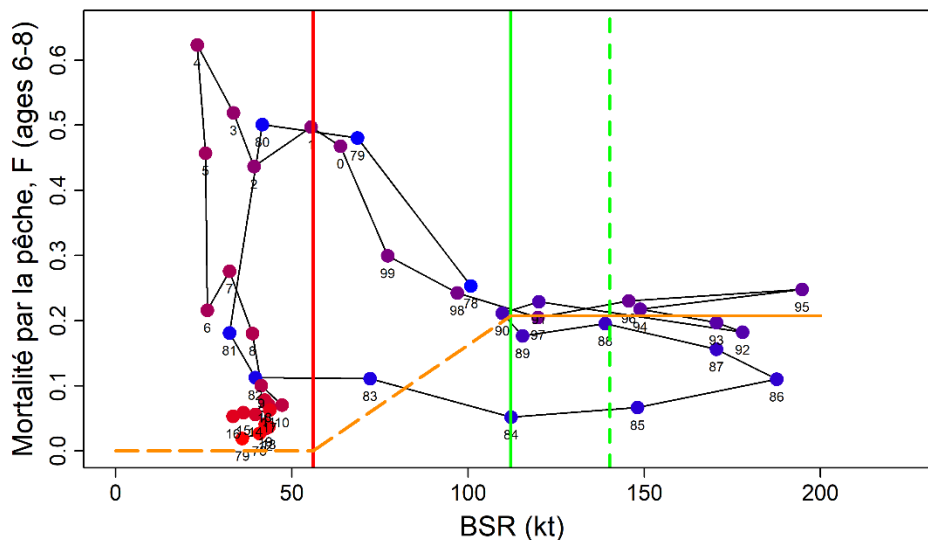


Figure 13: Règle de contrôle des prises proposée pour la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique dans le sud du golfe du Saint-Laurent. L'axe des x représente la biomasse du stock reproducteur (BSR; en kilotonnes [kt]) et l'axe des y représente les taux de mortalité par pêche (F) pondérés en fonction de l'abondance des poissons des âges 6 à 8. La ligne verticale rouge est le PRL, la ligne verticale verte est le point de référence supérieur (PRS) proposé, et la ligne pointillée verticale verte est le point de référence cible (PRC). La ligne pleine horizontale orange est le niveau d'exploitation de référence (NER; $FMSY_{proxy} = 0,21$) dans la zone saine, et la ligne pointillée orange est la règle de décision provisoire sur les prises selon le cadre de l'approche de précaution dans les zones de prudence et critique. Les étiquettes des points indiquent les années (83 = 1983, 0 = 2000).

2.7. ÉTAT ET TENDANCE DU STOCK

En utilisant les points de référence proposés dans le cadre de cette étude, l'état du stock en 2021 n'a pas changé par rapport à l'évaluation précédente, le stock se trouvait dans la zone critique. Il y a eu un changement dans l'année estimée où le stock a franchi le PRL vers la zone critique, soit en 2001 avec 40 % de $BMSY_{proxy}$ par rapport à 2002 avec $B_{rétablissement}$ (Figure 8).

Le stock se trouvait dans la zone de prudence au début de la série chronologique (1978 et 1979) et est passé sous le PRL dans la zone critique en 1980 (Figure 13). En 1983, le stock est

passé au-dessus du PRL dans la zone de prudence, avant de franchir le PRS dans la zone saine seulement un an plus tard, en 1984. Le stock est demeuré dans la zone saine pendant 13 ans avant de diminuer sous le PRS dans la zone de prudence en 1998. Le stock a continué de diminuer jusqu'à ce qu'il franchisse le PRL pour passer dans la zone critique en 2001, où il est resté depuis. La mortalité par pêche était supérieure au niveau d'exploitation fondé sur $FMSY_{proxy}$ pour toutes les années, sauf de 1984 à 1989 et en 1992, 1993 et 1997.

Les causes probables du déclin du stock sont multiples, comme l'a indiqué l'analyse des dommages graves présentée ci-dessus. Toutefois, l'échec du recrutement pour causes environnementales depuis 1992 (Turcotte 2022) semble être le principal facteur du déclin du stock observé dans les années 1990. Le recrutement a brusquement diminué après 1992 et pourrait être considéré comme un point où des dommages graves se sont produits dans ce stock. De plus, de nombreuses composantes de la productivité du stock se sont graduellement détériorées au cours de la période d'évaluation, sans avoir de point de rupture clair lorsque le stock s'est effondré, mais celles-ci ont également probablement contribué à la baisse. La survie des poissons âgés a diminué et leur mortalité naturelle causée par la prédation a augmenté de façon continue entre les années 1990 et la fin des années 2000. La croissance et la fécondité ont également diminué graduellement au cours de la série chronologique. La production du stock est une mesure qui englobe toutes les caractéristiques de stock énoncées ci-dessus. La production du hareng de printemps était très élevée en 1994 lorsque la classe d'âge de 1990 est entrée dans la population reproductrice, mais elle a chuté à une production négative en 1995 en raison de l'échec du recrutement. La production est depuis restée proche de zéro. Par conséquent, le manque de production depuis le début des années 1990 (l'échec du recrutement étant probablement le principal contributeur à ce manque de production) est la cause probable du déclin du stock.

3. CIBLE ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT

3.1. CIBLE DE RÉTABLISSEMENT

Dans le cas des grands stocks de poissons prescrits qui sont assujettis aux dispositions relatives aux stocks de poissons, l'obligation d'établir un plan de rétablissement en vertu de l'article 6.2 de la *Loi sur les pêches* ne s'applique que lorsque le stock est à son PRL ou en dessous de celui-ci. Toutefois, afin d'accroître la probabilité que le stock ne baisse plus jusqu'à son PRL ou en dessous de celui-ci et d'être conforme à l'intention de la politique sur l'approche de précaution de 2009 de faire croître les stocks épuisés à des niveaux plus sains, le plan de rétablissement reste en vigueur jusqu'à ce que le stock atteigne sa cible de rétablissement. Une fois que le stock l'a atteinte, le plan de rétablissement prend fin et le stock est assujetti au plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) qui le concerne ou à un autre plan de gestion.

Les lignes directrices du MPO sur les plans de rétablissement énoncent que la cible de rétablissement doit être fixée à un niveau supérieur au PRL afin qu'il y ait une probabilité très faible à faible que le stock soit à un niveau inférieur à son PRL (probabilité de moins de 5 à 25 %). Par conséquent, la Gestion des pêches et des ports du MPO a déterminé que la cible de rétablissement pour le hareng de printemps du sGSL sera atteinte lorsqu'il y aura une probabilité d'au moins 75 % que le stock soit à un niveau égal ou supérieur à son PRL. Ce stock est évalué à l'aide d'un modèle statistique des prises selon l'âge, de sorte que la détermination du moment où la cible de rétablissement est atteinte et que le suivi du rendement du plan de rétablissement devraient être effectués à l'aide du modèle accepté et de l'incertitude estimée qui y est associée. Par conséquent, la valeur de la cible dépend du modèle et changera à chaque évaluation à mesure que des années de données seront ajoutées ou que des changements au modèle seront mis en œuvre. Par conséquent, la cible devrait être définie

comme étant « la BSR où il existe une probabilité très faible à faible que le stock soit à un niveau inférieur à son PRL (probabilité de moins de 5 à 25 %) », et non comme un nombre fixe.

Selon les lignes directrices des Sciences sur la rédaction de plans de rétablissement concernant les stocks de poissons canadiens, la cible de rétablissement devrait être suffisamment supérieure au PRL de manière à ce que la chute d'un stock sous son PRL à court et à moyen terme soit peu probable (MPO 2021a). La cible de rétablissement actuellement choisie pour ce stock, c'est-à-dire être à un niveau égal ou supérieur au PRL avec une certitude de 75 %, est proche du PRL, car l'incertitude dans les estimations de la BSR pour ce stock peut être considérée comme faible. Ainsi, théoriquement, il est plus probable que le stock tombe sous son PRL s'il atteint cette cible que dans un cas où la cible serait fixée plus près du PRS ou du PRC, par exemple. Cependant, en raison de la fréquence d'événements de recrutement très spasmodiques qui ont fait en sorte que le stock se soit rétabli après une faible abondance au début des années 1980 ou encore qu'il ait chuté brusquement d'une abondance élevée à faible dans les années 1990, en un ou deux ans dans les deux cas, il est difficile d'affirmer qu'une abondance élevée est une garantie d'une faible probabilité de déclin dans un avenir proche. Même si la cible de rétablissement était très élevée, la probabilité de tomber en dessous du PRL à court et à moyen terme ne serait jamais considérée comme faible. Si la cible de rétablissement est conservée par Gestion des pêches et des ports du MPO, il pourrait être important d'envisager d'y inclure des considérations supplémentaires, comme la nécessité que le stock soit à un niveau égal ou supérieur à la cible de rétablissement pendant deux années consécutives et que les projections de la population démontrent que le stock exploité est susceptible de continuer sa trajectoire positive sur deux années après l'atteinte de la cible. On a choisi une période de deux ans puisqu'il n'était pas possible d'établir ou d'utiliser un échancier de rétablissement pour orienter le choix d'un nombre d'années de croissance qui réduiraient la probabilité que le stock tombe sous son PRL à court et à moyen terme. Le nombre d'années correspond donc à celui du cycle d'évaluation pluriannuel et au calendrier des projections utilisé pour formuler des avis sur ce stock. Il s'agit également de la fréquence de l'examen du plan de rétablissement (voir ci-dessous).

3.2. ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSMENT

Un plan de rétablissement exige également l'établissement d'un échancier de rétablissement afin de pouvoir suivre la progression des objectifs et des mesures de gestion. La norme internationale, et l'approche recommandée par le MPO (2021b), est l'estimation de la période nécessaire pour atteindre la cible de rétablissement en l'absence de toute pêche (T_{\min}). Comme l'ont montré les récentes évaluations, il est peu probable que le stock se rétablisse et atteigne la cible de rétablissement dans les conditions qui prévalent, même en l'absence de mortalité par pêche (Turcotte 2022; Rolland *et al.* 2022). Si la valeur de T_{\min} ne peut pas être calculée, les Sciences du MPO peuvent fournir à la Gestion des pêches et des ports l'estimation d'un autre paramètre (p. ex. le temps de génération) pour l'établissement de l'échancier de rétablissement. Le temps de génération des stocks de hareng de printemps et d'automne dans le sGSL a récemment été analysé dans Burbank *et al.* (2023a). Les résultats indiquent une réduction temporelle du temps de génération du hareng de printemps. Au cours de la série chronologique, le temps de génération du hareng de printemps a diminué d'environ un an. Le temps de génération moyen du hareng de printemps dans l'ensemble de la série chronologique a été estimé à 6,23 ans (IC à 95 % : 5,78 à 6,85 ans). Les estimations du temps de génération ont atteint un maximum de 6,99 ans (6,31 à 8,01 ans) en 1990, puis ont systématiquement diminué à un minimum de 5,66 ans (5,18 à 6,34 ans) en 2003. Après 2003, les estimations du temps de génération du hareng de printemps ont fluctué autour de 6 ans. Toutefois, comme il est peu probable que le stock se rétablisse dans les conditions qui prévalent et qu'un échancier de rétablissement ne peut être établi, on a choisi de le faire correspondre à

l'examen périodique du plan de rétablissement. Lors de chaque examen, les facteurs limitant le potentiel de croissance du stock seront réévalués afin de déterminer s'ils influencent encore le stock et si un calendrier de rétablissement peut être établi.

4. PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LA CIBLE DE RÉTABLISSEMENT DANS DIVERS SCÉNARIOS DE PRODUCTIVITÉ OU DE GESTION

4.1. SCÉNARIOS DE PRODUCTIVITÉ

En l'absence de pêche, la mortalité naturelle et le recrutement sont les deux principaux facteurs de la population de hareng de printemps du sGSL, et sa dynamique a été considérée comme étant axée sur l'environnement (Brosset *et al.* 2019; Turcotte *et al.* 2021a; Turcotte 2022; Burbank *et al.* 2023b). L'objectif de l'analyse suivante était de déterminer la contribution de chaque processus à la probabilité de rétablissement du stock et de déterminer les niveaux de chaque processus nécessaires au rétablissement. Les objectifs axés sur le nombre de recrues et les niveaux de mortalité naturelle à atteindre peuvent ensuite être fixés par rapport à d'éventuelles mesures de gestion visant à améliorer ces processus. Le modèle d'évaluation du hareng de printemps est utilisé pour faire des projections et évaluer la probabilité que le stock atteigne une BSR cible. Les scénarios fondés sur des niveaux de mortalité naturelle futurs, des taux de recrutement et des combinaisons de ces paramètres ont été modélisés à l'aide de la fonction de projection du modèle d'évaluation. On a effectué les projections à l'aide de la méthode de Monte Carlo par chaîne de Markov, en tenant compte de l'incertitude dans les estimations des paramètres.

4.1.1. Scénarios axés sur la mortalité naturelle

Pour le groupe des âges 2 à 6, la mortalité naturelle a légèrement diminué entre 1978 et 2021 (Rolland *et al.* 2022). Pour le groupe des âges 7 à 11+, la mortalité naturelle a augmenté progressivement au cours de la période couverte par l'évaluation, pour atteindre les valeurs les plus élevées des dix dernières années. L'augmentation de la mortalité naturelle des harengs âgés a été considérée comme étant probablement attribuable à la prédation. Le hareng est la proie de nombreux prédateurs dans le sGSL (Benoît et Rail 2016), mais l'augmentation de la mortalité naturelle du hareng est surtout corrélée à l'augmentation concomitante de l'abondance du thon rouge de l'Atlantique, du phoque gris et du fou de Bassan, trois des prédateurs les plus importants en termes de consommation (Rolland *et al.* 2022). On a élaboré les scénarios de mortalité naturelle future en examinant les niveaux historiques de mortalité naturelle du stock.

Trois scénarios de mortalité naturelle (M) future ont été modélisés.

1. M récente : Dans ce scénario, on suppose que les estimations actuelles sont représentatives des estimations futures. Il s'agit de la méthode utilisée pour les projections lors des évaluations du stock. La M projetée pour les groupes des âges 2 à 6 et 7 à 11+ a été déterminée comme la M moyenne au cours des 5 dernières années d'évaluation (2017 à 2021; 0,27 et 0,92, respectivement).
2. M inférieure : La M projetée pour le groupe des âges 2 à 6 a été déterminée comme la M moyenne au cours des 5 dernières années de l'évaluation (2017 à 2021; 0,27). La M des poissons plus âgés a diminué graduellement au fil du temps au même rythme qu'on estimait qu'elle avait augmenté entre les années 1978 et 2018 (années de la M minimale et maximale). La M projetée pour le groupe des âges 7 à 11+ a été déterminée en fonction d'une tendance à la baisse, en utilisant la valeur de 2021 comme valeur initiale. La M projetée pour l'année suivante (t+1) a été calculée comme étant 0,9808434 de la M de l'année précédente (t). Les valeurs de M utilisées dans les projections ont diminué de 0,88

en 2022 à 0,5 en 2051. Ce scénario a été conçu pour évaluer l'effet d'un éventuel retour à des valeurs de M plus faibles pour les harengs âgés, en utilisant des taux déjà enregistrés pour le stock.

3. M supérieure : La M projetée pour les groupes des âges 2 à 6 et 7 à 11+ a été déterminée en fonction d'une augmentation de 25 % des valeurs moyennes de M au cours des 5 dernières années d'évaluation. Comme la valeur de M dépend de la valeur de la BSR, il est possible que la M continue d'augmenter à mesure que la BSR diminue parce que la consommation par les prédateurs est constante. De plus, l'abondance des prédateurs pourrait augmenter, leur répartition pourrait changer ou les réponses fonctionnelles prédateur-proie pourraient changer et augmenter la valeur de la M du hareng. Les valeurs de la M projetée étaient de 0,34 pour le groupe des âges 2 à 6 et de 1,15 pour le groupe des âges 7 à 11+.

4.1.2. Scénarios axés sur le recrutement

Des épisodes de recrutement élevé chez le hareng de printemps se sont produits à des valeurs élevées et faibles de BSR, et ont permis au stock de se reconstituer rapidement (début des années 1980) ou de maintenir une BSR élevée (fin des années 1980 et début des années 1990). La variabilité du recrutement était très élevée au début de la série chronologique; le hareng est généralement plus susceptible de connaître des épisodes de recrutement très élevé que les poissons autres que des poissons-fourrages et, dans l'ensemble, d'afficher une plus grande variabilité dans le recrutement (Trochta *et al.* 2020). Le recrutement du hareng de printemps est moins variable depuis 1992, avec une longue période d'échec du recrutement et peu de classes d'âge fortes. La dynamique de recrutement du hareng de printemps est fortement axée sur l'environnement (Brosset *et al.* 2019; Turcotte 2022; Burbank *et al.* 2023b), et elle a affiché un comportement semblable à celui d'un régime, la température de la surface de la mer dans le sGSL et le recrutement du hareng de printemps passant brusquement d'un régime d'eaux froides et de recrutement élevé à un régime d'eaux chaudes et de recrutement faible au début des années 1990 (Turcotte 2022). Par conséquent, trois scénarios de recrutement futur ont été modélisés.

1. R récent : Les valeurs du recrutement ont été choisies au hasard au cours des cinq dernières années de la période d'évaluation. Ce scénario n'a pas permis de sélectionner les taux de recrutement extrêmement élevés observés avant 1994 et reflète les conditions environnementales récentes qui ont conduit au recrutement. C'est aussi la méthode de projection utilisée pour les évaluations du stock. La moyenne des valeurs du recrutement projeté en fonction du scénario axé sur le recrutement récent était de 133 millions de poissons (écart-type : 3 millions de poissons).
2. R moyen : Les valeurs du recrutement ont été choisies au hasard au cours de la période d'évaluation du stock, ce qui a permis de tenir compte des épisodes de recrutement élevé et faible. Nous avons ainsi pu faire des projections dans un scénario où de très bonnes conditions de recrutement se produiraient périodiquement. La moyenne des valeurs du recrutement projeté en fonction du scénario axé sur le recrutement moyen était de 257 millions de poissons (écart-type = 11 millions de poissons).
3. R élevé : Les valeurs du recrutement ont été choisies au hasard au cours de la période d'évaluation où des épisodes de recrutement élevé se sont produits (de 1978 à 1994). La moyenne des valeurs du recrutement projeté en fonction du scénario de recrutement élevé était de 305 millions de poissons (écart-type = 18 millions de poissons).

4.1.3. Projections de la population

Toutes les projections ont été réalisées sur 30 ans. On a utilisé des vecteurs de poids selon l'âge choisis au hasard au cours des cinq dernières années, ce qui est conforme à l'évaluation des stocks de hareng au printemps (Rolland *et al.* 2022). Les projections présentées ici ne sont pas des prévisions d'états probables. L'objectif est de montrer les niveaux de processus du stock nécessaires pour permettre le rétablissement à l'avenir, en fonction de ce qui a été observé dans le passé.

En l'absence de pêche et dans les conditions prévalentes de recrutement et de mortalité naturelle, le stock ne devrait pas se rétablir (Figure 14). Si la M devait augmenter dans les conditions de recrutement actuelles, la BSR se stabiliserait à un état inférieur à l'état actuel. Plus intéressant encore, même si la M des harengs âgés (âges 7 à 11+) devait diminuer aux faibles niveaux passés, le stock ne se rétablirait pas dans les conditions de recrutement actuelles (Tableau 2; Figure 14). Pour que le stock se rétablisse au-dessus du PRL avec une probabilité de 75 %, le recrutement devrait augmenter dans un scénario où des épisodes de recrutement élevé se produisent plus fréquemment (scénarios axés sur un recrutement moyen ou élevé). Si le recrutement augmentait à un niveau moyen, le rétablissement pourrait avoir lieu dans les six prochaines années dans les conditions de mortalité actuelles ou des conditions inférieures. Si le recrutement augmentait à un niveau élevé, le rétablissement aurait lieu à tous les niveaux de M, dans les 5 ou 6 prochaines années. Dans tous les scénarios, des niveaux de recrutement plus élevés que ceux observés au cours des dernières décennies sont nécessaires pour le rétablissement du hareng de printemps (Tableau 2; Figure 14).

Des épisodes de recrutement élevé chez le hareng de printemps se sont produits à des valeurs élevées et faibles de BSR, et ont permis au stock de se reconstituer rapidement (début des années 1980) ou de maintenir une BSR élevée (fin des années 1980 et début des années 1990). La survenance de ces épisodes de recrutement élevé est assez rare, car seulement trois années de recrutement élevé ont été observées au cours des 44 années de la période d'évaluation. De plus, ces épisodes se sont tous produits avant 1992, année où le recrutement du hareng de printemps est passé brusquement d'un régime d'eaux froides et de recrutement élevé à un régime d'eaux chaudes et de recrutement faible (Turcotte 2022). Puisque le recrutement du hareng de printemps est fortement lié à l'environnement et compte tenu des changements dans les conditions océanographiques et de productivité du sGSL, il est peu probable que les conditions favorisant un recrutement élevé du hareng de printemps se reproduisent (Brosset *et al.* 2019; Turcotte 2022; Burbank *et al.* 2023b). Par conséquent, les scénarios de rétablissement qui ont permis au stock de se rétablir (R élevé et moyen) montrés dans cette étude sont très peu susceptibles de se produire.

Les changements dans la mortalité naturelle ont eu un effet moindre sur la probabilité de rétablissement du stock de hareng de printemps. Dans tous les scénarios axés sur la mortalité naturelle, un recrutement moyen ou élevé était nécessaire pour que le stock se rétablisse jusqu'à la cible. La mortalité naturelle du hareng de printemps est principalement attribuable à la prédation, et ses prédateurs sont nombreux. On ne s'attend pas à ce que l'abondance des prédateurs change brusquement, car la dynamique des populations de grands prédateurs est plus susceptible de se produire sur une longue période.

Tableau 2 : Nombre d'années nécessaires pour atteindre la cible de rétablissement selon les projections de la population effectuées à l'aide de différents scénarios axés sur la mortalité naturelle et le recrutement à partir de 2022.

Scénario axé sur le recrutement	Scénario axé sur la mortalité naturelle	Nombre d'années nécessaires pour le rétablissement
Récent	Récente	-
Récent	Inférieure	-
Récent	Supérieure	-
Moyen	Récent	6
Moyen	Inférieure	6
Moyen	Supérieure	-
Élevé	Récente	5
Élevé	Inférieure	5
Élevé	Supérieure	6

Puisque le hareng de printemps est la proie de nombreux prédateurs, il n'est pas possible de modéliser l'effet des changements chez un seul prédateur à l'aide du cadre d'évaluation ou des données actuellement accessibles. Cependant, la modélisation des changements dans M est appropriée, car elle est en grande partie le résultat de la combinaison de la pression exercée par tous les prédateurs à la fois. L'abondance, la répartition, le comportement et la réponse fonctionnelle des prédateurs peuvent tous changer au fil du temps, et indépendamment pour chaque prédateur. Par conséquent, la M future du hareng de printemps est très incertaine et les scénarios utilisés ici n'ont servi qu'à montrer l'effet des changements dans la valeur de M et les niveaux de M nécessaires pour rétablir le stock. Les scénarios ne reflètent pas les tendances potentielles chez les nombreux prédateurs du hareng. Toutefois, l'abondance du thon rouge de l'Atlantique (Hanke 2021), du fou de Bassan (Rail 2021) et du phoque gris (Hammill *et al.* 2023) dans le sGSL a plafonné au cours des dernières années. Par conséquent, une augmentation de la M du hareng de printemps est moins probable, même si elle pourrait encore se produire si l'un des autres processus liés aux prédateurs change, ou si la biomasse du hareng diminue davantage. Dans l'ensemble, les niveaux de M du hareng de printemps devraient demeurer aux niveaux actuels dans un proche avenir. Par conséquent, le scénario axé sur la M récente est le plus probable et n'indique pas que le stock de hareng de printemps se rétablira dans un avenir proche.

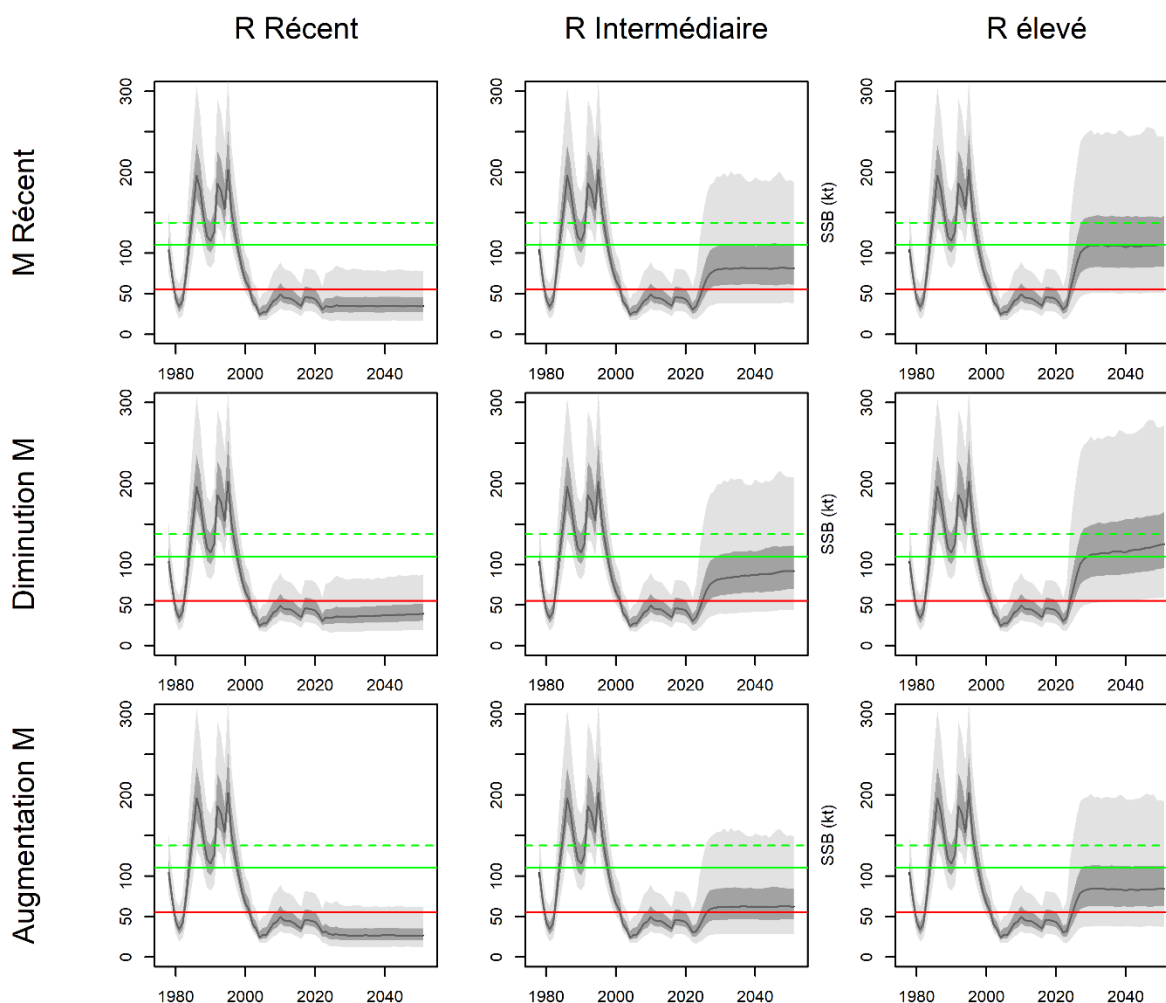


Figure 14 : Biomasse du stock reproducteur (BSR; en kilotonnes) estimée pour les années 1978 à 2021 et BSR projetée selon les trois scénarios axés sur le recrutement pour les années 2022 à 2051. Le recrutement des 16 premières années de la période d'évaluation (« R élevé », colonne de gauche), le recrutement des 5 dernières années de la période d'évaluation (« R récent », colonne du milieu) et le recrutement pour toutes les années de la période d'évaluation (« R moyen », colonne de droite), selon trois scénarios axés sur la mortalité naturelle : la mortalité naturelle moyenne des 5 dernières années de la période d'évaluation (« M récent », rangée du haut), la mortalité naturelle des 5 premières années de la période d'évaluation (« Diminution M », rangée du milieu) et une augmentation de 25 % de la mortalité naturelle récente (« Augmentation M », rangée du bas). La ligne rouge est le point de référence limite, la ligne verte est le point de référence supérieur, la ligne verte pointillée est la cible de rétablissement, la ligne noire est l'estimation médiane selon la méthode de Monte Carlo par chaîne de Markov, et les zones d'ombrage gris foncé et gris clair représentent les intervalles de confiance à 50 % et 90 %, respectivement.

4.2. MESURES DE GESTION

Étant donné qu'il est peu probable que le hareng de printemps se rétablisse dans les conditions prévalentes, les mesures de gestion visent à préserver le stock de manière à ce que, si les conditions changent, le stock conserve son potentiel de rétablissement. Il reste un TAC de 50 t pour les prises accessoires dans la pêche à la senne (25 t) et à des fins scientifiques (25 t).

4.2.1. Atténuer les prises accessoires

Comme l'indique le cadre de l'approche de précaution (MPO 2009), l'objectif premier d'un plan de rétablissement est de promouvoir la croissance du stock à un niveau supérieur à son PRL en veillant à ce que les prélèvements de toutes les pêches soient maintenus au plus bas niveau possible jusqu'à ce que le stock ait quitté la zone critique. Un plan de rétablissement doit également inclure une restriction supplémentaire sur les prises. La principale mesure de gestion proposée dans le plan de rétablissement du hareng de printemps consiste à maintenir les prélèvements au niveau le plus bas en continuant de mettre en œuvre ou d'élaborer de nouvelles mesures de gestion pour toutes les pêches qui ciblent ou interceptent le hareng de printemps. Si l'on suppose que la pêche commerciale dirigée et la pêche de poissons-appâts aux engins fixes demeurent fermées au printemps, le hareng de printemps est principalement capturé de façon accessoire lors de la pêche commerciale du hareng aux engins mobiles et aux engins fixes à l'automne, ainsi que de la petite pêche de poissons-appâts présumée à l'automne (voir la section 4.2.2).

Tout au long de la série chronologique, les prises accessoires lors des pêches d'automne ont généralement été plus importantes dans la pêche aux engins mobiles que dans la pêche aux engins fixes (Tableau 3). La flotte de pêche d'automne aux engins mobiles a enregistré des prises allant d'un maximum de 12 036 t en 1988 à un minimum de 7 t en 2022 (à l'exception de 2021 où cette flotte n'a pas pêché; Tableau 3). En revanche, la flotte de pêche d'automne aux engins fixes a enregistré des prises allant d'un maximum de 3 181 t en 1986 à un minimum de 1 t en 2013 (Tableau 3). Le hareng de printemps est à un niveau inférieur au PRL depuis 2002 et les prises accessoires de hareng de printemps dans les pêches d'automne ont été en moyenne de 100 t dans la pêche aux engins fixes et de 575 t dans la pêche aux engins mobiles par la suite (Tableau 3; Figure 15). La proportion des prises de la pêche d'automne aux engins mobiles qui sont des prises accessoires de hareng de printemps est de 24,8 % en moyenne depuis 2002; cette proportion est beaucoup plus faible pour la pêche d'automne aux engins fixes, soit 2,5 % (Figure 16). La pêche d'automne aux engins mobiles a tendance à capturer des harengs de printemps plus jeunes (surtout des poissons d'âges 3 à 6), tandis que la pêche d'automne aux engins fixes capture principalement des poissons d'âges 6 à 8 (Figure 17). Les captures accessoires de hareng de printemps dans les filets maillants sont plus importants dans la région Sud dans les dernières années.

Tableau 3 : Débarquements (en tonnes) de hareng de printemps du sud du golfe du Saint-Laurent (divisions 4TVn de l'OPANO) déclarés par les pêches d'automne ciblant le hareng de l'Atlantique par type d'engin (fixes et mobiles).

Année	Engins fixes	Engins mobiles	Année	Engins fixes	Engins mobiles
1978	175	11 016	2001	736	2 986
1979	325	7 643	2002	673	704
1980	545	9 044	2003	37	449
1981	293	589	2004	122	410
1982	292	574	2005	14	1 084
1983	423	1 466	2006	293	745
1984	303	895	2007	10	2 414
1985	1 287	2 154	2008	35	1 473
1986	3 181	6 773	2009	70	519
1987	2 538	9 460	2010	2	595
1988	2 843	12 036	2011	18	664
1989	1 691	8 778	2012	68	259
1990	2 146	6 756	2013	1	547
1991	178	3 319	2014	132	429
1992	322	3 327	2015	3	565
1993	780	3 741	2016	45	146
1994	481	3 357	2017	215	42
1995	2 102	7 671	2018	99	262
1996	1 365	3 977	2019	44	518
1997	98	3 627	2020	16	245
1998	121	1 418	2021	17	-
1999	176	3 770	2022	183	7
2000	706	2 324			

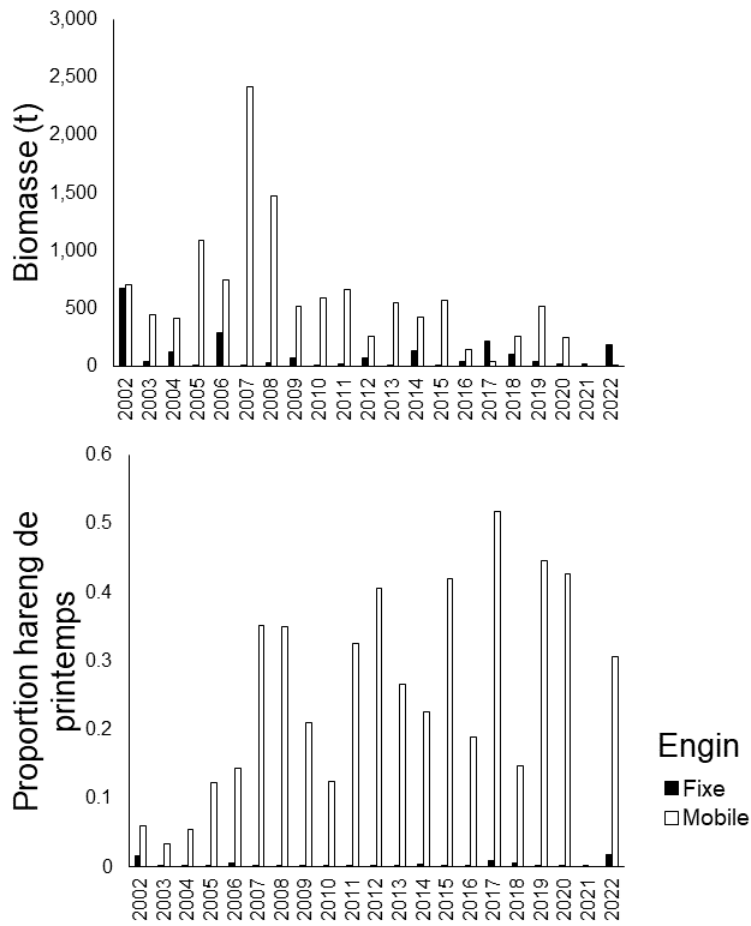


Figure 15 : Biomasse (en tonnes) des harengs de l'Atlantique frayant au printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent (divisions 4TVn de l'OPANO) capturés pendant les pêches ciblant le hareng avec des engins fixes et mobiles à l'automne (graphique supérieur), et proportion des prises accessoires que cette biomasse représente (graphique inférieur) pendant la période où le stock était dans la zone critique de l'approche de précaution (de 2002 à aujourd'hui).

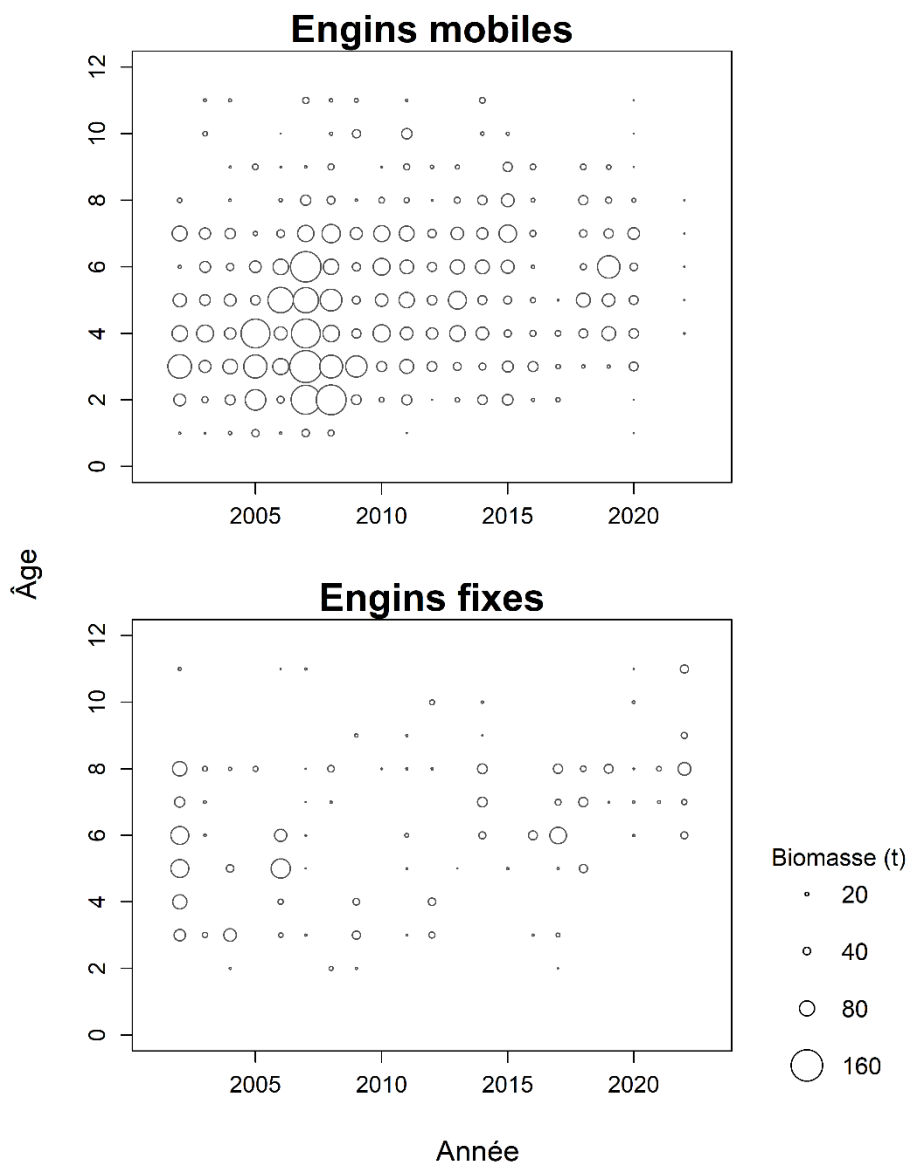


Figure 16 : Diagrammes à bulles des prises selon l'âge (biomasse, en tonnes) des harengs de l'Atlantique frayant au printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent (divisions 4TVn de l'OPANO) capturés comme prises accessoires dans les pêches d'automne ciblant le hareng avec des engins mobiles (diagramme supérieur) et fixes (diagramme inférieur) pendant la période où le stock était dans la zone critique de l'approche de précaution (de 2002 à aujourd'hui). La taille des bulles est proportionnelle à la biomasse des poissons dans les prises selon l'âge et l'année. Les valeurs indiquées pour l'âge 11 représentent les prises pour les âges 11+.

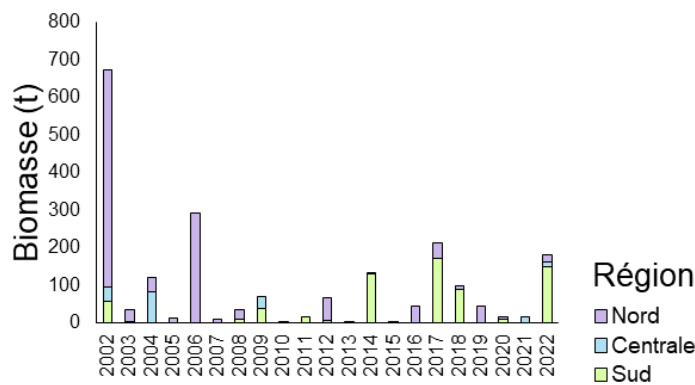
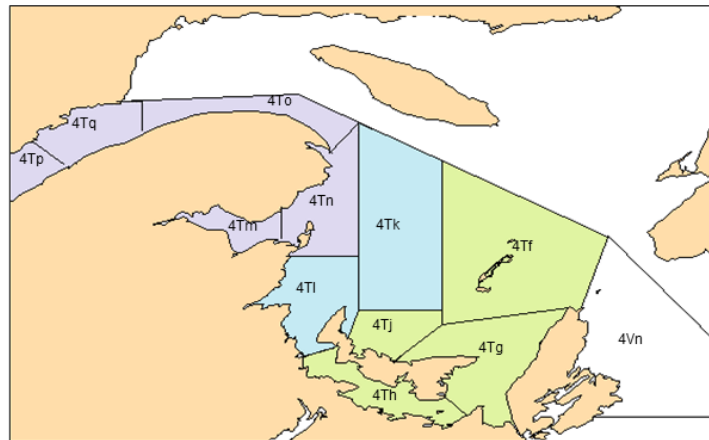


Figure 17 : Les trois régions (nord en violet, milieu en bleu, sud en vert) dans le sud du golfe du Saint-Laurent où se déroule la pêche d'automne aux engins fixes ciblant le hareng de l'Atlantique et les sous-divisions correspondantes de l'OPANO (graphique supérieur). Le graphique du bas montre les prises en termes de biomasse (tonnes) de hareng de printemps dans chacune des trois régions pendant la période où le stock était dans la zone critique de l'approche de précaution (de 2002 à aujourd'hui).

Il est peu probable que la réduction des prises accessoires de hareng de printemps permette le rétablissement du stock, puisque les projections de la population fondées sur $F = 0$ ont montré que le stock demeurerait dans la zone critique à long terme dans les conditions environnementales qui prévalent (voir la section 4.1.3; scénarios axés sur le recrutement récent et la M récente). Afin d'évaluer l'impact prévu des prises accessoires sur l'état à long terme de la population de hareng de printemps, on a effectué des projections sur 10 ans en utilisant des niveaux de prises accessoires de 0, 50, 100 et 150 t, comme cela a été le cas régulièrement dans le cadre de l'évaluation du stock. La BSR projetée est demeurée relativement stable à tous les niveaux de prises, y compris aucune prise. À 50 t de prises accessoires, la BSR de la population dans 10 ans serait réduite de 0,3 %. À 100 t de prises accessoires, la BSR de la population dans 10 ans serait réduite de 0,75 %. Avec des prélèvements annuels de 150 t, la BSR serait réduite de 1 % en 10 ans, comparativement à un scénario sans pêche. À 300 et 500 t, la BSR serait réduite respectivement de 2 et 4 % en 10 ans par rapport à un scénario sans pêche. Les estimations médianes de tous les scénarios de prises accessoires se situent toutes à l'intérieur des intervalles de confiance à 50 % les uns des autres.

4.2.2. Prélèvements de la pêche de poissons-appâts

Dans la division 4T de l'OPANO, des permis de pêche de poissons-appâts sont délivrés à tous les pêcheurs commerciaux qui détiennent un permis pour une espèce et un engin de pêche nécessitant un appât. Il s'agit des pêches du homard d'Amérique (*Homarus americanus*), du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), du thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) et du flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*). De 2015 à 2021, 4 474 permis de pêche de poissons-appâts ont été délivrés en moyenne pour la division 4T de l'OPANO (Tableau 4), dont 80 % au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard et les 20 % restants au Québec. Les conditions de permis de cette pêche permettent jusqu'à trois filets maillants pour une longueur totale maximale de 50 brasses avec un maillage de 2 ¼ po du 1^{er} avril au 30 juin (saison de la pêche printanière du hareng) et de 2 ⅝ po (2 ½ po dans les sous-divisions 4To, 4Tp et 4Tq) du 1^{er} juillet au 31 décembre (saison de la pêche automnale du hareng). Un maximum de trois lignes à main (sans dispositif mécanique) est également autorisé. En 2020, les conditions de permis ont été mises à jour pour la région du Golfe afin d'inclure l'autodéclaration obligatoire des prises estimées par le biais d'appels d'entrée au port, mais le niveau de conformité est inconnu. En 2022, la pêche printanière de poissons-appâts a été fermée.

Autrefois, on ne tenait pas compte des captures de harengs dans la pêche de poissons-appâts dans les évaluations des stocks de hareng se reproduisant au printemps ou à l'automne. L'une des principales contraintes à l'inclusion des prélèvements dans la pêche de poissons-appâts est que la déclaration est généralement peu fiable ou absente. Les prises dans la pêche de poissons-appâts sont déclarées dans les journaux de bord obligatoires pour la pêche de poissons-appâts dans la région du Golfe, et les journaux de bord électroniques dans la région du Québec, mais la conformité à l'exigence de remplir et de retourner les journaux de bord au MPO est faible dans la région du Golfe. Comme on n'inclut pas les prélèvements de la pêche de poissons-appâts dans l'évaluation, le nombre total de prélèvements déclarés est sous-estimé d'une quantité inconnue. Historiquement, l'hypothèse était que les prélèvements de la pêche de poissons-appâts étaient beaucoup plus faibles que les débarquements commerciaux. Toutefois, à mesure que le TAC commercial diminuait et que les besoins en appâts augmentaient, la contribution de la pêche de poissons-appâts aux sources de prélèvements aurait pu devenir plus importante. De plus, les stocks de homard d'Amérique, de crabe des neiges, de thon rouge de l'Atlantique et de flétan de l'Atlantique ont tous augmenté au cours des dernières décennies. Ces augmentations de l'abondance peuvent également entraîner un besoin accru en appâts et, par conséquent, une augmentation de la quantité de hareng de printemps prélevés comme poissons-appâts.

Ici, nous examinons les données déclarées dans les journaux de bord de la pêche de poissons-appâts entre 2015 et 2021 (Tableau 4; Figure 18). Le maquereau (*Scomber scombrus*) et le hareng de l'Atlantique sont les espèces dominantes capturées dans la pêche de poissons-appâts dans la division 4T de l'OPANO. D'autres espèces ont été capturées en vertu d'un permis de pêche de poissons-appâts au cours de cette période. Les prélèvements de morue de l'Atlantique en vertu d'un permis de pêche de poissons-appâts se sont chiffrés à 0,045 t en 2016 et ceux de gaspareau (*Alosa* spp.) se sont chiffrés à 0,43 t en 2020. Le hareng a été principalement capturé pendant la saison de pêche printanière (moyenne de 65,1 %, intervalle de 44,4 à 87,5 %; Figure 19), il s'agit donc vraisemblablement de hareng de printemps. La proportion de maquereau capturé au cours de la même période printanière était plus faible et variait de 5,3 % en 2020 à 49,8 % en 2017, avec une moyenne de 27,4 %.

Tableau 4 : Nombre de permis de pêche de poissons-appâts délivrés dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2015 à 2021. Nombre de permis actifs en fonction des journaux de bord de cette pêche retournés, poids total en tonnes des poissons-appâts capturés (toutes espèces combinées) et poids en tonnes de maquereau et de hareng de l'Atlantique capturé.

Année	Permis	Permis actifs	Maquereau (t)	Hareng (t)	Total (t)
2015	4 480	81	24,03	33,79	57,82
2016	4 456	171	86,58	88,94	175,57
2017	4 464	139	74,83	50,49	125,32
2018	4 476	134	74,48	33,50	107,98
2019	4 467	130	58,19	37,97	96,16
2020	4 477	250	54,68	248,34	303,45
2021	4 495	327	131,84	182,23	314,07

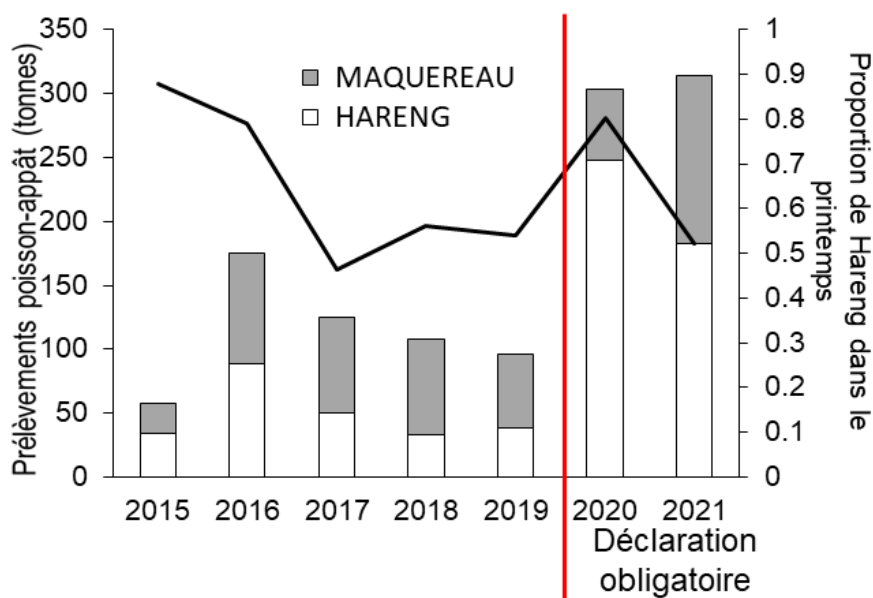


Figure 18 : Prélèvements (en tonnes) de maquereau (colonnes grises) et de hareng de l'Atlantique (colonnes blanches) lors de la pêche de poissons-appâts dans la division 4T de l'OPANO, ainsi que la proportion de harengs capturés au printemps (ligne noire). La ligne rouge indique un changement dans les conditions de permis où, en 2020 et en 2021, la déclaration par autodéclaration des prises estimées par le biais d'appels d'entrée au port a été rendue obligatoire.

Les conditions de permis ont été modifiées en 2020 pour rendre obligatoire la déclaration des prises estimées de poissons-appâts par appel d'entrée au port mettent en évidence des problèmes potentiellement importants de sous-déclaration dans les journaux de bord. En 2020 et 2021, les prises de hareng comme poisson-appât étaient en moyenne de 215 t, ce qui était plus de 4 fois plus élevé que la moyenne de 49 t rapportée au cours des 5 années précédentes (Tableau 4; Figure 19). En règle générale, il y a des écarts entre les estimations des prises et les mesures directes, mais il y a eu 10 cas, seulement en 2014, où les estimations des prises et les quantités réelles ont pu être comparées. Les différences allaient de 0 à 5 t sans cohérence dans le sens des différences. Six estimations des prises étaient inférieures au poids réel, mais il

Il y a également eu trois cas où les estimations des prises étaient supérieures au poids réel. En moyenne, sur les 10 points de données, les différences étaient mineures (0,3 t). Entre 81 et 327 permis de pêche de poissons-appâts étaient actifs au cours d'une année donnée, 1,8 % des permis étant actifs en 2015 et jusqu'à 7,3 % des permis, en 2021. Le pourcentage de permis actifs a également presque doublé lorsque la déclaration des prises estimées par appel d'entrée a été rendue obligatoire. Plus de 50 % des permis n'étaient actifs que pendant une seule année au cours de la période examinée.

En incluant les harengs prélevés comme poissons-appâts au printemps, nous avons été en mesure d'estimer une limite inférieure de la quantité de prélèvements de hareng de printemps qui peut être sous-estimée dans l'évaluation (Figure 19). Les débarquements de poissons-appâts déclarés représentaient 3 % des débarquements commerciaux de hareng de printemps en moyenne entre 2015 et 2019. En 2020 et en 2021, ces débarquements représentaient 28 % du total des débarquements (Figure 19). En supposant que la proportion de hareng de printemps débarqué dans la pêche de poissons-appâts en 2020 et en 2021 est représentative des prélèvements réels avant 2020, les prélèvements des années précédentes pourraient être sous-estimés de 21 à 30 %.

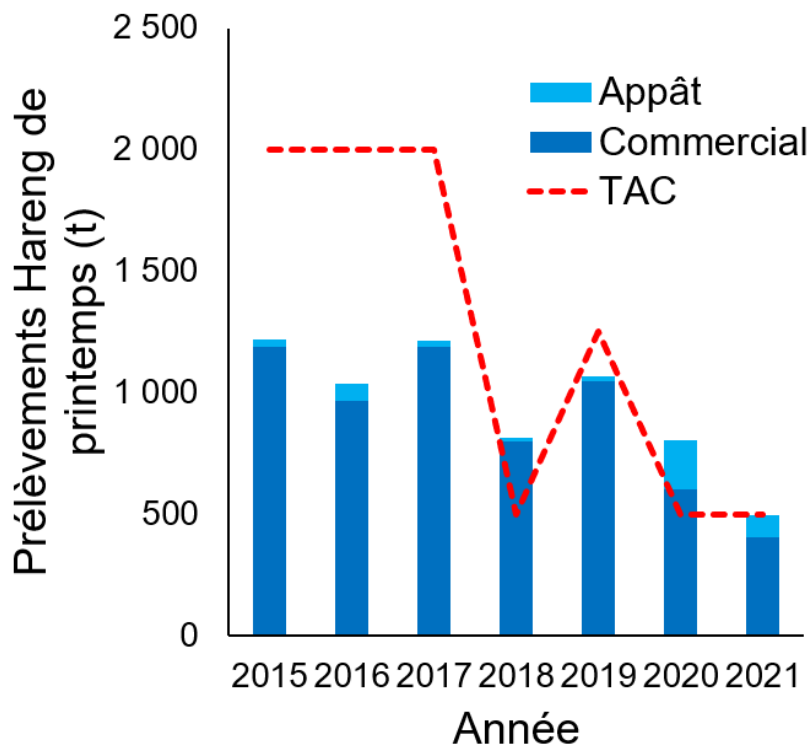


Figure 19 : Prélèvements (en tonnes; t) de hareng de l'Atlantique frayant au printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent dans les pêches commerciales (bleu foncé) et la pêche de poissons-appâts (bleu clair) pratiquées dans la division 4T de l'OPANO. La ligne rouge indique le total autorisé des captures (TAC).

Il y a un énorme potentiel latent dans la pêche de poissons-appâts dans la division 4T de l'OPANO. Afin d'examiner plus à fond l'ampleur potentielle des prélèvements de la pêche de poissons-appâts, nous avons également examiné les données du sondage téléphonique normalisé mené auprès des pêcheurs de homard du sGSL (région du Golfe seulement) en 2016 (Boudreau et Giard 2022). Le homard d'Amérique soutient la pêche commerciale la plus lucrative au Canada atlantique, les débarquements et les indicateurs d'abondance ayant

augmenté dans le sGSL au cours des dernières décennies. Tous les pêcheurs de homard du sGSL ont un permis de pêche de poissons-appâts, mais tous ne pêchent pas activement leurs propres appâts. Le sondage téléphonique de 2016 a permis d'obtenir les réponses de 592 des 2 916 titulaires de permis de pêche au homard. Ce nombre représente 20 % des titulaires de permis de chaque zone de pêche du homard (ZPH; Boudreau et Giard 2022). En 2016, 65 % des permis de pêche de poissons-appâts étaient détenus par des titulaires de permis de pêche au homard. Plusieurs questions ont été posées aux répondants concernant leur utilisation d'appâts.

- Avez-vous pêché un pourcentage de vos propres appâts?
 - Quel pourcentage?
 - Les appâts ont-ils été pêchés pendant la saison de pêche ou hors saison?
- Environ combien de livres de crabe commun avez-vous utilisées comme appât, le cas échéant?
- Quel type d'appât avez-vous utilisé (veuillez classer les trois premiers)?
- Combien de livres d'appâts avez-vous utilisées pendant la saison de pêche?

Pour analyser ces données, nous avons converti les livres en kilogrammes et apporté les corrections et hypothèses suivantes aux données brutes.

1. Lorsqu'une entrée contenait un pourcentage d'appâts pêchés ou indiquait une pêche d'appâts pendant la saison de pêche ou hors saison, mais que la personne n'avait pas répondu aux questions à ce sujet ou qu'elle avait indiqué ne pas pêcher ses propres appâts, nous avons présumé qu'elle pêchait ses propres appâts.
2. Lorsqu'une entrée indiquait que la personne pêchait ses propres appâts, mais qu'aucun pourcentage n'était indiqué, nous avons attribué le pourcentage moyen d'appâts pêchés dans la ZPH en question.
3. Dans les ZPH 23, 24 et 26, lorsque la pêche d'appâts avait eu lieu pendant la saison de pêche, nous avons considéré qu'il s'agissait du printemps, alors que dans la ZPH 25, nous avons considéré qu'il s'agissait de l'été et de l'automne que la période hors saison était le printemps.
4. Nous avons réduit tous les codes d'appât à l'espèce ou au groupe d'espèces (le hareng frais, le hareng congelé, le hareng salé et le hareng non précisé sont tous devenus des harengs).
5. Lorsque la quantité d'appâts utilisée pendant la saison de pêche n'était pas indiquée, nous avons attribué la moyenne pour la ZPH en question.

En moyenne, les pêcheurs de homard ont utilisé 6,08 t d'appâts (de 1,36 à 20,41 t par pêcheur); lorsque cette quantité est extrapolée à tous les titulaires de permis, cela représente près de 18 000 t d'appâts utilisés dans le sGSL. La majorité des pêcheurs (67,7 %) ne pêchaient pas leurs propres appâts, mais cela différait d'une ZPH à l'autre; la proportion de personnes pêchant leurs propres appâts allait de 14,9 % dans la ZPH 25 à 76,5 % dans la ZPH 26B (Tableau 5). Le pourcentage d'appâts qu'ils pêchaient variait de 27 % à 52 % selon la ZPH.

À l'aide des réponses au sondage sur la quantité totale d'appâts utilisés chaque année et le pourcentage d'appâts pêchés, nous avons calculé que 398,2 t d'appâts ont été pêchées par les 166 pêcheurs de homard qui ont déclaré qu'ils pêchaient leurs propres appâts. Si nous supposons que tout le crabe commun utilisé comme appât a été inclus dans le pourcentage

d'appâts qu'ils ont déclaré avoir pêché, il y a encore 369,9 t d'autres appâts pêchés par 161 pêcheurs de homard. Bien qu'il ne s'agisse que de 20 % des titulaires de permis de pêche du homard, cette quantité est déjà plus du double des 175,5 t d'appâts déclarés avoir été pêchés en 2016 pour la division 4T de l'OPANO, y compris tous les autres permis de pêche d'appâts détenus par des personnes autres que les pêcheurs de homard et les pêcheurs de la région du Québec (Tableau 4). De plus, les 161 répondants qui ont pêché des appâts autres que le crabe commun correspondent presque au même nombre total de pêcheurs d'appâts actifs selon les journaux de bord de la pêche d'appâts (171 permis de pêche d'appâts actifs; Tableau 4). Si les résultats du sondage sont représentatifs des pêcheurs de homard du sGSL, alors 818 titulaires de permis de pêche au homard auraient pêché leurs propres appâts n'étant pas du crabe commun en 2016, ce qui aurait entraîné le prélèvement de 1 879 t de poissons-appâts. La présente analyse met également en lumière un grave problème de sous-déclaration de l'utilisation et du retrait des permis de pêche d'appâts dans la division 4T de l'OPANO.

Tableau 5 : Nombre total de permis de pêche au homard d'Amérique dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) par zone de pêche du homard (ZPH). Nombre de répondants au sondage téléphonique normalisé de 2016 auprès des pêcheurs de homard du sGSL (région du Golfe seulement), quantité moyenne d'appâts utilisés (en tonnes) et pourcentage de répondants qui ont pêché leurs propres appâts. Pour ceux-ci, on indique le pourcentage de leurs appâts qu'ils ont pêché et la proportion de cette pêche qui a eu lieu au printemps.

ZPH	Permis	Répondants	Appâts (t)	Répondants les ayant pêchés eux-mêmes (%)	Pourcentage d'appâts pêchés	Printemps
23A	107	23	6,91	21,7	52	0,80
23B	92	19	6,18	31,6	42	0,17
23C	298	60	5,77	26,7	27	0,94
23D	172	35	6,01	42,9	36	0,21
24	635	129	6,15	42,6	42	0,60
25	701	141	7,29	14,9	36	0,63
26A	686	138	5,10	26,8	43	0,54
26B	225	47	5,18	76,5	33	0,64
sGSL	2 916	592	6,08	32,3	39	0,58

Afin d'examiner l'impact potentiel de la pêche d'appâts pour le homard sur le hareng de printemps, nous avons calculé dans quelle mesure la pêche d'appâts autres que le crabe commun a eu lieu au printemps. La plupart des répondants ont pêché des appâts autres que le crabe commun au cours de la saison printanière (58 %), bien que cela variait également selon la ZPH (Tableau 5). Ce ne sont pas tous les répondants qui pêchaient un pourcentage de leurs propres appâts qui ont classé les trois principales espèces utilisées comme appâts. Parmi ceux qui l'ont fait, le hareng et le maquereau étaient les appâts principalement utilisés, 73 % des répondants utilisant une forme ou une autre de hareng/maquereau comme appât principal, 67 % comme appât secondaire et 47 % comme troisième appât le plus utilisé. Parmi les répondants, 34 % ont indiqué que le hareng était leur appât principal et 39 % ont indiqué qu'il s'agissait du maquereau.

Aucune information n'a été recueillie sur le pourcentage de chaque espèce utilisée comme appât. Le questionnaire nous permet toutefois d'estimer la proportion de crabe commun utilisé comme appât. Nous avons utilisé cette information pour effectuer un calcul rapide afin d'estimer la quantité de chaque espèce utilisée comme appât. Lorsque le crabe commun a été répertorié comme l'un des trois appâts les plus utilisés, nous avons calculé la proportion des appâts totaux qu'il représentait et attribué la valeur moyenne à un rang donné. Cinq répondants ont classé le

crabe commun au deuxième rang des appâts les plus utilisés. Dans ces cas, la quantité de crabe commun utilisée comme appât représentait entre 10 et 43 % de tous les appâts, avec une moyenne de 28 %. Trois répondants ont classé le crabe commun au troisième rang des appâts les plus utilisés, allant de 0,4 à 25 % de tous les appâts, avec une moyenne de 15 %. À l'aide de cette information, nous avons attribué au troisième appât le plus utilisé une valeur de 15 % de tous les appâts, la deuxième 28 %, ce qui signifie que l'appât le plus fréquemment utilisé représente 57 % de tous les appâts utilisés.

Sur cette base, nous pouvons calculer approximativement le pourcentage de chaque espèce utilisée comme appât. En dehors du crabe commun, les répondants ont utilisé en moyenne 30 % de hareng et 30 % de maquereau comme appât. Si nous supposons que le pourcentage d'espèce d'appât utilisée indique également la proportion capturée pour leurs propres appâts, alors 47 t de hareng de printemps ont été prélevées en 2016 par 77 pêcheurs de homard. L'application des mêmes proportions à leurs propres appâts fournit une estimation prudente, comme nous le savons d'après les journaux de bord de la pêche d'appâts, que les titulaires de permis de pêche d'appâts capturent presque exclusivement du hareng et du maquereau. Si nous prenons cette estimation prudente, cela fait passer à 229 t la quantité de hareng de printemps capturé uniquement par la flotte de pêche au homard dans le sGSL. Cette quantité est considérablement plus élevée que les 89 t de hareng de printemps et d'automne combinés, tels qu'ils sont déclarés dans les journaux de bord de la pêche d'appâts pour 2016 (Tableau 4), et plus de 3 fois plus élevée que les 70 t de hareng déclaré comme appât pour la saison printanière (Figure 19).

Comme aucun sondage téléphonique n'a été mené auprès des pêcheurs de homard depuis 2016, nous n'avons aucune information sur la pêche d'appâts récente. Cependant, bien que la quantité moyenne d'appâts utilisés en 2016 ait été signalée comme étant semblable à celle des sondages précédents, le pourcentage de répondants pêchant leurs propres appâts a montré une diminution en 2016 par rapport à 2011 (Boudreau et Giard 2022; annexe 2).

Les analyses des données des journaux de bord des pêcheurs d'appâts et des résultats des sondages téléphoniques soulignent que les prélèvements de hareng de printemps par la pêche d'appâts sont plus importants que ce qui avait été déclaré précédemment. Les journaux de bord des pêcheurs d'appâts démontrent que les prélèvements de hareng de printemps ont peut-être été sous-estimés d'environ 30 %. De plus, les résultats du sondage téléphonique auprès des pêcheurs de homard suggèrent qu'il pourrait y avoir une sous-estimation prudente de 24 % des prélèvements de hareng de printemps. Cela remet en question l'hypothèse selon laquelle les prélèvements de la pêche d'appâts étaient beaucoup plus faibles que les débarquements commerciaux et donne à penser qu'au cours des dernières années, les prélèvements de hareng de printemps dans la pêche d'appâts pourraient être d'une ampleur plus comparable à celle des débarquements commerciaux. De plus, les prélèvements pour les autres pêches utilisant le hareng comme appât (crabe des neiges, thon rouge de l'Atlantique et flétan de l'Atlantique) sont inconnus.

Les résultats de ces analyses indiquent que la pêche d'appâts est probablement une source importante de prélèvements pour le stock de printemps et que les mesures de gestion visant à maintenir la fermeture de cette pêche aideront à faire en sorte que les prélèvements de la pêche sont maintenus au niveau le plus bas possible.

Néanmoins, les prélèvements de pêche ne sont qu'une fraction de la mortalité totale de ce stock. Comparativement aux 229 t de hareng prélevé comme appât par la flotte de pêche au homard, la mortalité naturelle a éliminé 20 544 t de biomasse (calculée à partir de la mortalité naturelle annuelle selon l'âge et de la biomasse selon les valeurs d'âge; Figure 20) et la pêche commerciale a débarqué 965 t la même année. Par conséquent, les prélèvements qui ne sont

pas déclarés par les pêcheurs d'appâts et qui ne sont donc pas pris en compte dans la mortalité par pêche du stock se retrouvent probablement dans les estimations de la mortalité naturelle. Cependant, si l'on considère les échelles des prélèvements estimés par la pêche d'appâts et la M, les prélèvements attribuables à la pêche d'appâts représentent probablement une petite fraction de ceux attribuables à la M.

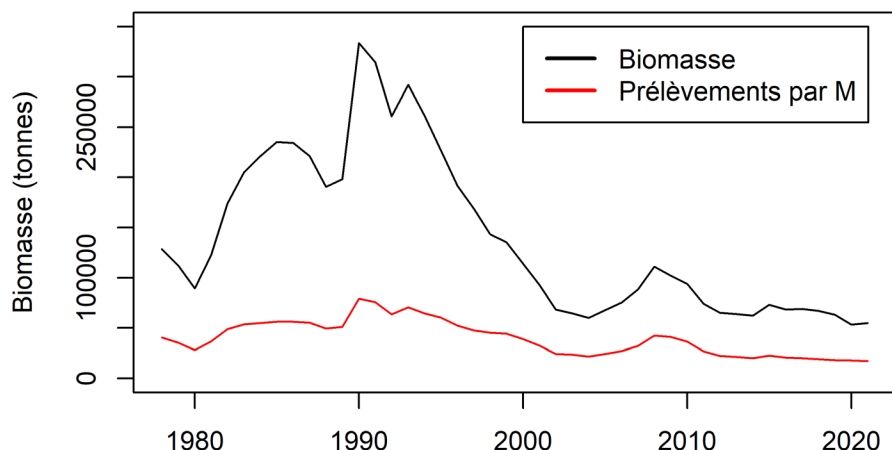


Figure 20 : Biomasse de la composante des reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique dans le sGSL (divisions 4TVn de l'OPANO; en tonnes, âges 2 à 11+; ligne noire) et prélèvements par la mortalité naturelle (M; en tonnes; âges 2 à 11+; ligne rouge) entre 1978 et 2021.

5. HABITAT

Selon le paragraphe 2(1) de la *Loi sur les pêches*, par habitat du poisson, on entend les « eaux où vit le poisson et toute aire dont dépend, directement ou indirectement, sa survie, notamment les frayères, les aires d'alevinage, de croissance ou d'alimentation et les routes migratoires ». En ce qui concerne cette définition, la perte ou la dégradation de l'habitat est susceptible d'avoir contribué au déclin du stock. Depuis 1992, le golfe du Saint-Laurent a connu une tendance au réchauffement des eaux, à la réduction de la durée de la saison des glaces et à la diminution du volume des glaces (Galbraith *et al.* 2021). La température de la surface de la mer dans le sGSL et le recrutement du hareng de printemps sont passés brusquement d'un régime d'eaux froides et de recrutement élevé (1978 à 1991) à un régime d'eaux chaudes et de recrutement faible (1992 à 2017) au début des années 1990 (Turcotte 2022). Ces changements environnementaux, souvent liés aux changements climatiques, peuvent avoir déclenché des fluctuations saisonnières de la production de phytoplancton et de zooplancton, en d'autres termes un changement dans la principale source de nourriture du hareng de l'Atlantique avec une diminution de l'abondance des espèces de copépodes d'eaux froides et une augmentation de l'abondance des espèces de copépodes d'eaux chaudes (Blais *et al.* 2021). Le stock de hareng de printemps a moins de chances de se reconstituer dans les conditions environnementales actuelles du régime actuel d'eaux chaudes que dans l'ancien. Ce résultat est conforme à un modèle indiquant que des conditions environnementales froides favorisent les reproducteurs de printemps et que les conditions chaudes favorisent les reproducteurs d'automne dans les stocks de hareng de l'Atlantique *Ouest* (Melvin *et al.* 2009). Aux extrémités de la répartition du hareng de l'Atlantique, les stocks sont limités à une seule stratégie de fraie, avec une fraie d'automne dans le sud et une fraie de printemps dans le nord (Melvin *et al.* 2009).

6. AUTRES OBJECTIFS MESURABLES

Les objectifs de rétablissement peuvent inclure d'autres paramètres que des mesures fondées sur la biomasse (MPO 2021a). Bien qu'il puisse être difficile d'établir des objectifs mesurables pour ces paramètres, d'autres considérations pour le hareng de printemps du sGSL pourraient inclure des objectifs d'augmentation de la proportion de poissons âgés et de grande taille. L'établissement d'objectifs pour ces paramètres peut être difficile. Dans certains cas, il peut être possible de rendre compte explicitement de ces paramètres en établissant des objectifs précis ou implicitement en établissant des objectifs de rétablissement de l'abondance ou de la biomasse à des niveaux suffisamment élevés pour entraîner une forte probabilité de rétablissement de ces autres paramètres de l'état.

La proportion de harengs de printemps âgés (âge 9+) a diminué pour atteindre des niveaux très faibles au milieu des années 2000 (Rolland *et al.* 2022). De 1978 à 2004, les harengs de printemps d'âge 9+ ont représenté en moyenne 5 % de la composition selon l'âge. Ce pourcentage a ensuite chuté à moins de 1 % de 2006 à 2009. Au cours de la période la plus récente, le pourcentage de harengs de printemps âgés a augmenté pour atteindre environ 2 % (Rolland *et al.* 2022).

Le poids moyen selon l'âge du hareng de printemps a diminué de 39,6 % entre 1978 et 2021 (Rolland *et al.* 2022). Le poids selon l'âge du hareng de printemps capturé a diminué depuis le milieu des années 1980 dans la pêche printanière aux engins fixes (Rolland *et al.* 2022).

On a constaté que les harengs âgés et de grande taille contribuaient davantage au recrutement (Burbank *et al.* 2024).

L'un des objectifs du plan de rétablissement pourrait être d'augmenter le pourcentage de harengs de printemps âgés aux moyennes observées par le passé. Un autre objectif pourrait être d'augmenter la taille selon l'âge aux niveaux observés au début de la série chronologique.

7. SUIVI DE LA PROGRESSION DU RÉTABLISSEMENT

La progression du rétablissement sera suivie au moyen du modèle d'évaluation du stock de hareng de printemps du sGSL, de la surveillance des paramètres de productivité (mortalité naturelle, recrutement et croissance) et de l'incertitude connexe des résultats du modèle. Des projections et des tableaux de décisions permettront de suivre l'évolution vers l'atteinte des objectifs du plan de rétablissement. Le suivi de la progression du plan devrait faire partie du cycle d'évaluation pluriannuel. Les objectifs devraient être révisés et les modèles devraient être mis à jour à mesure que les estimations de la productivité du stock changent.

8. FRÉQUENCE DE L'EXAMEN PÉRIODIQUE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT

L'examen périodique du plan de rétablissement devrait avoir lieu tous les quatre ans, c'est-à-dire toutes les deux évaluations du stock de hareng de printemps. Les objectifs devraient être revus et les modèles, mis à jour si la productivité du stock ou des facteurs externes influant sur les dynamiques du stock fluctuent.

9. RÉFÉRENCES CITÉES

- Barrett, T.J.; Hordyk, A.R.; Barrett, M.A.; van den Heuvel, M.R. 2022. Spatial and Temporal Differences in Fecundity of Atlantic Herring (*Clupea harengus*) off Nova Scotia and Consequences for Biological Reference Points. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 79, 1086–1096.
- Benoît, H.P., and 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.
- Beaudry-Sylvestre, M., Benoît, H.P., and Hutchings, J.A. 2022. [Combined effects of exploitation and environmental change on life history: a comparative analysis on Atlantic herring](#). *ICES J. Mar. Sci.* 79(10): 2728–2740.
- Beddington, J.R. and J.R. Cooke. 1983. The potential yield from previously unexploited stocks. FAO Fisheries Technical Paper 242. 52pp.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devred, E., Clay, S., Lehoux, C. et Devine, L. 2021. [Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2021/060. iv + 70 p.
- Boudreau, S.A., Giard, D. 2022. Description of the Gulf Region lobster fishery in 1993, 2005, 2011, and 2016 from standardized phone surveys of Southern Gulf of St. Lawrence lobster fishers. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3247: iv + 99 p.
- Bourne, C., Squires, B., O'Keefe, B., et Schofield, M. 2023. [Évaluation des complexes de stocks de hareng de l'Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la côte Est et de la côte Sud de Terre-Neuve jusqu'en 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/013. iv + 45 p.
- Brosset, P., Doniol-Valcroze, T., Swain, D.P., Lehoux, C., Van Beveren, E., Mbaye, B.C., Emond, K., and Plourde, S. 2019. [Environmental variability controls recruitment but with different drivers among spawning components in Gulf of St. Lawrence herring stocks](#). *Fish. Oceanogr.* (January).
- Burbank, J., DeJong, R.A., Turcotte, F., and Rolland, N. 2022a. [Understanding factors influencing Atlantic herring \(*Clupea harengus*\) recruitment: From egg deposition to juveniles](#). *Fish. Oceanogr.* (September 2022): 147–159.
- Burbank, J.; Drake, D.A.R.; Power, M. 2022b. Silver Shiner, *Notropis photogenis* fecundity and parasite infections during the reproductive period. *Can. J. Zool.* 2022, 100, 826–833.
- Burbank, J., McDermid, J.L., Turcotte, F. and Rolland, N., 2023a. Temporal Variation in Von Bertalanffy Growth Curves and Generation Time of Southern Gulf of St. Lawrence Spring and Fall Spawning Atlantic Herring (*Clupea harengus*). *Fishes*, 8(4), p.205.
- Burbank, J., Turcotte, F., Sylvain, F.É., and Rolland, N. 2023b. [A statistical framework for identifying the relative importance of ecosystem processes and demographic factors on fish recruitment, with application to Atlantic herring \(*Clupea harengus*\) in the southern Gulf of St. Lawrence](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 80(10): 1616–1630.
- Burbank, J., McDermid, J.L., Turcotte, F., Sylvain, F.É., and Rolland, N. 2024. [Temporal declines in fecundity: A study of southern Gulf of St. Lawrence Atlantic herring \(*Clupea harengus*\) and implications for potential reproductive output](#). *J. Fish Biol.* 105(1): 279–287.
- Charbonneau, J.A., Keith, D.M., and Hutchings, J.A. 2019. [Trends in the size and age structure of marine fishes](#). *ICES J. Mar. Sci.* 76(4): 938–945.

-
- Chouinard, G.A., Poirier, G.A. and LeBlanc, C., 2005. [Spawning stock biomass reference points for spring and fall spawning herring in the southern Gulf of St. Lawrence](#). Fisheries and Oceans Canada, DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res.Doc. 2005/082. ii + 14 p.
- Clark, D.S., Clark, K.J., Claytor, R., Leslie, S., Melvin, G.D., Porter, J.M., Power, M.J., Stone, H.H., Waters, C. 2012. [Limit Reference Point for Southwest Nova Scotia / Bay of Fundy Spawning Component of Atlantic Herring, *Clupea harengus* \(German Bank and Scots Bay\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/025. iii + 14 p.
- Claytor, R., Dupuis, H., Mowbray, F., Nielsen, G., LeBlanc, C., Bourque, C. and MacDougall, C. 1995. [Assessment of the NAFO Division 4T southern Gulf of St. Lawrence Herring stock, 1994](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 95/69. 136 p.
- Claytor, R.R. 2001. Fishery acoustic indices for assessing Atlantic Herring populations. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2359: 213 p.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., and Grenfell, B. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. Trends Ecol. Evol. 14: 405–410.
- Cox, S.P., Benson, A.J., Cleary, J.S, et Taylor, N.G. 2019. [Points de référence limites potentiels comme base pour choisir parmi les autres règles de contrôle des prises pour le hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/050. viii + 52 p
- Fontaine, P.-M., Hammill, M.O., Barrette, C., and 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.
- Gabriel, W. L., M. P. Sissenwine, and W. J. Overholtz. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank haddock. North American Journal of Fisheries Management 9: 383-391
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D. et Lafleur, C. 2021. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/045. iv + 84 p
- Hammill, M.O., and 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.
- Hammill, M.O., den Heyer, C.E., and Bowen, W.D. 2014. [Grey Seal Population Trends in Canadian Waters, 1960-2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/037.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Proust, F., Carter, P., and 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., Rossi, S.P., Mosnier, A., den Heyer, C.E., Bowen, W.D., et Stenson, G.B. 2023. [Abondance du phoque gris dans les eaux canadiennes et avis sur la récolte](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/053. iv + 44 p
- Hanke, A.R. 2021. Updated indicators of relative abundance for bluefin tuna based on revised treatments of the Canadian fisheries data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 78(3): 230-249.
- Hanson, J.M., and 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.
-

-
- Hilborn, R. 2001. Calculation of biomass trend, exploitation rate, and surplus production from survey and catch data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 579-584.
- Hilborn, R. 2002. The dark side of reference points. *Bull. Mar. Sci.* 70(2). 403-408.
- Hilborn, R. and Stokes, K. 2010. Defining overfished stocks: have we lost the plot? *Fisheries* 35(3): 113-120.
- ICES. 2017. ICES fisheries management reference points for category 1 and 2 stocks. ICES Advice Tech. Guidel. 12(4.3.1): 1–19.
- ICES 2018. Report of the Workshop on the determination of reference points for Norwegian Spring Spawning Herring (WKNSSHREF). ICES Expert Group reports (until 2018). Report.
- Julious, S.A. 2001. Inference and estimation in a changepoint regression problem. *The Statistician*, 50: 51-61
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2018. [The Selection and Role of Limit Reference Points for Pacific Herring \(*Clupea pallasii*\) in British Columbia, Canada.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/009. ix +125 p.
- Lamichhaney, S., Fuentes-Pardo, A.P., Rafati, N., Ryman, N., McCracken, G.R., Bourne, C., Singh, R., Ruzzante, D.E., and Andersson, L. 2017. Parallel adaptive evolution of geographically distant Herring populations on both sides of the North Atlantic Ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114:17, E3452-3461.
- Legault, C.M., and Palmer, M.C. 2015. [In what direction should the fishing mortality target change when natural mortality increases within an assessment?](#) *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73(3): 349–357. doi:10.1139/cjfas-2015-0232.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51(1): 110–122.
- Melvin, G.D., Stephenson, R.L., and M.J. Power. 2009. Oscillating reproductive strategies of Herring in the western Atlantic in response to changing environmental conditions. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 1784-1792.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution.](#) Modifié 2009-03-23.
- MPO. 2017. [Sélection et rôle des points de référence limites du hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) en Colombie-Britannique, Canada.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/030
- MPO. 2018. [Évaluation du hareng de 4VWX de 2018.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/052.
- MPO. 2021a. [Lignes directrices scientifiques à l'appui de l'élaboration des plans de rétablissement des stocks de poissons canadiens.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/006.
- MPO. 2021b. [Évaluation des stocks de hareng de la Côte-Nord du Québec \(division 4S\) en 2020.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/037.
- MPO. 2022. [Évaluation des stocks de hareng \(*Clupea harengus*\) de la côte ouest de Terre-Neuve \(division 4R de l'OPANO\) en 2021.](#) Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/020.
-

-
- MPO. 2023 [Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/009.
- Myers, R.A., A.A. Rosenberg, P.M. Mace, N. Barrowman and V.R. Restrepo. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES J. Mar. Sci.* 51:191-205.
- Nicholson, A. 1933. The balance of animal populations. *J. Anim. Ecol.* 2: 131–178.
- NOAA 2018. 65th Northeast Regional Stock Assessment Workshop (65th SAW) Assessment Summary Report. Northeast Fisheries Science Center reference document ; 18-08.
- O'Brien, C., Kell, L., and Smith, M. 2003. Evaluation of the use of segmented regression through simulation for a characterisation of the North Sea cod (*Gadus morhua*) stock, in order to determine the properties of B_{lim} (the biomass at which recruitment is impaired). International Council for the Exploration of the Sea, ICES CM, 2003/Y:10.
- Pelletier D, Guillemette M. 2022. [Times and partners are a-changin': relationships between declining food abundance, breeding success, and divorce in a monogamous seabird species](#). *PeerJ* 10:e13073.
- Rail, J-F. 2021. Northern Gannet – A Sentinel Species for the Gulf, 4th edition. State of the St. Lawrence Monitoring Program Report.
- R Core Team. 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rolland, N., Turcotte, F., McDermid, J.L., DeJong, R.A., et Landry, L. 2022. [Évaluation des stocks de Hareng Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2020-2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/068. xiii + 148 p.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. *Aust. Fish. Manag. Auth.* R2001/0999 (December): 169.
- Sellinger, E.L., Szuwalski, C., and Punt, A.E. 2024. [The robustness of our assumptions about recruitment: A re-examination of marine recruitment dynamics with additional data and novel methods](#). *Fish. Res.* 269(August 2023). doi:10.1016/j.fishres.2023.106862.
- Shelton, P. A. and J. C. Rice. 2002. [Limits to overfishing: reference points in the context of the Canadian perspective on the precautionary approach](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/084.
- Simon, J., and Stobo, W.T. 1983. [The 1982-1983 4Vn Herring biological update](#). DFO CAFSAC Res. Doc. 83/49. 28 p.
- Trochta, J.T., Branch, T.A., Shelton, A.O., and Hay, D.E. 2020. The highs and lows of herring: A meta-analysis of patterns and factors in herring collapse and recovery. *Fish Fish.*: 1–24.
- Turcotte, F., Swain, D.P., McDermid, J.L. et DeJong, R.A. 2021a. [Évaluation des stocks de Hareng de l'Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2018-2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/030. xv + 167 p.
- Turcotte, F., Swain, D. P. et McDermid, J. L. 2021b. [Modèles de population du hareng de l'Atlantique de la division 4TVn de l'OPANO : de l'analyse de population virtuelle à un modèle statistique de capture selon l'âge estimant la mortalité naturelle](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/029. vii + 58 p.
-

-
- Turcotte, F., McDerimid, J.L., Tunney, T.D., and Hanke, A. 2021c. [Increasing Occurrence of Atlantic Bluefin Tuna on Atlantic Herring Spawning Grounds: A Signal of Escalating Pelagic Predator–Prey Interaction?](#) *Mar. Coast. Fish.* 13(3): 240–252.
- Turcotte, F. 2022. [Effets de l’environnement sur la dynamique du recrutement et sur les projections de la population de géniteurs de printemps du hareng de l’Atlantique de la division 4TVn de l’OPANO](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/047. iv + 27 p.
- Turcotte, F., Hanke, A., and Mcderimid, J.L. 2023. [Atlantic bluefin tuna diet variability in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada](#). *Mar. Environ. Res.* 187: 105949. Elsevier Ltd.
- Walters, C.J., Hilborn, R., and Christensen, V. 2008. Surplus production dynamics in declining and recovering fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2536-2551.
- Wheeler, J.P.; Purchase, C.F.; Macdonald, P.D.M.; Fill, R.; Jacks, L.; Wang, H.; Ye, C. 2009. Temporal changes in maturation, mean length-at-age, and condition of spring-spawning Atlantic Herring (*Clupea harengus*) in Newfoundland waters. *ICES J. Mar. Sci.* 66, 1800–1807.

ANNEXE 1 : RÈGLES DE CONTRÔLE DES PRISES MODULÉES PAR LA PRODUCTIVITÉ

Les règles de contrôle des prises par défaut proposées par l'approche de précaution sont stationnaires, tandis que la capacité de maintenir la mortalité par pêche d'un stock dans un état donné dépend de l'état des composantes de productivité au moment des prises. Pour un stock avec une productivité très variable, cela peut être problématique, car le taux de prises cible suggéré par la règle de contrôle des prises stationnaire ne sera presque jamais exact.

Ici, la règle de contrôle des prises proposée est la même que la règle provisoire de contrôle des prises de l'approche de précaution lorsque la productivité correspond à une valeur intermédiaire, mais suggère d'utiliser des cibles de mortalité par pêche plus faibles lorsque la productivité est faible et des cibles de mortalité par pêche plus élevées lorsque la productivité est élevée. Les taux de pêche cibles sont ajustés avec un indice de productivité, qui reflète les effets environnementaux sur le recrutement et la mortalité naturelle, les principaux facteurs de productivité du stock.

L'effet de la mortalité naturelle et celui du recrutement sur la dynamique du stock ne sont pas égaux (voir la section 4.1.3). Afin de donner une pondération aux paramètres de productivité qui composent l'indice de productivité, nous avons effectué des projections de la population avec chaque paramètre maintenu constant, à l'exception du paramètre d'intérêt. Les valeurs des paramètres pour les projections ont été choisies à partir des scénarios indiqués à la section 4.1.3 (R récent et M faible, mais M faible au cours de la première année de projection, M récente et R élevé). Les estimations de la BSR à l'équilibre de la dernière année sont comparées entre les projections et le scénario « de base » (Figure 21). Les rapports de la BSR entre les projections ont été calculés et utilisés comme pondération pour chaque mesure dans les calculs de l'indice de productivité.

Sur la base de ces rapports, les pondérations étaient de 3,2 pour le recrutement et de -1,4 pour la mortalité naturelle. L'utilisation des 5 années ayant le poids selon l'âge observé le plus élevé (1984 à 1988) dans les projections n'a pas produit d'effet perceptible sur les BSR projetées par rapport au poids selon l'âge des 5 dernières années de la période d'évaluation, qui correspondent à une période de faible poids selon l'âge (rapport BSR = 1,0044). Par conséquent, la croissance n'a pas été incluse dans l'indice de productivité. L'indice de productivité de l'année t (IP_t) a été calculé comme suit :

$$IP_t = 3.2r_t - 1.4 \sum_{a=1}^A bw \cdot m_t$$

où r_t est le nombre de poissons d'âge 2 dans l'année t , $bw \cdot m_t$ est la mortalité naturelle pondérée en fonction de la biomasse dans l'année t , et les âges du modèle d'évaluation ont été répertoriés comme $a = 1, \dots, A$ où $A = 11$, ce qui correspond aux âges 2 à 11+. Des séries chronologiques d'estimations annuelles de la mortalité naturelle pondérée en fonction de la biomasse pour tous les âges, du nombre de recrues (poissons d'âge 2) et de la somme des poids selon l'âge pour tous les âges ont été obtenues à partir des résultats de l'évaluation du stock.

Comme l'indice de productivité variait considérablement d'une année à l'autre (reflétant en grande partie les événements de recrutement), l'indice a été lissé au fil des ans à l'aide de la fonction lowess du logiciel R avec une portée de 0,2 (Figure 22). La fonction de lissage permet de réduire l'influence des points extrêmes qui généreraient en fin de compte de grandes fluctuations de la mortalité par pêche cible et des TAC dans les règles de contrôle des prises.

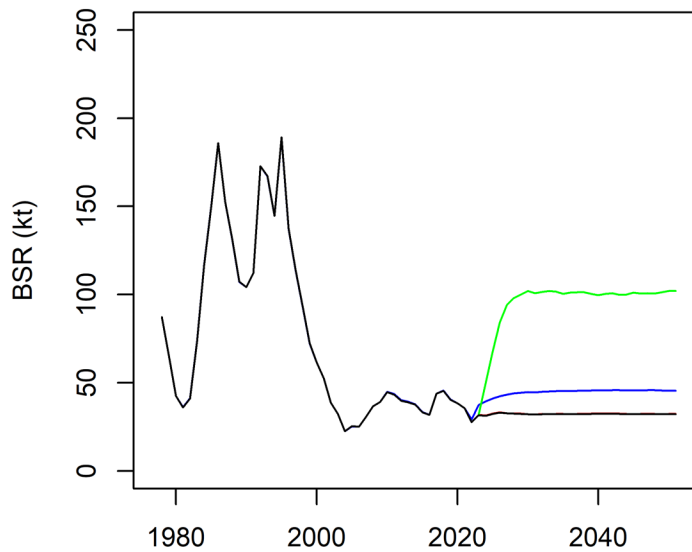


Figure 21 : Biomasse du stock reproducteur (BSR) historique (1978-2021) et BSR projetée avec un recrutement élevé (ligne verte) ou une faible mortalité naturelle (ligne bleue) tout en maintenant tous les autres paramètres constants, et projections réalisées dans l'évaluation du stock (ligne noire).

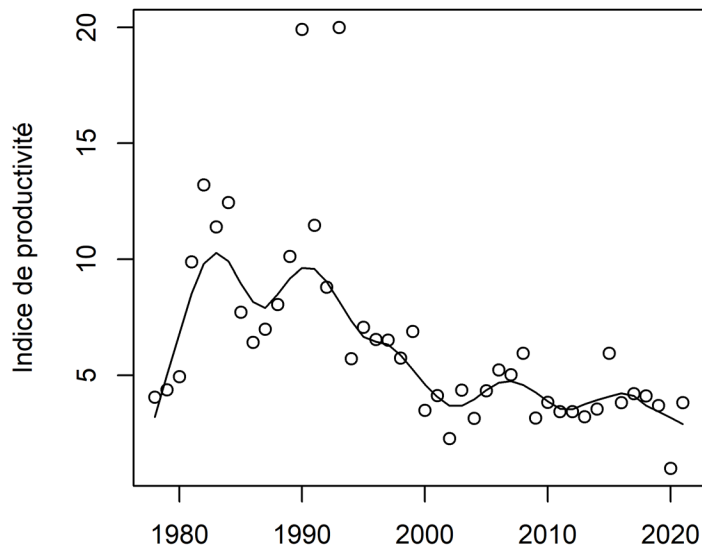


Figure 22 : Indice de productivité (points) et indice de productivité lissé (ligne) pour le hareng de l'Atlantique frayant au printemps dans les divisions 4TVn de l'OPANO, entre 1978 et 2021.

Le NER (mortalité par pêche cible) au PRS (voir la section 2.5.2) a été calculé à partir de la période de productivité élevée de la biomasse utilisée pour le choix du PRL, qui est une période où la productivité était maximale. La mortalité par pêche au cours de cette période ($FMSY_{proxy}$) était stable à environ 0,21.

Ici, la mortalité par pêche cible au PRS à utiliser à la valeur de l'indice de productivité la plus élevée a été fixée à $1,5FMSY_{proxy}$. La mortalité par pêche cible au PRS à utiliser à la valeur de l'indice de productivité la plus faible a été fixée à $0,5FMSY_{proxy}$.

L'indice de productivité comprenait des valeurs entre 1 et 8 (9 valeurs). La fourchette de mortalité par pêche cible qui en a résulté au PRS se situait entre 0,10 et 0,31. La fourchette de mortalité par pêche cible au PRS a été divisée par 9 règles de contrôle des prises, une par valeur de l'indice de productivité. Le résultat correspond à une surface de mortalité par pêche cible, compte tenu des valeurs de l'indice de la BSR et de l'indice de productivité (Figure 23). Au niveau de la productivité intermédiaire, la règle de contrôle des prises est la règle provisoire de contrôle des prises de l'approche de précaution avec $FMSY_{proxy}$ comme NER. À mesure que les valeurs de productivité augmentent ou diminuent, le NER augmente ou diminue en conséquence et la pente de la règle de contrôle des prises est modifiée en conséquence. Des exemples de règles de contrôle des prises à trois valeurs d'indice de productivité sélectionnées (maximum, intermédiaire et minimum) sont présentés à la Figure 24.

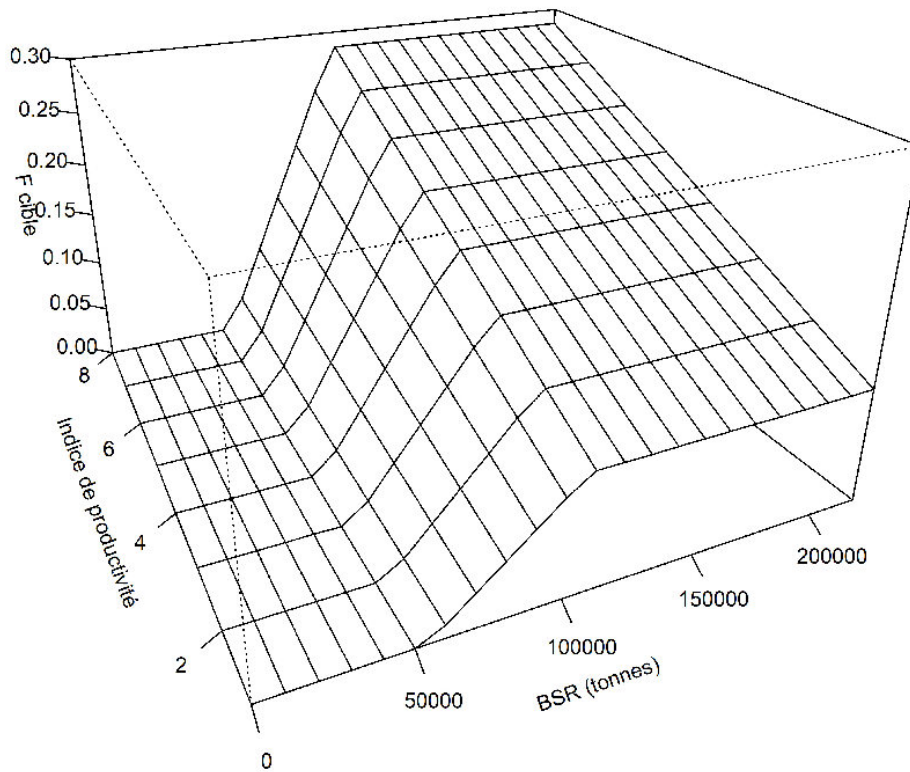


Figure 23 : Règles de contrôle des prises modulées selon la productivité pour le hareng de l'Atlantique frayant au printemps dans les divisions 4TVn de l'OPANO. L'axe des x est la biomasse du stock reproducteur (BSR, en tonnes), l'axe des y est l'indice de productivité (mis à l'échelle) et l'axe des z est la mortalité par pêche cible.

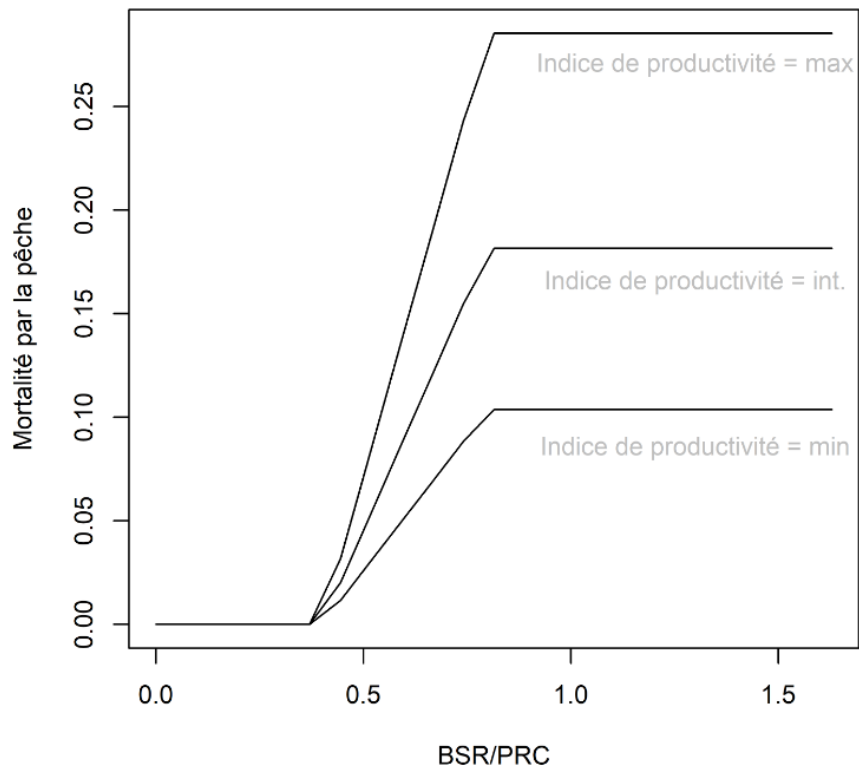


Figure 24 : Règles de contrôle des prises modulées selon la productivité pour trois valeurs de l'indice de productivité (maximum, intermédiaire et minimum) pour le hareng de l'Atlantique frayant au printemps dans les divisions 4TVn de l'OPANO. L'axe des x est la biomasse du stock reproducteur (BSR, en tonnes), l'axe des y est l'indice de productivité (mis à l'échelle) et l'axe des z est la mortalité par pêche cible.

La biomasse du hareng diminue généralement à des minimums plus bas, se rétablit à des maximums plus élevés et montre des changements plus importants dans la biomasse que les espèces de poissons autres que des poissons-fourrages, ce qui signifie que le hareng est plus enclin à la dynamique en dents de scie (Trochta *et al.* 2020). Le hareng est généralement plus susceptible de connaître des épisodes de très grand recrutement que les poissons autres que les poissons-fourrages et, dans l'ensemble, d'avoir un recrutement plus variable (Trochta *et al.* 2020). La mortalité naturelle est moins susceptible d'afficher des changements brusques, car elle est probablement principalement attribuable aux changements dans la prédation, et les changements dans l'abondance ou le comportement des prédateurs sont des processus lents. Par conséquent, puisque la taille de la population de hareng de printemps peut afficher une grande variabilité, en raison d'une dynamique de recrutement très variable, l'utilisation de règles de contrôle des prises qui fluctuent en fonction de la productivité du stock est susceptible d'être plus prudente que l'utilisation de règles de contrôle des prises provisoires.

Il existe peu d'exemples de règles de contrôle des prises modulées dans la littérature. Dans une étude de simulation, Kaplan et ses collaborateurs (2020) ont constaté que, par rapport aux politiques constantes de $F = F_{MSY}$, les règles de contrôle des prises axées sur l'environnement ont conduit à une biomasse de stock plus élevée pour le merlu du Pacifique dans le courant de Californie et le maquereau dans la mer de Norvège. Bentley et ses collaborateurs (2021) ont

constaté que l'utilisation d'un indicateur d'abondance du zooplancton pour ajuster la F_{MSY} du hareng réduisait les prises pendant un écosystème pauvre et augmentait les prises lorsque les conditions semblaient favorables. Dans cette étude, la règle de décision standard fondée sur F_{MSY} a conduit à une diminution des biomasses pendant les périodes de faible productivité et a entraîné des prises trop prudentes pendant les périodes de productivité élevée. Dans ces exemples, les limites supérieure et inférieure des niveaux de prises ont été établies en fonction des consultations de groupe dans les processus d'évaluation des stocks.

La gestion de la sardine du Pacifique est un autre exemple de règle de contrôle des prises modulée. Pour ce stock, la règle de décision tient compte des changements dans les conditions de température de l'eau et de l'effet qui en résulte sur le recrutement de la sardine (Jacobson et MacCall 1995). L'objectif est de réduire les fluctuations de l'abondance en réponse à la récolte et d'éviter les effondrements rapides de la population connus par le passé. La gestion du stock a été effectuée en permettant la prise de la biomasse disponible au-dessus d'un seuil (150 000 t) allant de 5 % dans des conditions froides à 15 % dans des conditions chaudes (PFMC 1998).

La façon de modifier la règle de contrôle des prises en réponse aux changements dans la production ici était de mettre à l'échelle le NER (et la pente de la règle de contrôle des prises dans la zone de prudence en conséquence). La détermination de la mesure dans laquelle il faut modifier le NER à mesure que l'indicateur de productivité changeait ici était quelque peu arbitraire, car l'évaluation de la plage de mortalité par pêche que le stock peut subir dépend de nombreux processus de stock qui fluctuent dans le temps. Comme cela a été fait par Bentley et ses collaborateurs (2021), cette fourchette peut être éclairée par une consultation dans les processus d'évaluation du stock où le groupe décide quelle fourchette de mise à l'échelle de la règle de contrôle des prises est acceptable. Bentley et ses collaborateurs (2021) ont utilisé une fourchette autour de F_{MSY} basée sur des projections de la population où le résultat était de réduire les prises de 5 % maximum par rapport au niveau de F_{MSY} .

Références citées

- Bentley JW, Lundy MG, Howell D, Beggs SE, Bundy A, de Castro F, Fox CJ, Heymans JJ, Lynam CP, Pedreschi D, Schuchert P, Serpetti N, Woodlock J and Reid DG. 2021. [Refining Fisheries Advice With Stock-Specific Ecosystem Information. Front. Mar. Sci. 8:602072.](#)
- Jacobson, L.D., and Maccall, A.D. 1995. [Stock-recruitment models for Pacific sardine \(*Sardinops sagax*\)](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52(3): 566–577.
- Kaplan, I.C., Hansen, C., Morzaria-Luna, H.N., Girardin, R. and Marshall, K.N., 2020. Ecosystem-based harvest control rules for Norwegian and US Ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 7, p.652.
- PFMC. 1998. Amendment 8 (to the northern anchovy fishery management plan) incorporating a name change to: the coastal pelagic species fishery management plan. Pacific Fishery Management Council, Portland, Ore.
- Trochta, J.T., Branch, T.A., Shelton, A.O., and Hay, D.E. 2020. The highs and lows of herring: A meta-analysis of patterns and factors in herring collapse and recovery. *Fish Fish.*: 1–24.

ANNEXE 2 : PRÉLÈVEMENTS DE LA PÊCHE D'APPÂTS D'APRÈS LE SONDAGE TÉLÉPHONIQUE DE 2011 AUPRÈS DES PÊCHEURS DE HOMARD D'AMÉRIQUE DU SGSL

Les données du sondage téléphonique auprès des pêcheurs de homard du sGSL (région du Golfe seulement) pour la saison de pêche 2011 ont été analysées pour obtenir des renseignements sur les appâts (Boudreau et Giard 2022; ci-après le sondage téléphonique de 2011). Le sondage téléphonique de 2011 a reçu des réponses de 590 des 3 127 titulaires de permis de pêche au homard. Ce nombre représente près de 20 % des titulaires de permis de chaque zone de pêche du homard (ZPH; Boudreau et Giard 2022). En 2016, les mêmes questions sur l'utilisation d'appâts que celles du sondage téléphonique de 2011 ont été posées, comme il est décrit dans le texte principal. Nous avons apporté les mêmes corrections et hypothèses aux données de 2011 qu'en 2016.

En moyenne, les pêcheurs de homard ont utilisé 5,38 t d'appâts (1,09 à 32,66 t par pêcheur); lorsque cette quantité est extrapolée à tous les titulaires de permis, cela représente près de 17 000 t d'appâts utilisés dans le sGSL. La majorité des pêcheurs (68,3 %) ne pêchaient pas leurs propres appâts, mais cela différait d'une ZPH à l'autre; la proportion de pêcheurs pêchant leurs propres appâts allait de 15 % dans la ZPH 23B à 50 % dans la ZPH 23D (Tableau 6). Le pourcentage d'appâts était assez constant dans l'ensemble des ZPH, avec une moyenne de 28 % dans l'ensemble. En utilisant les réponses au sondage sur la quantité totale d'appâts utilisés chaque année et le pourcentage d'appâts pêchés, nous avons calculé que 273,6 t d'appâts ont été pêchées par les 187 pêcheurs de homard. Si nous supposons que tout le crabe commun utilisé comme appât a été inclus dans le pourcentage d'appâts qu'ils ont déclaré avoir pêché, il y a encore 264 t d'autres appâts pêchés par 185 pêcheurs de homard. Si les résultats du sondage sont représentatifs des pêcheurs de homard du sGSL, alors 980 titulaires de permis de pêche du homard auraient pêché leurs propres appâts autres que du crabe commun en 2011, ce qui aurait entraîné le prélèvement de 1 399 t de poissons-appâts.

Tableau 6 : Nombre total de permis de pêche au homard d'Amérique dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) par zone de pêche du homard (ZPH). Nombre de répondants au sondage téléphonique de 2011 auprès des pêcheurs de homard du sGSL (région du Golfe seulement), quantité moyenne d'appâts utilisés (en tonnes) et pourcentage de répondants qui ont pêché leurs propres appâts. Pour ceux-ci, on indique le pourcentage de leurs appâts qu'ils ont pêché et la proportion de cette pêche qui a eu lieu au printemps.

ZPH	Permis	Répondants	Appâts (t)	Répondants les ayant pêchés eux-mêmes (%)	Pourcentage d'appâts pêchés	Printemps
23A	124	22	5,41	36,4	30	0,50
23B	95	20	4,54	15,0	40	0,33
23C	336	60	5,11	33,3	36	0,90
23D	190	32	5,45	50,0	25	0,56
24	637	137	5,42	40,9	24	0,86
25	804	130	6,54	28,5	24	0,30
26A	714	141	4,68	19,9	30	0,78
26B	227	48	4,73	39,6	24	0,94
sGSL	3 127	590	5,38	31,7	28	0,70

Afin d'examiner l'impact potentiel de la pêche d'appâts pour le homard sur le hareng de printemps, nous avons calculé dans quelle mesure la pêche d'appâts autres que le crabe

commun a eu lieu au printemps. La plupart des répondants ont pêché des appâts autres que le crabe commun au cours de la saison printanière (70 %), bien que cela variait également selon la ZPH (Tableau 6). Le hareng et le maquereau étaient les appâts principalement utilisés, 76 % des répondants utilisant une forme ou une autre de hareng/maquereau comme appât principal, 67 % comme appât secondaire et 39 % comme troisième appât le plus utilisé. Parmi les répondants, 50 % ont indiqué que le hareng était leur appât principal et 26 % ont indiqué qu'il s'agissait du maquereau.

La même méthode et les mêmes hypothèses que celles décrites pour le sondage téléphonique de 2016 ont été utilisées à l'aide de pourcentages d'appâts de crabe commun pour estimer le pourcentage de chaque espèce utilisée comme appât. Six répondants ont classé le crabe commun comme leur appât principal avec une moyenne de 47 % de tous les appâts. Cinq répondants ont classé le crabe commun au troisième rang des appâts les plus utilisés, avec une moyenne de 14 %. Par conséquent, nous avons attribué une valeur de 47 % à l'appât principal utilisé, 39 % au deuxième et 14 % au troisième.

Sur cette base, nous pouvons calculer approximativement le pourcentage de chaque espèce utilisée comme appât. En dehors du crabe commun, les répondants ont utilisé en moyenne 37 % de hareng et 33 % de maquereau comme appât. En supposant que les pourcentages d'appâts correspondent à leurs propres appâts, 78 t de hareng de printemps ont été capturées en 2011 par 129 pêcheurs de homard. Cette estimation prudente porterait à 413 t la quantité de hareng de printemps capturée uniquement par la flotte de pêche au homard dans le sGSL en 2011. Ce nombre est beaucoup plus comparable aux 682 t capturées dans la pêche commerciale qu'on ne le croyait auparavant (Tableau 3).

La quantité moyenne d'appâts utilisés par pêcheur de homard était inférieure en 2011 par rapport à 2016, mais le pourcentage de pêcheurs ayant pêché leurs propres appâts était assez constant. Les pêcheurs de homard ont pêché une plus grande partie de leurs appâts en 2016 (39 %) qu'en 2011 (28 %). La pêche d'appâts a été plus importante au printemps 2011 par rapport à 2016. Une plus grande partie des pêcheurs qui pêchaient leurs propres appâts utilisaient le hareng comme appât principal en 2011, tandis que le maquereau a davantage été utilisé comme appât principal en 2016.

Références citées

Boudreau, S.A., Giard, D. 2022. Description of the Gulf Region lobster fishery in 1993, 2005, 2011, and 2016 from standardized phone surveys of Southern Gulf of St. Lawrence lobster fishers. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3247: iv + 99 p.