



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 2024/018

Région du Québec

Consommation du contingent nord du maquereau bleu (*Scomber scombrus*) par divers prédateurs

Elisabeth Van Beveren¹, Brian Smith², Laurel Smith² et David Pelletier³

¹ Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec)
G5H 3Z4
Canada

² Northeast Fisheries Science Center
166 Water St.
Woods Hole (Massachusetts)
02543

États-Unis

³ Cégep de Rimouski
60, rue de l'Évêché Ouest
Rimouski (Québec)
G5L 4H6
Canada

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



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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-70560-6 N° cat. Fs70-5/2024-018F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Van Beveren, E., Smith, B., Smith, L. et Pelletier, D. 2024. *Consommation du contingent nord du maquereau bleu (Scomber scombrus) par divers prédateurs*. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/018. v + 46 p.

Also available in English:

Van Beveren, E., Smith, B., Smith, L., and Pelletier, D. 2024. *Consumption of Northern Contingent Atlantic Mackerel (Scomber scombrus) by Various Predators*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/018. v + 41 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. INTRODUCTION.....	1
2. MÉTHODES.....	2
2.1. DÉTERMINATION DES PRINCIPAUX PRÉDATEURS.....	2
2.1.1. Oiseaux de mer.....	2
2.1.2. Pinnipèdes.....	3
2.1.3. Cétacés.....	3
2.1.4. Poissons pélagiques.....	4
2.1.5. Poissons de fond.....	4
2.2. CALCULS.....	5
2.3. PARAMÈTRES.....	7
2.3.1. Oiseaux de mer.....	7
2.3.2. Pinnipèdes.....	9
2.3.3. Cétacés.....	12
2.3.4. Poissons pélagiques.....	14
2.3.5. Poissons de fond.....	17
3. RÉSULTATS.....	17
3.1. OISEAUX DE MER.....	17
3.2. PINNIPÈDES.....	18
3.3. CÉTACÉS.....	18
3.4. POISSONS PÉLAGIQUES.....	18
3.5. POISSONS DE FOND.....	19
3.6. CONSOMMATION TOTALE.....	19
4. DISCUSSION.....	20
5. REMERCIEMENTS.....	22
6. RÉFÉRENCES CITÉES.....	22
RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES.....	30
TABLEAU S1. PARAMÈTRES POUR LES OISEAUX DE MER.....	30
TABLEAU S2. PARAMÈTRES POUR LES PINNIPÈDES.....	31
TABLEAU S3. PARAMÈTRES POUR LES CÉTACÉS.....	32
TABLEAU S4. PARAMÈTRES POUR LES POISSONS PÉLAGIQUES.....	33
TABLEAU S5. PHOQUES GRIS - %W.....	34
TABLEAU S6. PHOQUES GRIS - COURBE DE CROISSANCE DE GOMPERTZ.....	36
TABLEAU S7. PHOQUES GRIS - DENSITÉ ÉNERGÉTIQUE DES PROIES.....	37
TABLEAU S8. CÉTACÉS – %W.....	39
TABLEAU S9. POISSONS PÉLAGIQUES – %W.....	41
TABLEAU S10. POISSONS PÉLAGIQUES – %BM.....	42

FIGURE S1. PHOQUES GRIS – COMPARAISON DES ENSEMBLES DE DONNÉES SUR LA DENSITÉ ÉNERGÉTIQUE DES PROIES	43
FIGURE S2. POISSONS DE FOND DES ÉTATS-UNIS – %W	44
FIGURE S3. FOUS DE BASSAN – CONSOMMATION DE MAQUEREAU PAR COLONIE	45
FIGURE S4. CÉTACÉS – CONSOMMATION DE MAQUEREAU PAR ESPÈCE	45
FIGURE S5. CONSOMMATION TOTALE – IMPORTANCE RELATIVE DE CHAQUE GROUPE DE PRÉDATEURS	46

RÉSUMÉ

Le maquereau bleu est un poisson fourrage consommé par divers prédateurs, dont les oiseaux de mer, les pinnipèdes, les cétacés, le thon et les poissons de fond. Nous avons évalué l'ordre de grandeur potentiel du nombre total de maquereaux consommés par chacun de ces groupes ainsi que tout changement à cet égard. Il s'agit d'une première étape d'intégration des considérations écosystémiques dans l'évaluation du stock de maquereaux et d'étaiement des hypothèses sur le taux de mortalité naturelle. Nous avons conclu qu'un ensemble de prédateurs est probablement à l'origine des profils globaux de mortalité naturelle et qu'il y a des changements apparents dans la contribution relative de chaque groupe de prédateurs au fil du temps. Bien que la fiabilité des estimations sur la consommation varie d'un prédateur à l'autre, il semble que le taux absolu de prélèvement ait augmenté au fil du temps en dépit d'éventuelles variations interannuelles importantes. Selon la réponse fonctionnelle entre chaque prédateur et la densité du maquereau, cette augmentation pourrait se traduire par une hausse du taux de mortalité naturelle, la biomasse estimée du stock reproducteur étant inférieure ou proche du point de référence limite depuis 2011. L'augmentation probable de la consommation de maquereaux est également inversée par rapport aux changements dans les débarquements. Au cours des 10 dernières années (2012-2021), la quantité de maquereaux consommés par les prédateurs est vraisemblablement devenue au moins deux fois plus élevée que la quantité déclarée de débarquements canadiens (< 11 kt).

1. INTRODUCTION

Au Canada, la gestion des pêches commerciales s'appuie sur des renseignements relatifs à l'état des stocks et à la pression de pêche, obtenus à la suite d'une évaluation scientifique des stocks. Une telle évaluation comprend souvent l'utilisation d'un modèle intégrant de nombreuses sources de données et reposant sur plusieurs hypothèses concernant la dynamique du stock et de la pêche. L'une des hypothèses les plus courantes est que le taux instantané de mortalité naturelle (M) est constant dans le temps. On sait toutefois que cette idée est souvent fautive et peut entraîner des biais importants dans les avis scientifiques (p. ex. Deroba et Schueller 2013; Johnson *et al.* 2015; Forrest *et al.* 2018; Punt *et al.* 2021). Pour résoudre ce problème, on a rédigé plusieurs documents de recherche pour estimer la consommation d'une espèce donnée par un ou plusieurs de ses principaux prédateurs (p. ex. Moustahfid *et al.* 2009; Benoît *et al.* 2011; Trijoulet *et al.* 2018). Pour la grande majorité des stocks de poissons, il demeure néanmoins difficile de produire des estimations relatives à la consommation, car un grand nombre de données et d'efforts sont nécessaires à l'obtention de ces renseignements. Par exemple, il faut connaître l'abondance du prédateur, la composition de son régime alimentaire, ses besoins énergétiques et son interaction spatiotemporelle avec la proie. Il est particulièrement difficile d'estimer la consommation de proies pour les espèces hautement migratoires, car elles peuvent rencontrer divers prédateurs le long de leur voie de migration, et les interactions entre les prédateurs et leurs proies peuvent varier considérablement dans le temps et l'espace.

Le maquereau de l'Atlantique Ouest est une espèce pélagique hautement migratoire qui se trouve également au centre du réseau alimentaire. Le Canada évalue actuellement le contingent nord, qui fraie principalement dans le Sud du golfe du Saint-Laurent, comme une unité distincte. L'évaluation repose sur un modèle statistique de capture en fonction de l'âge dans lequel le taux de mortalité naturelle est constant dans le temps et l'âge (Van Beveren *et al.* 2023a), une hypothèse courante dans les modèles d'évaluation du stock. Le cadre actuel du modèle nécessite une estimation externe de M . Les données ne contiennent pas suffisamment d'information pour qu'on puisse produire une estimation à l'intérieur du modèle. Les tentatives précédentes visant à fournir des valeurs de mortalité plus réalistes basées sur des approches fondées sur le cycle de vie (les méthodes d'Alverson, de Gislason, de Gunderson et de Zhang, par exemple; consulter Grégoire et McQuinn 2014) ont donné des résultats divergents et n'ont pas amélioré l'ajustement du modèle (Van Beveren *et al.* 2020). L'hypothèse d'un M constant demeure toutefois discutable compte tenu de l'augmentation des principaux prédateurs putatifs du stock (fous de Bassan, thon rouge de l'Atlantique et phoques gris; Carruthers et Butterworth 2018; Guillemette *et al.* 2018; Rossi *et al.* 2021). Une augmentation de la consommation de maquereau contrasterait fortement avec la diminution présumée des taux absolus de mortalité. Si M est constant, ces taux diminuent parallèlement à la diminution de la biomasse estimée du stock reproducteur.

Nous tentons ici, pour la première fois, d'évaluer les changements potentiels à grande échelle de la consommation de maquereau au fil du temps en nous appuyant sur des données sur l'abondance des prédateurs, la composition de leur régime alimentaire et leurs besoins énergétiques. On peut rarement estimer la consommation avec précision, car les analyses s'appuient souvent sur des données incomplètes recueillies selon plusieurs hypothèses. Nous proposons donc un cadre présentant toutes les hypothèses de façon transparente auquel on peut facilement ajouter les données des dernières années pour tenir compte de l'amélioration des connaissances ou auquel on peut inclure les données sur d'autres prédateurs. Les travaux futurs pourraient porter sur l'intégration de ces résultats dans l'évaluation.

2. MÉTHODES

La première étape consiste à déterminer les prédateurs potentiellement importants (tableau 1), car c'est ainsi que nous pourrions mieux comprendre l'ampleur de la consommation collective de maquereau et l'importance relative de chaque espèce. Pour qu'un prédateur soit considéré comme important, au moins trois des critères suivants doivent être présents : I) sa répartition spatiotemporelle par rapport au maquereau; II) le pourcentage de maquereau dans son régime alimentaire; III) l'abondance de sa population; IV) le besoin énergétique par individu.

Le maquereau bleu entame sa migration printanière vers la fin du mois de mai en se déplaçant vers les eaux de surface chaudes du plateau néo-écossais. La majorité des poissons migrent ensuite vers leur principale frayère dans le Sud du golfe, généralement vers le début du mois de juin. Plus tard dans l'année, ils se dispersent dans le golfe du Saint-Laurent et à Terre-Neuve-et-Labrador pour se nourrir. Enfin, ils retournent dans les eaux profondes du plateau néo-écossais et du plateau américain.

Une fois les prédateurs identifiés, nous avons compilé les diverses données nécessaires pour établir un algorithme d'estimation de la consommation.

2.1. DÉTERMINATION DES PRINCIPAUX PRÉDATEURS

2.1.1. Oiseaux de mer

Les oiseaux de mer se nourrissent de maquereau bleu lorsqu'il se trouve dans les eaux de surface chaudes, de la fin du printemps à l'automne. Comme le contingent nord de maquereau se trouve dans les eaux de l'Est canadien pendant cette période, la prédation par les oiseaux de mer n'est donc prise en compte que dans cette région.

Au Canada, on sait que les fous de Bassan se nourrissent principalement de maquereaux lorsqu'ils en trouvent. Ces oiseaux ont développé une technique particulière de recherche de nourriture en plongée adaptée à la vitesse de nage du maquereau (Garthe *et al.* 2014). Au Canada, les fous de Bassan forment de grandes colonies qui peuvent retirer plusieurs milliers de tonnes de maquereaux de l'écosystème chaque année (Cairns *et al.* 1991; Guillemette *et al.* 2018). Il existe six grandes colonies de fous de Bassan au large de l'Est canadien, et toutes ont été incluses dans le présent document de recherche.

D'autres espèces d'oiseaux de mer ont été exclues de l'étude, car on estime que leur contribution à la mortalité totale du maquereau est mineure. Les comportements de recherche de nourriture d'autres espèces abondantes d'oiseaux piscivores sont probablement moins efficaces pour la capture de maquereau. Des échantillons d'estomac de cormorans à aigrettes dans le Sud du golfe, dont la présence dans la zone chevauchait celle du maquereau, suggèrent que le maquereau représente une très faible proportion du régime alimentaire de cette espèce (1,1 %P, de mai à août, 1977-1978; Pilon *et al.* 1983). D'autres rapports sur le contenu des estomacs de cormorans à aigrettes, portant à nouveau sur une zone et un moment où le maquereau est présent, ne mentionnent pas cette proie (voir Cairns *et al.* 1991; Rail et Chapdelaine 1998). De même, les grands cormorans et les guillemots à miroir, bien que nombreux, semblent ne pas consommer de maquereau ou n'en consommer qu'à l'occasion (Cairns *et al.* 1991). De plus, les besoins énergétiques globaux de ces oiseaux de mer sont faibles comparativement à ceux d'autres prédateurs potentiels (p. ex. les phoques, les cétacés et le thon de l'Atlantique) et leur chevauchement spatial avec le maquereau se limite principalement aux eaux côtières, ce qui appuie l'hypothèse d'une faible consommation annuelle de maquereau par rapport à celle d'autres prédateurs.

2.1.2. Pinnipèdes

Le phoque gris et le phoque commun sont les deux espèces de pinnipèdes dominantes dans les eaux du Canada atlantique en été. La population de phoques gris, dont les cheptels reproducteurs se trouvent dans le sud du golfe, sur l'île de Sable (plateau néo-écossais) et le long de la côte de la Nouvelle-Écosse, a atteint des niveaux records (Hammill *et al.* 2023). Bien que ce chiffre élevé ait suscité des inquiétudes quant à la conservation de plusieurs espèces de proies (p. ex. Rossi *et al.* 2021), les répercussions de l'augmentation du nombre de phoques sur le stock de maquereaux n'ont pas été évaluées. Le grand nombre de phoques gris et leur forte demande énergétique pourraient contribuer considérablement à la mortalité naturelle du maquereau, même si cette proie est reconnue comme étant moins courante.

Les colonies américaines de phoques gris ont été exclues de nos analyses, car elles ont une abondance dix fois moins élevée que celle des trois cheptels reproducteurs canadiens combinés (Hayes *et al.* 2022). Par ailleurs, elles se nourrissent de maquereau du contingent nord seulement durant l'hiver lorsque l'intensité de la recherche de nourriture est plus faible (Beck *et al.* 2003) et lorsque les deux contingents se mélangent dans des eaux profondes. Smith et ses collaborateurs (2015) ont estimé à environ 0,6 kt (IC à 80 % : de 0,2 à 1 kt) la consommation annuelle de maquereaux (incluant une fraction importante de maquereaux du contingent Sud) par les phoques gris des États-Unis.

Au Canada, le phoque commun est plus sédentaire que le phoque gris et préfère les eaux littorales peu profondes (Lesage *et al.* 2004), souvent dans des régions qui ne sont pas fréquentées régulièrement ou intensivement par le maquereau, ou qui ne le sont que pendant une période relativement courte (p. ex. l'estuaire et le nord du golfe). On possède très peu de données sur le régime alimentaire des phoques communs. À notre connaissance, rien ne prouve toutefois que le maquereau est une proie importante. Les phoques communs sont également beaucoup moins nombreux et plus petits (besoins énergétiques moins importants) que les phoques gris. Par conséquent, la biomasse de poissons qu'ils retirent de l'écosystème est moins élevée (la consommation totale de poissons de la population était estimée à environ cinq tonnes en 1996; Hammill et Stenson 2000). Dans les eaux américaines, les phoques communs consomment à la fois des maquereaux des contingents sud et nord. La consommation annuelle de maquereaux par les phoques communs des États-Unis a été estimée à environ 1,1 kt (IC à 80 % : de 0,18 à 2,9 kt; Smith *et al.* 2015).

2.1.3. Cétacés

De nombreuses espèces de cétacés se nourrissent dans les eaux du Canada atlantique pendant l'été. Quatre des espèces de baleines les plus répandues sont le marsouin commun, le globicéphale noir, le dauphin commun et le dauphin à flancs blancs (Lawson *et al.*, en prép.¹; Lawson et Gosselin 2009). Puisque le chevauchement de leur répartition spatiale avec le maquereau est mal défini, que les renseignements sur leur régime alimentaire sont rares et que les estimations de leur abondance sont ponctuelles et très incertaines, les estimations de la consommation de maquereau de ces espèces de cétacés seraient limitées dans le temps et l'espace en plus de s'avérer très peu fiables. D'autres espèces sont moins abondantes et ne se

¹ J. Lawson, J.-F. Gosselin, A. St.-Pierre. En préparation. *Abundance and distribution of cetaceans during the North Atlantic International Sighting Survey (NAISS) in 2016*. Secr. can. des avis sci. du MPO. doc. de rech.

nourrissent pas de maquereaux ou ne s'en nourrissent qu'à l'occasion (p. ex. le petit rorqual et la baleine à bosse; Johnson et Davoren 2021).

Les cétacés se nourrissent également de maquereaux en hiver sur le plateau américain (Smith *et al.* 2015). En raison d'un manque de données, il nous était impossible d'intégrer les cétacés de la côte atlantique des États-Unis dans notre analyse.

2.1.4. Poissons pélagiques

Le thon rouge de l'Atlantique est la seule espèce de poisson pélagique qui présente un chevauchement spatiotemporel considérable avec le maquereau et qui est suffisamment abondante et grande pour consommer des quantités importantes de cette espèce proie. Il existe deux stocks de thon rouge de l'Atlantique, associés à l'Atlantique Ouest et à l'Atlantique Est. Les deux stocks sont constitués de grands migrants transfrontaliers qui peuvent migrer vers les eaux de l'Est canadien et y passer du temps en été et en automne. Le marquage a démontré que la présence du thon rouge peut être observée dans le golfe du Saint-Laurent (GSL) du début juin à la mi-novembre (Block *et al.* 2019) et que les petits poissons pélagiques, y compris le maquereau, constituent un élément clé de son régime alimentaire dans la région (voir la section 3.4.2).

Le bar rayé n'a pas été inclus parce que, malgré l'augmentation de son abondance (MPO 2021), sa répartition au Canada est limitée aux eaux côtières, le maquereau ne constitue pas l'une de ses proies les plus importantes (p. ex. Hanson 2020) et ses besoins énergétiques sont faibles par rapport à ceux du thon.

2.1.5. Poissons de fond

L'importance potentielle des divers prédateurs des poissons de fond dépend en grande partie de la composante verticale de leur répartition spatiale. Pendant la moitié la plus chaude de l'année (de la fin du printemps à l'automne), les eaux de surface abritent le maquereau. Durant cette même période, on peut aussi constater une inadéquation verticale avec l'habitat des diverses espèces de poissons de fond. Par exemple, autour des îles de la Madeleine, seuls les 12 mètres supérieurs de la colonne d'eau constituent un habitat thermique approprié pour le maquereau (p. ex. Galbraith et Grégoire 2015). Cependant, les espèces de grande taille, comme la morue franche, la merluche blanche et la raie épineuse, sont souvent présentes dans les eaux profondes du large, particulièrement au cours des deux dernières décennies (Swain *et al.* 2015). Les études sur le régime alimentaire des espèces plus grandes généralement abondantes dans les relevés au chalut de fond couvrant le golfe du Saint-Laurent et le Canada atlantique (Swain *et al.* 2015; Bourdages *et al.* 2020; MPO 2020), comme la morue franche (Kohler et Fitzgerald 1969; Waiwood et Majkowski 1984; Schwalm et Chouinard 1999; Hanson et Chouinard 2002; Hanson 2011), la merluche blanche, le merlu argenté (Waldron 1992) et la goberge (Carruthers *et al.* 2005), indiquent effectivement que le maquereau est une proie de faible importance globale (souvent partiellement pour les poissons les plus grands et les moins abondants). De plus, les données exhaustives sur la composition du régime alimentaire des poissons de fond aux États-Unis, recueillies au cours des relevés au chalut de fond de l'automne et du printemps, appuient l'hypothèse selon laquelle aucun des prédateurs de poissons de fond susmentionnés ne consommerait des quantités importantes de maquereau pendant l'été.

De la fin de l'automne au début du printemps, les maquereaux des contingents sud et nord passent l'hiver dans les eaux profondes du plateau. Des études américaines antérieures ont indiqué que le maquereau occupe une place relativement importante dans le régime alimentaire hivernal de l'aiguillat commun (en moyenne ~10 % de la masse de son régime alimentaire);

Link et Almeida 2000; Smith et Link 2010). Comme la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) recueille régulièrement des données sur le contenu de l'estomac et l'abondance des poissons de fond dans la région par relevé au chalut de fond au printemps et à l'automne (voir Link et Almeida 2000; Smith et Link 2010), on peut produire des estimations de la consommation totale de maquereau qui varient dans le temps. Nous avons inclus neuf prédateurs de poissons de fond américains pour lesquels nous disposons de suffisamment de données pour estimer la consommation. Parmi ceux-ci figurent les prédateurs les plus susceptibles d'avoir une incidence sur la biomasse du maquereau (p. ex. l'aiguillat commun). D'autres, comme le cardeau à quatre ocelles (*Hippoglossina oblonga*), ont été exclus puisqu'aucune donnée n'indiquait que le maquereau fait partie de leur régime alimentaire.

Tableau 1. Liste des espèces incluses dans l'étude.

Groupe	Nom commun	Nom latin	Région	Sous-unités
Oiseaux de mer	Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Golfe, Terre-Neuve-et-Labrador	Six colonies de l'Est canadien
Pinnipèdes	Phoque gris	<i>Halichoerus grypus</i>	Golfe, Nouvelle-Écosse	Troupeaux du Sud du golfe et de la Nouvelle-Écosse (côte atlantique et île de Sable)
Cétacés	Marsouin commun	<i>Phocoena phocoena</i>	Canada atlantique	-
	Dauphin commun	<i>Delphinus delphis</i>		
	Dauphin à flancs blancs	<i>Lagenorhynchus acutus</i>		
	Globicéphale noir	<i>Globicephala melas</i>		
Poissons pélagiques	Thon rouge de l'Atlantique	<i>Thunnus thynnus</i>	Golfe	-
Poissons de fond	Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	Côte atlantique des États-Unis	-
	Tassergal	<i>Pomatomus saltatrix</i>		
	Baudroie d'Amérique	<i>Lophius americanus</i>		
	Merluce rouge	<i>Urophycis chuss</i>		
	Merlu argenté	<i>Merluccius bilinearis</i>		
	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>		
	Cardeau d'été	<i>Paralichthys dentatus</i>		
	Merluce blanche	<i>Urophycis tenuis</i>		
Raie tachetée	<i>Leucoraja ocellata</i>			

2.2. CALCULS

De nombreuses études nous permettent d'estimer la consommation de proies, mais elles ne portent souvent que sur quelques groupes de prédateurs ou sur un seul d'entre eux (p. ex. Van Beveren *et al.* 2017; Guillemette *et al.* 2018; Saraux *et al.* 2021). Bien que le concept général d'estimation de la consommation de proies ne change pas, il peut y avoir des variations dans l'algorithme en raison de différences dans l'accessibilité des données ou dans la biologie des prédateurs. Nous présentons ici une approche par étapes visant la création d'un cadre générique et transparent pouvant être facilement appliqué à un ensemble de prédateurs.

La consommation annuelle totale (C_y , en tonnes) de maquereaux par un prédateur donné (population, stock ou unité) est calculée à partir du principe général suivant :

$$C_{yi} = \sum_{l=1}^L N_{y li} * \%W_{y li} * TI_{y li},$$

où $N_{y li}$ est l'abondance totale (chiffres) du prédateur par année y , niveau l et itération i , $\%W_{y li}$ est la proportion moyenne de maquereau dans le régime alimentaire exprimée en poids sur une

période donnée ($DAY_{y li}$, voir plus loin) et la région dans laquelle il existe un chevauchement entre le prédateur et la proie (%g), et $TI_{y li}$ est le taux d'ingestion total moyen (t/an) du prédateur au cours de cette période. Le niveau l dépend du prédateur et peut être une combinaison de différentes étapes de la vie (p. ex. l'âge pour le thon et les phoques ou les oisillons, les nicheurs et les non-nicheurs pour les oiseaux de mer), du sexe (p. ex. les phoques) et des sous-unités (p. ex. les troupes pour les phoques ou les colonies pour les oiseaux de mer). Pour certains prédateurs, le manque de données à petite échelle nous oblige à nous limiter à un seul niveau (p. ex. les cétacés). Il convient de noter que dans les études sur la consommation, la proportion de la proie dans le régime alimentaire du prédateur (deuxième composante de l'équation) et ses besoins énergétiques (troisième composante) sont souvent exprimés en unités d'énergie (% kJ et kJ/an, respectivement) plutôt qu'en poids, car différentes espèces de proies peuvent présenter une densité énergétique différente (kJ par unité de masse corporelle) et un changement de régime alimentaire pourrait avoir une incidence sur la masse totale de proies consommées. Puisque les données sur la composition du régime alimentaire sont rares et souvent exprimées en poids, nous avons utilisé une approche basée sur le poids, qui nécessite moins de temps et de données.

Pour la grande majorité des prédateurs, les valeurs $TI_{y li}$ ne sont pas facilement accessibles et sont obtenues par le calcul du produit du taux d'ingestion quotidien ($DI_{y li}$, g/jour) et du nombre de jours ($DAY_{y li}$, jours) pendant lesquels le prédateur consomme la proie d'intérêt :

$$TI_{y li} = DI_{y li} * DAY_{y li} * 10^{-6}$$

Les estimations de $DI_{y li}$ peuvent être obtenues de différentes façons. Si l'on n'a pas accès aux renseignements tirés d'études expérimentales (option 1), on peut estimer $DI_{y li}$ en multipliant la masse corporelle moyenne de la population de prédateurs ($M_{y li}$, g) par une ration quotidienne, exprimée en fraction de la masse corporelle (% $BM_{y li}$, % par jour) :

$$DI_{y li} = M_{y li} * \%BM_{y li} \quad (\text{option 2})$$

Une autre approche est basée sur le taux d'évacuation gastrique du prédateur (Eggers 1977; Elliott et Persson 1978), habituellement utilisé par la NOAA pour l'estimation de la pression exercée par la prédation des poissons sur le plateau continental du Nord-Est des États-Unis (p. ex. Smith *et al.* 2016; Smith et Smith 2020). On estime le taux d'évacuation gastrique du prédateur $E_{y li}$ (%/jour) en fonction de la température de l'habitat ($E_{y li} = a * e^{b*T}$, où a et b correspondent à des paramètres du taux d'évacuation). On le multiplie ensuite par le poids moyen des contenus stomacaux recueillis ($SW_{y li}$) et par période de 24 heures :

$$DI_{y li} = 24 * SW_{y li} * E_{y li} \quad (\text{option 3})$$

De plus, on peut calculer $DI_{y li}$ en divisant la dépense énergétique quotidienne ($DEE_{y li}$, kJ/jour) par la densité énergétique moyenne du régime alimentaire ($ED_{y li}$, kJ/g) et l'efficacité d'assimilation ($AE_{y li}$, définie ici comme la proportion de l'énergie de la proie qui n'est pas entièrement absorbée en raison de la régurgitation ou de la consommation partielle de la proie) :

$$DI_{y li} = \frac{DEE_{y li}}{ED_{y li} * AE_{y li}} \quad (\text{option 4})$$

Pour certains prédateurs, les estimations de $DEE_{y li}$ peuvent être extraites directement des modèles bioénergétiques. En l'absence d'un tel modèle, l'équation de Kleiber (modifiée) (Kleiber 1975) peut être utilisée :

$$DEE_{y l i} = \frac{\alpha * M_{y l}^{\beta} * AF_i * GP_{l i}}{ME_{l i}},$$

où α correspond au point d'interception et β , à l'exposant de mise à l'échelle de l'équation de Kleiber $\alpha * M_{y l}^{\beta}$, qui détermine la relation allométrique entre la masse corporelle d'un prédateur ($M_{y l i}$) et son métabolisme. Une modification peut être apportée pour les espèces qui ont besoin d'énergie supplémentaire durant la croissance en début de vie (en l'occurrence, les phoques; voir Benoît *et al.* 2011). Si l'on n'a pas accès à ces renseignements, un facteur de croissance (GP) est ajouté. On peut inclure un facteur d'activité (AF) pour corriger l'augmentation du métabolisme due aux changements dans l'activité. Une proportion d'énergie métabolisée (ME) peut également être fournie pour qu'elle représente la proportion d'énergie consacrée au maintien et à la croissance. En général, les valeurs GP et AF ne sont pas prises en compte (ou sont considérées comme étant égale à un).

Les poissons de fond des États-Unis se nourrissent de maquereaux provenant des contingents nord et sud pendant l'hiver. Des estimations de la consommation de maquereau par saison sont déjà [en ligne](#). Nous présumons qu'entre 15 % et 85 % des retraits totaux en hiver (périodes de six mois) sont constitués de maquereaux provenant du contingent nord ($C_{y i} * \%NC$ avec $\%NC \sim unif(0,15, 0,85)$), compte tenu de la grande incertitude quant à l'intensité avec laquelle les contingents se mélangent et des indications d'une grande variabilité interannuelle à cet égard (Arai *et al.* 2021).

Un degré d'incertitude est associé à chaque paramètre. Par conséquent, on a utilisé la méthode de bootstrap pour effectuer les calculs (avec n échantillons indiqués par la valeur i , par niveau l de chaque paramètre). Les valeurs médianes avec leur IC à 95 % sont quant à elles présentées ($n = 300$ pour les phoques gris ayant de nombreux niveaux, $n = 1\ 000$ pour tous les autres prédateurs). Diverses distributions d'incertitude ont été utilisées (normale, uniforme, normale à plusieurs variables, bêta PERT et gamma) ainsi que des valeurs prééchantillonnées à partir d'une combinaison de distributions a posteriori de modèles (p. ex. une estimation de l'évaluation multimodèle de $N_{y l}$).

Le nombre total de simulations utilisées pour chaque prédateur peut être différent en raison des variations des coûts calculatoires. Pour additionner les estimations de consommation de tous les prédateurs, chacune caractérisée par sa propre distribution d'incertitude, on a d'abord additionné les estimations pour tous les niveaux l afin d'obtenir les valeurs annuelles de chaque prédateur. Au besoin, on a rééchantillonné ces valeurs afin d'obtenir 1 000 simulations pour chaque prédateur (p. ex. les phoques) avant que la consommation totale ne soit calculée pour chaque simulation et que la médiane et l'IC à 95 % ne soient déterminés.

2.3. PARAMÈTRES

Les hypothèses et les paramètres utilisés pour chaque prédateur sont résumés dans les tableaux S1 à S4 et détaillés ci-dessous. Toutes les valeurs d'entrée, le code et les résultats sont accessibles sur GitHub ([dépôt d'archives sur la consommation](#)).

2.3.1. Oiseaux de mer

Tous les paramètres utilisés pour l'estimation de la prédation par les fous de Bassan sont présentés dans le tableau S1. La consommation est estimée selon les étapes du cycle de vie : nicheurs, non-nicheurs et oisillons (p. ex. Guillemette *et al.* 2018, Saraux *et al.* 2021). Les fous de Bassan consomment le maquereau à chaque étape de leur cycle de vie.

2.3.1.1. Abondance des niches

Le nombre d'oiseaux nicheurs ($N_{y,c}$) a été fourni par Jean-François Rail (communication personnelle, Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune) pour les six colonies canadiennes (c ; pour en savoir plus sur la méthodologie, voir Chardine *et al.* 2013; Rail *et al.* 2013). Les séries chronologiques ne sont pas continues et les années ($y = \{1968 \dots 2021\}$) sans estimations ont été extrapolées à l'aide d'un modèle additif généralisé propre à la colonie (GAM; $N_{y,c} \sim s(y)$, modèle gaussien), avec la valeur k définie à 3 pour l'île d'Anticosti, mais maintenue à la valeur par défaut pour toutes les autres populations (figure 1). Afin d'éviter les valeurs négatives, on a maintenu constantes les estimations de l'abondance à Rochers-aux-Oiseaux pendant les six premières années extrapolées. Aucune incertitude n'est associée aux estimations de l'abondance des fous de Bassan, et aucune n'a été ajoutée, car l'erreur d'observation associée à ces relevés aériens est considérée comme faible (J.-F. Rail, ECCC, communication personnelle).

2.3.1.2. Abondance des non-niches

L'abondance des non-niches est calculée comme le produit du nombre d'adultes ($N_{y,c}$) et de la fraction d'oiseaux non nicheurs ($\%NB_{y,c}$). Guillemette *et al.* (2018) ont estimé à 0,11 la valeur de $\%NB_{y,c}$ pour les colonies du golfe (île d'Anticosti, île de Bonaventure et Rochers-aux-Oiseaux). Cependant, Montevecchi *et al.* (1988) ont utilisé une valeur de 0,25. Dans nos analyses, nous avons échantillonné les valeurs de sorte que $\%NB_{y,c} \sim \text{unif}(0,11, 0,25)$.

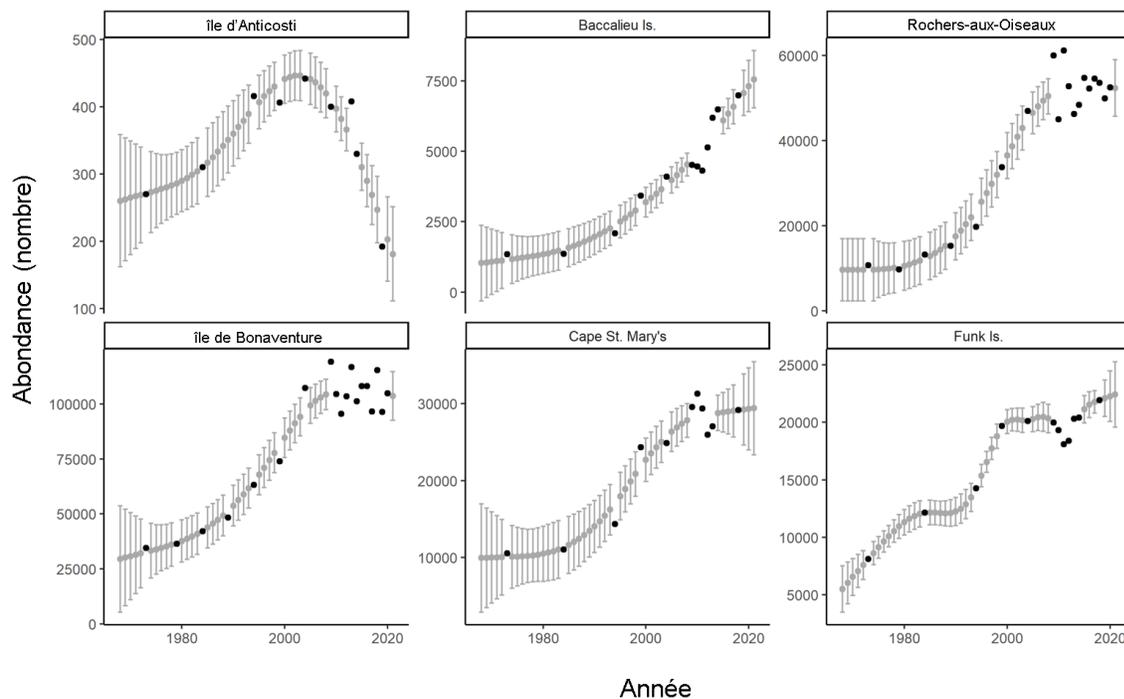


Figure 1. Abondance annuelle des fous de Bassan nicheurs dans les colonies du Canada atlantique (moyenne + IC à 95 %). Les valeurs en noir indiquent les observations, tandis que les points et les barres en gris sont des interpolations.

2.3.1.3. Abondance des oisillons

L'abondance des oisillons est calculée comme le produit du nombre de paires de niches ($N_{y,c}/2$) et du succès de la reproduction ($B_{y,c}$, nombre d'oisillons ayant pris leur envol par nid

actif). Les séries chronologiques du succès de la reproduction (figure 2) sont recueillies par le Service canadien de la faune, ont été fournies par Jean-François-Rail (communication personnelle, voir Rail *et al.* 2013) et ont été complétées par les données de d'Entremont *et al.* (2022b) et de Pelletier and Guillemette (2022). Pour l'île Bonaventure, nous avons utilisé un GAM afin de prédire le succès de la reproduction pour les années manquantes ($B_y \sim s(y)$, répartition gaussienne). Il a été estimé que le succès moyen de la reproduction au cours de la période initiale (1968-1974) était constant et identique à la prédiction pour l'année initiale (1976). Aucune incertitude n'est associée aux observations de l'île Bonaventure. Nous avons appliqué le coefficient de variation moyen des observations de la colonie de St. Mary's. Pour St. Mary's, les valeurs manquantes avant 2009 ont été remplacées par la moyenne (avec un IC à 95 %) de la série chronologique allant jusqu'à 2010 inclusivement. À moins que nous disposions d'estimations, nous avons présumé que le succès de la reproduction pour toutes les autres colonies (île Funk, île d'Anticosti, île Baccalieu et Rocher-aux-Oiseaux) se situait dans la moyenne (IC de 95 %) observée pour l'ensemble des colonies et des années. On juge que les deux estimations dont on dispose pour Rocher-aux-Oiseaux ont le même coefficient de variation que celui qui a été calculé en moyenne pour St. Mary's.

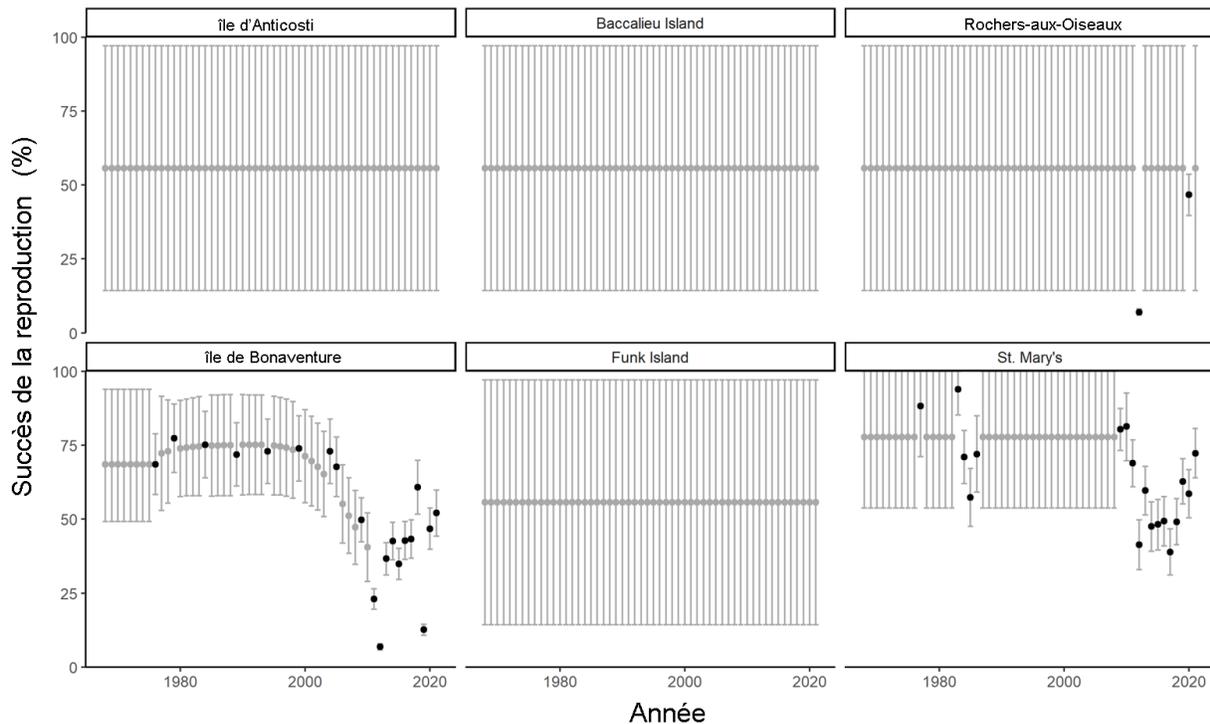


Figure 2. Succès de la reproduction annuelle des colonies de fous de Bassan dans le Canada atlantique (moyenne + IC à 95 %). Les valeurs en noir indiquent les observations, tandis que les points et les barres en gris sont des interpolations.

2.3.2. Pinnipèdes

Tous les paramètres utilisés pour l'estimation de la prédation par les phoques gris sont présentés dans le tableau S2.

2.3.2.1. Abondance (N)

Les estimations de l'abondance des phoques au début de l'année par année ($y = \{1960 \dots 2022\}$), sexe ($s = \{female\ male\}$), troupeau ($h = \{Scotian\ Shelf\ Gulf\}$) et âge ($a =$

{0 ... 30 +}) ont été obtenues à partir d'un nouveau modèle de population bayésien intégré (Rossi *et al.* 2021) qui a été utilisé au cours de l'évaluation du stock de phoques de l'automne 2021 (Hammill *et al.* 2023). Quatre configurations de modèle ont été retenues au cours de ce processus. Nous travaillons de ce fait avec des échantillons a posteriori pondérés de façon égale (N_{ysha}) à partir de ces quatre modèles (voir la figure 10 dans Hammill *et al.* 2023). Comme nous travaillons directement avec des échantillons a posteriori, la covariance entre les différents niveaux (année, sexe, troupeau et âge) est incluse.

La majeure partie de la consommation de maquereau par les phoques a probablement lieu en été. Par conséquent, les échantillons a posteriori propres au modèle M_{sa} ont été utilisés pour l'estimation de N_{ysha} en juin ($N_{ysha}e^{-M*5/12}$) (figure 3).

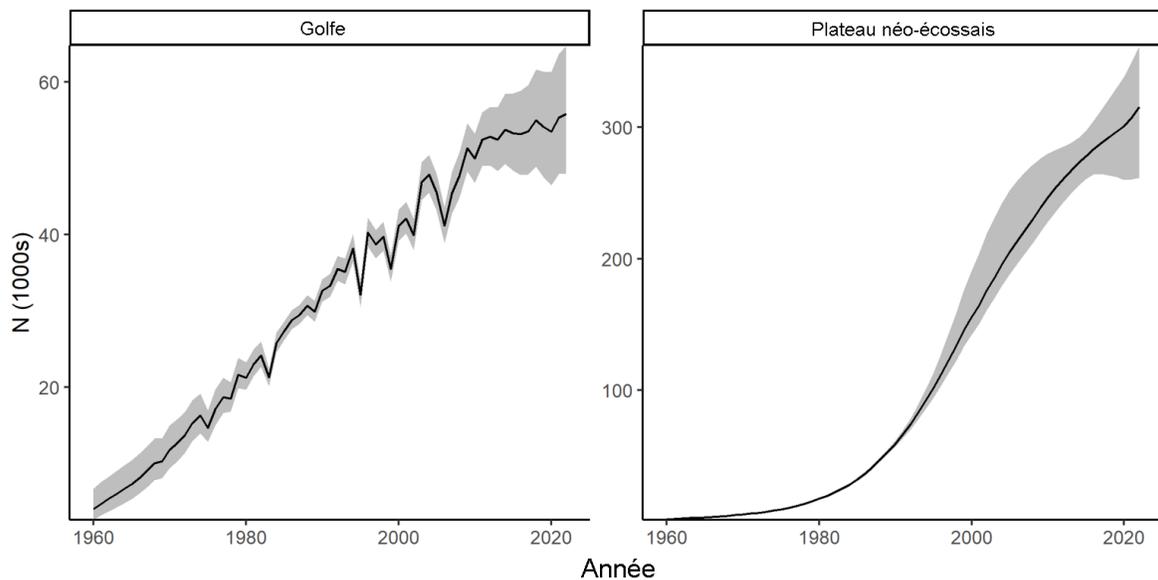


Figure 3. Estimation de l'abondance (en milliers) des phoques gris (médiane et IC à 95 %) pour le Sud du golfe et le plateau néo-écossais en juin, d'après 2 000 simulations par niveau.

2.3.2.2. Proportion moyenne de maquereau dans le régime alimentaire (%W)

Les renseignements accessibles sur le régime alimentaire des phoques gris de l'Atlantique Est sont résumés dans le tableau S5. Malgré le fait que, au cours des dernières décennies, le régime alimentaire d'au moins 3 000 phoques provenant des eaux canadiennes a été étudié à l'aide d'analyses de leur estomac, de leurs intestins, de leurs excréments ou de leurs acides gras, la proportion de maquereau dans ce régime alimentaire demeure très incertaine. Toutes les études s'entendent sur le fait que le maquereau représente une source de proies mineure dont l'importance relative varie au cours des années et d'une année à l'autre (Benoit et Bowen 1990a; Hammill *et al.* 2007) ainsi que d'une région à l'autre (mais pas nécessairement entre les sexes; p. ex. Hammill 2011; Hammill *et al.* 2014a). Pour que la proportion de maquereau dans le régime alimentaire et la consommation totale de maquereau soit représentée avec précision, des échantillons couvrant ces différents niveaux seraient nécessaires et les inconvénients de chaque méthode d'échantillonnage devraient être bien compris. Un tel effort est irréaliste. Dans les faits, les données sont fragmentées et sujettes à plusieurs sources de biais. Par exemple, on sait que les données sur le contenu de l'estomac et les excréments présentent des problèmes en ce qui concerne la digestibilité des proies en fonction de l'espèce. De plus, les échantillons sont recueillis sur des phoques chassés sur un nombre limité de plages et sont

donc souvent représentatifs des régimes alimentaires côtiers avec un certain degré de pseudo-réplication.

D'après les renseignements dont on dispose, il a été estimé que le maquereau représentait jusqu'à 4 % du régime alimentaire moyen des phoques gris ($\%W_{y_c} \sim \text{unif}(0,1\% \text{ } 4\%)$). Bien que certaines études fournissent des estimations plus élevées, il est peu probable qu'elles soient applicables à l'ensemble de la population, car ces valeurs sont tirées de périodes ou de régions en particulier, ou d'échantillons de petite taille. Il convient de noter qu'il existe des données non publiées plus récentes qui permettraient, après validation, une réduction de cette fourchette de valeurs.

2.3.2.3. Masse (M)

La masse des phoques par sexe selon l'âge $M_{s a}$ a été estimée à l'aide de l'approche présentée par Benoît *et al.* 2011. Les valeurs moyennes ont d'abord été prédites à partir du modèle de croissance de Gompertz (Mohn et Bowen 1996) :

$$M_{s a} = \gamma_{1s} * \exp(-\gamma_{2s} * \exp(-\gamma_{3s} * a)),$$

où γ_{1s} , γ_{2s} et γ_{3s} sont des paramètres stochastiques propres au sexe qui suivent une répartition normale (voir le tableau S6). Cependant, la masse des phoques peut changer considérablement au cours de l'année en raison de la reproduction, de la lactation et de la mue (voir Beck *et al.* 2003). Benoît *et al.* 2011 ont donc appliqué une correction saisonnière pour produire des estimations mensuelles ($M_{s a m}$, voir la figure 4). La même correction a été appliquée ici et une valeur mensuelle de la masse des phoques selon l'âge a été échantillonnée au hasard à partir des valeurs de juin à octobre ($M_{s a} = \{M_{s a m=6} \dots M_{s a m=10}\}$) pour l'estimation des besoins énergétiques des phoques, car c'est probablement à ce moment-là que l'interaction entre le phoque et le maquereau est la plus forte. Plus précisément, les phoques gris habitent et se nourrissent principalement dans le Sud du golfe et sur le plateau néo-écossais (Hammill et Stenson 2000), où la pêche au maquereau est la plus intense au printemps (de la mi-mai à juin sur le plateau néo-écossais et en juin dans le Sud du golfe; Van Beveren *et al.* 2023b) et lorsque les phoques recherchent de la nourriture de façon intensive (d'avril à juin : Beck *et al.* 2003).

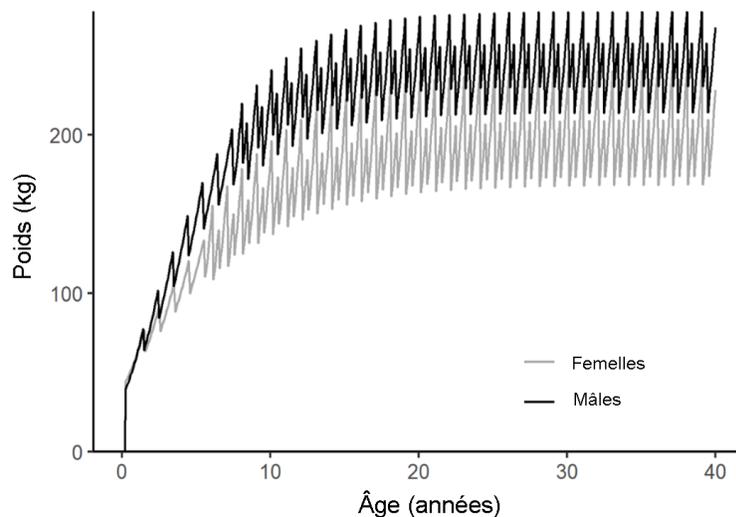


Figure 4. Courbe de croissance interannuelle des phoques gris femelles et mâles (redessinée d'après Benoît *et al.*, 2011; Benoît et Rail, 2016).

2.3.2.4. Densité énergétique des proies (ED)

La densité énergétique moyenne (kJ/g) des proies a été estimée comme étant la moyenne non pondérée de la densité énergétique estivale de diverses espèces de proies (voir Beck *et al.* 2007; tableau S7). Les densités énergétiques par espèce proie n'ont pas été pondérées en fonction de leur contribution relative au régime alimentaire, car celle-ci est très variable dans le temps (annuelle et saisonnière) et dans l'espace (golfe du Saint-Laurent et plateau néo-écossais). Il ne devrait donc y avoir aucun biais important, car les espèces proies clés (p. ex. le lançon : ~ 5,5 kJ/g, Bowen *et al.* 1993; Hammill and Stenson 2000) ont une densité énergétique proche de la moyenne globale (5,6 kJ/g). Nous avons également comparé l'ensemble de données sur la densité énergétique des proies compilées par Beck *et al.* (2007; axé sur le plateau néo-écossais, valeurs estivales) avec celui de Hammill *et al.* (2007; axé sur le golfe du Saint-Laurent, aucune saison en particulier) pour confirmer le fait que la sélection des espèces proies et leurs valeurs caloriques n'ont pas d'incidence considérable sur les résultats (figure S1).

2.3.3. Cétacés

Tous les paramètres utilisés pour l'estimation de la prédation par les baleines et les dauphins sont présentés dans le tableau S3.

2.3.3.1. Abondance (N)

Seuls deux relevés aériens ont été effectués pour la quantification des cétacés dans la majeure partie du golfe du Saint-Laurent et du plateau du Canada atlantique : le Trans North Atlantic Sightings Survey (TNASS) en 2007 et le Relevé aérien international dans l'Atlantique Nord (NAISS) en 2016. La couverture spatiale des relevés précédents était trop étroite pour être utile à l'estimation de la consommation totale de maquereau. Jean-François Gosselin a fourni une estimation de l'abondance des quatre cétacés d'intérêt dans l'Atlantique Nord-Ouest canadien (Pêches et Océans Canada, Institut Maurice-Lamontagne, Lawson *et al.*, en prép.¹). L'estimation de l'abondance des cétacés est associée à plusieurs incertitudes importantes dont nous ne pouvons pas tenir compte. Par exemple, les relevés sur les mammifères marins offrent un aperçu de la période estivale (d'août à septembre), alors qu'il s'agit d'espèces hautement migratoires qui habitent de vastes zones. Il faut donc s'attendre à des migrations vers la zone de relevé, au sein de cette zone et en provenance de celle-ci. De plus, une partie de la zone de relevé ne fait généralement pas partie de la répartition spatiale du maquereau (c.-à-d. le plateau du Labrador). Nous ne nous sommes pas donné la peine d'estimer l'abondance des cétacés en excluant cette zone, car ces individus auraient tout de même pu être présents plus au sud plus tôt dans l'année. Le chevauchement spatiotemporel des quatre cétacés avec l'abondance du maquereau varie probablement de façon considérable dans le temps, mais on dispose de connaissances insuffisantes sur la migration des mammifères marins pour tenter une correction ou une analyse à plus petite échelle. De plus, l'estimation de l'abondance s'avère très imprécise, en partie à cause des corrections apportées aux biais de perception et d'accessibilité. Les facteurs de correction des biais, ici jugés comme prudents, peuvent effectivement avoir une incidence importante sur l'estimation (voir Lawson *et al.*, en préparation ¹, pour en savoir plus). Il existe également un nombre relativement élevé de dauphins non identifiés dont nous n'avons pas tenu compte. Malgré les inconvénients soulignés, les chiffres fournis (figure 5) donnent tout de même une idée de l'ordre de grandeur du nombre de maquereaux consommés par ces prédateurs.

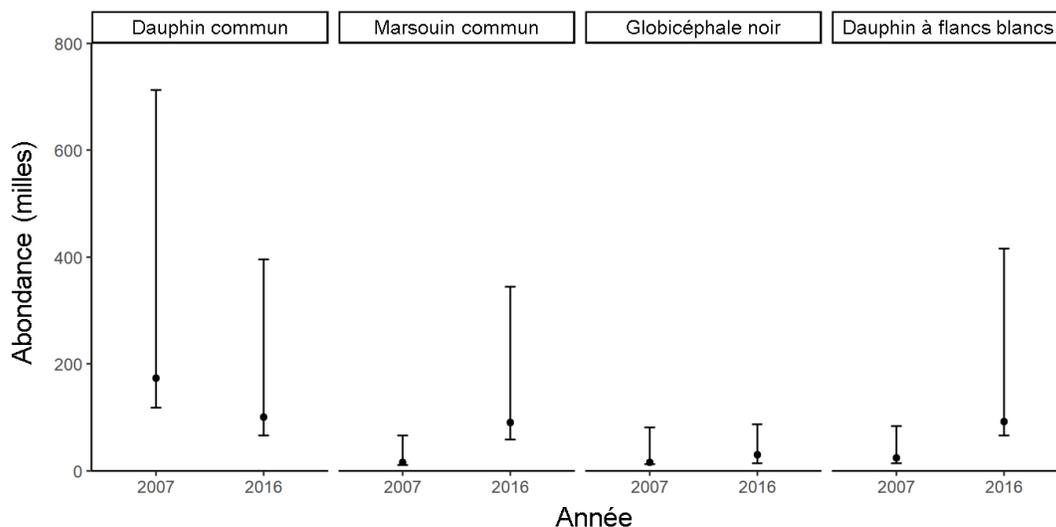


Figure 5. Estimation de l'abondance (d'août à septembre) du marsouin commun, du dauphin commun, du dauphin à flancs blancs et du globicéphale noir dans les eaux de l'Est du Canada (golfe du Saint-Laurent, plateau néo-écossais, Terre-Neuve-et-Labrador) en 2007 et 2016.

2.3.3.2. Proportion moyenne de maquereau dans le régime alimentaire (%W)

Les données sur le régime alimentaire de la plupart des cétacés sont extrêmement limitées dans l'espace (généralement axées sur les eaux américaines) et le temps (seulement des mois ou des années donnés), et présentent souvent des incertitudes ou des biais importants (tableau S8). Le nombre d'estomacs qu'on a analysés pour déterminer la composition du régime alimentaire est souvent faible et provient de prises accidentelles de la pêche commerciale, ce qui indique probablement un biais en faveur des espèces de poissons exploitées commercialement (p. ex. Overholtz et Waring 1991). De plus, les analyses sont parfois limitées aux proies intactes (voir Gannon *et al.* 1997a).

On a donc utilisé une répartition uniforme arbitraire de la valeur de %W pour les quatre espèces de cétacés incluses dans cette étude. Pour les marsouins communs, nous avons estimé que la valeur de %W variait de 0,1 % à 7 % conformément à la fourchette des valeurs observées (voir le tableau S8).

Le régime alimentaire du dauphin à flancs blancs et du dauphin commun n'a été étudié que rarement dans les eaux de l'Atlantique Nord-Ouest (tableau S8). Lorsque les études présentant un biais positif très important ont été exclues (Waring *et al.* 1990; Overholtz et Waring 1991), les données probantes indiquaient que le régime alimentaire était dominé par les calmars ou qu'il comprenait d'autres bancs de poissons. Par conséquent, l'importance du maquereau pour les deux espèces de dauphins pourrait être relativement faible (entre 0,1 % et 5 %, tableau S8). Des proportions plus élevées de maquereau ont été observées dans le régime alimentaire des dauphins communs (p. ex. Wenzel et Reulbach, non publié), mais nous avons jugé qu'il était peu probable que ces proportions soient représentatives du régime alimentaire moyen de l'abondance des dauphins étudiés, étant donné que leur répartition ne chevauche que partiellement celle du maquereau.

De même, les globicéphales préfèrent les calmars combinés à d'autres bancs de poissons, puisque la présence prépondérante du maquereau dans les estomacs n'a été observée que chez les baleines en concurrence directe avec la flotte de pêche au maquereau des États-Unis (%W estimé entre 1 % et 10 %).

Les fourchettes sélectionnées pour les quatre cétacés sont inférieures à celles estimées par Smith et al. (2015), qui ont analysé la prédation des cétacés américains sur une plus grande variété de proies, y compris le maquereau, et qui ont travaillé avec une large fourchette non sélective de valeurs de %W tirées de la documentation. Néanmoins, on a considéré les fourchettes présentées comme prudentes, car la correspondance spatiale entre le maquereau et les cétacés au Canada n'est que partielle (p. ex. les cétacés sont présents autour de Terre-Neuve-et-Labrador et à des latitudes plus élevées plus tôt en été, alors que le maquereau ne l'est généralement pas), ce qui ne se reflète pas dans la plupart des valeurs de %W tirées de la documentation.

2.3.4. Poissons pélagiques

Tous les paramètres utilisés pour l'estimation de la prédation par le thon rouge de l'Atlantique sont présentés dans le tableau S4.

2.3.4.1. Abondance (N)

Il est difficile d'estimer l'abondance du thon au Canada, car des individus des stocks de thon de l'Atlantique Est et de l'Atlantique Ouest sont présents dans le GSL, sans compter que les deux stocks sont transfrontaliers et hautement migratoires. De plus, on ne dispose que d'un indice relatif de capture par unité d'effort. Les efforts qu'on a déployés par le passé pour estimer les tailles des populations régionales de thon, efforts qui visaient l'évaluation de la consommation de hareng, étaient fondés sur une combinaison d'estimations de l'abondance de la population globale (analyse de population virtuelle) et d'hypothèses concernant la disponibilité proportionnelle régionale (Overholtz 2006; Turcotte *et al.* 2021), ou sur une combinaison de données relatives aux débarquements et d'hypothèses concernant la mortalité naturelle et la mortalité par pêche (Benoît et Rail 2016). Ici, nous avons directement extrait l'estimation de l'abondance du GSL de l'[évaluation des stratégies de gestion](#) (ESG) récemment mise au point, qui comporte un cadre composé de 33 modèles opérationnels décrivant la dynamique du stock de l'Atlantique Est et de l'Atlantique Ouest dans sept zones distinctes et à des intervalles trimestriels. Pour chaque modèle opérationnel, nous avons sélectionné l'abondance du thon selon l'âge dans le GSL au cours du troisième trimestre, lorsque le thon est le plus abondant dans la région.

Un examen de ces estimations de l'abondance tirées des modèles opérationnels a montré que bon nombre d'entre eux reflètent la prédominance des thons de petite taille (âgés de moins de sept ans). Nous considérons qu'il s'agit d'un signal d'alarme, car le GSL est une aire d'alimentation pour les thons de grande taille (âgés de plus de 7 ans) plutôt qu'une aire de fraie ou d'alevinage. En effet, la température du GSL ne convient aux thons de petite taille que pendant une période limitée (Druon *et al.* 2016). Le marquage a confirmé que les petits poissons préfèrent les eaux chaudes (Marcek *et al.* 2016) et qu'ils sont rarement capturés ou observés par les pêcheurs (Hanke 2021). Nous n'avons donc retenu que les estimations des huit modèles opérationnels en supposant que le nombre de jeunes thons (âgés de 1 à 6 ans) était en moyenne inférieur au tiers de l'abondance régionale totale, toutes années confondues. On a effectué la moyenne des données logarithmiques transformées annuelles de l'abondance dans les modèles opérationnels (avec l'écart-type) pour estimer la consommation de maquereau par les thons (figure 6). On a obtenu des résultats similaires en utilisant les données sur l'abondance totale des thons âgés de plus de 6 ans dans tous les modèles opérationnels.

Il convient de noter que les données sur l'abondance sont propres au GSL et n'incluent pas la côte Est de Terre-Neuve-et-Labrador ou le plateau néo-écossais, où les thons peuvent également être présents. Bien que cela puisse entraîner une sous-estimation de la consommation de maquereau, l'incidence devrait être faible. Le thon n'est présent en plus

grand nombre sur le plateau néo-écossais qu'après la migration de la majeure partie du maquereau vers le GSL. La présence du thon n'est devenue plus importante dans les eaux de l'Est de Terre-Neuve-et-Labrador que depuis 2012 environ. La pression de prédation du thon sur le maquereau dans l'Est de Terre-Neuve-et-Labrador devrait également être plus faible, car le chevauchement temporel entre les deux espèces est plus court.

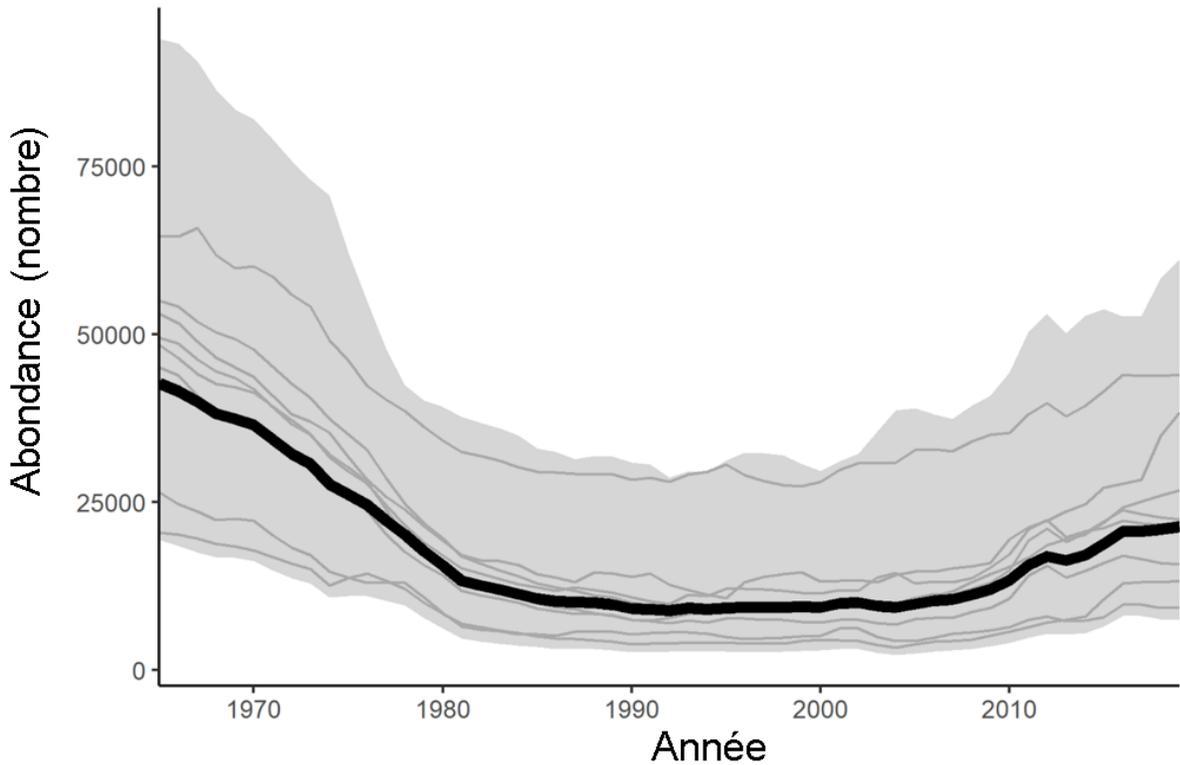


Figure 6. Estimation de l'abondance du thon rouge de l'Atlantique dans le golfe du Saint-Laurent. Le ruban représente l'IC à 95 % et les lignes individuelles montrent les estimations des différents modèles opérationnels.

2.3.4.2. Proportion moyenne de maquereau dans le régime alimentaire (%W)

Plusieurs études ont été menées sur le régime alimentaire du thon rouge dans l'Atlantique Ouest (p. ex. Eggleston et Bochenek 1990; Butler *et al.* 2010; Logan *et al.* 2011) et en particulier dans l'Atlantique Est (p. ex. Sorell *et al.* 2017; van Beveren *et al.* 2017; Jansen *et al.* 2021). Il existe donc de nombreuses données probantes indiquant que le thon rouge de l'Atlantique est un prédateur opportuniste qui peut se nourrir principalement de bancs de poissons pélagiques, comme le hareng, le maquereau et le lançon. Dans les eaux canadiennes, l'importance relative du maquereau dans le régime alimentaire du thon (%W) peut varier considérablement d'une année à l'autre (p. ex. Varela *et al.* 2020a) et demeure très incertaine. Seules trois études ont été publiées sur le régime alimentaire du thon dans les eaux canadiennes ou de l'Atlantique Nord des États-Unis (tableau S9, à l'exclusion de la documentation initiale ayant une faible valeur informative). À la lumière de ces connaissances, nous avons estimé que la valeur de %W pour chaque année se situe entre 10 % et 75 % (répartition uniforme).

2.3.4.3. Masse (M)

Les huit modèles opérationnels qu'on a utilisés pour déterminer l'abondance du thon nous ont également permis d'estimer le poids moyen du thon dans le GSL. On a utilisé les chiffres et les valeurs de poids selon l'âge de chaque modèle opérationnel pour déterminer le poids annuel ($W_y = \sum_{a=1}^A (W_{y a} / N_{y a}) / \sum_{a=1}^A N_{y a}$). On a ensuite effectué la moyenne des valeurs de chaque modèle opérationnel pour que le poids des thons puisse être échantillonné selon une répartition normale. Il convient de noter que le poids moyen utilisé ici est, pour la plupart des années, considérablement inférieur au poids médian des thons dans les débarquements du GSL (entre 200 et 300 kg environ pour la période allant de 2003 à 2021) en raison de la sélectivité estimée de la pêche et de la composition locale selon l'âge (figure 7).

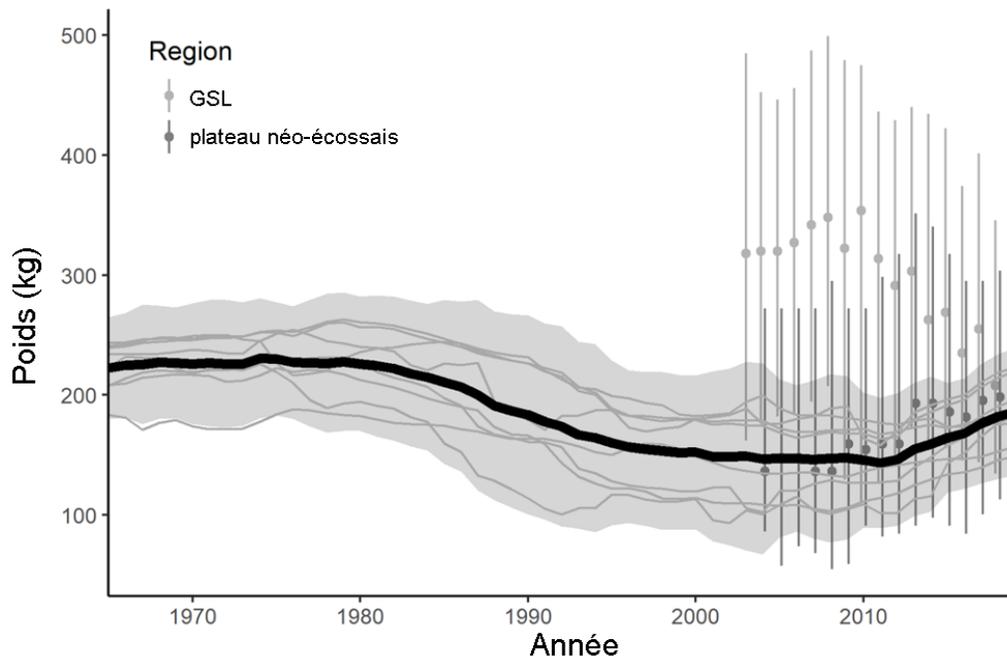


Figure 7. Poids moyen du thon rouge de l'Atlantique dans le golfe du Saint-Laurent (GSL). La ligne noire et le ruban représentent le poids moyen du thon avec un IC à 95 % tiré de l'ESG. Les lignes individuelles indiquent les valeurs propres au modèle opérationnel. Les points et les barres (médiane et 95 %) montrent la répartition du poids des thons débarqués dans le GSL et sur le plateau néo-écossais.

2.3.4.4. Ration quotidienne (%BM)

La consommation quotidienne de thon est généralement déterminée en pourcentage de sa biomasse (tableau S10) (Overholtz 2006; Benoît et Rail 2016; Turcotte *et al.* 2021). Les études précédentes sur la consommation appliquaient l'équation de Kleiber (reliant la masse aux besoins énergétiques, voir la section 2.2) pour estimer la valeur de %BM à l'aide des paramètres attribués aux mammifères marins homéothermes (p. ex. Overholtz 2006). Étant donné que ces paramètres et les résultats qui en découlent dépendent en grande partie des mammifères marins considérés (p. ex. les phoques par rapport aux baleines), nous n'avons travaillé qu'avec les statistiques sur le thon qui étaient à notre disposition. Nous avons estimé que la valeur de %BM suit une répartition bêta PERT ($\sim pert(0,5 \ 1,5 \ 4)$), la valeur la plus probable (1,5 %) correspondant aux résultats de l'étude la plus pertinente (Varela *et al.* 2020b). On a établi des limites pour refléter d'autres valeurs plausibles, estimées par d'autres auteurs. Certaines études incluaient des thons plus jeunes et estimaient que la valeur de %BM pouvait être supérieure à 4 %, mais comme les thons du GSL sont pour la plupart de grands individus

adultes, leurs besoins énergétiques sont probablement moins importants, compte tenu de leur masse corporelle.

2.3.5. Poissons de fond

Le Northeast Fisheries Science Center (NEFSC) des États-Unis réalise chaque année deux relevés au chalut de fond de longue date sur l'ensemble du plateau (au printemps et à l'automne), qui comprennent tous deux un programme intensif d'échantillonnage du régime alimentaire des poissons. Seules les données sur les prédateurs du printemps ont été utilisées pour l'estimation de la consommation de maquereau du contingent nord, car le relevé est effectué lorsque le maquereau se trouve encore dans des eaux profondes et que le contingent nord n'a vraisemblablement pas encore quitté le plateau américain. Les estimations de la consommation des neuf principaux prédateurs américains de poissons de fond (couvrant 95 % de toutes les occurrences de maquereau en tant que proie) ont été basées sur les estimations printanières 1) de l'abondance de la population de la zone examinée au chalut de fond (figure 8), 2) des proportions annuelles de maquereau consommé (figure S2) et 3) des taux d'ingestion quotidiens basés sur la méthode du taux d'évacuation. Le nombre de jours de consommation de maquereau est défini comme étant égal à 182,5 (une demi-année). En l'absence d'estimation de la consommation pour l'année 2020, nous avons procédé à une extrapolation simplifiée selon les années adjacentes. La NOAA travaille activement sur l'estimation de la consommation d'une variété de proies et nous a fourni les [résultats](#) sur le maquereau.

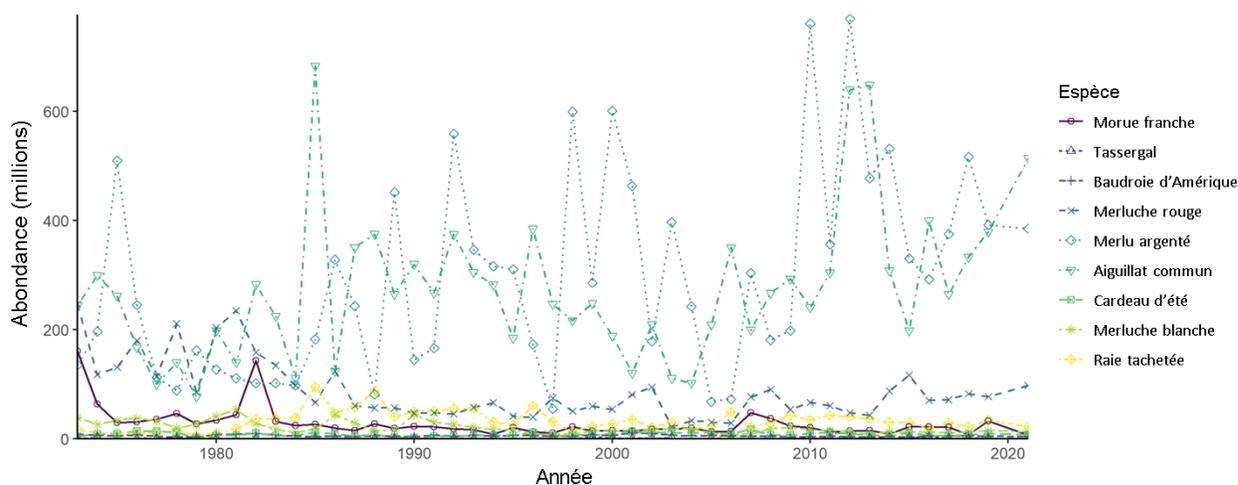


Figure 8. Estimation de l'abondance des poissons de fond des États-Unis dans la zone examinée au chalut (relevé au chalut de fond du printemps) de 1973 à 2021.

3. RÉSULTATS

3.1. OISEAUX DE MER

Au cours des cinq dernières décennies, l'abondance des fous de Bassan de toutes les colonies canadiennes a minimalement triplé, à l'exception d'une diminution observée dans la plus petite colonie de l'île d'Anticosti (figure 1). Dans les simulations, on a supposé que la proportion de maquereaux dans le régime des fous de Bassan (%W), le besoin énergétique du prédateur et la durée de la prédation étaient constants. Par conséquent, l'augmentation de l'abondance globale de la population de fous de Bassan a entraîné une croissance estimée de la consommation totale de maquereau par les fous de Bassan (figure 9). Il est probable que la pression de

prédation des fous de Bassan en ce qui concerne les maquereaux augmente de manière considérable avec le temps, puisque les limites supérieures des estimations de consommation de début de la série chronologique sont toujours en deçà de la limite inférieure des estimations de consommation de la période la plus récente. De plus, il n'existe aucune preuve d'un changement clair et constant de la proportion de maquereaux dans le régime des fous de Bassan au fil du temps (Guillemette *et al.* 2018). Par exemple, le %W en 2014 était légèrement plus grand qu'en 2004, alors que le stock de maquereaux se trouvait toujours à l'extérieur de la zone critique.

L'île Bonaventure abrite la plus grande colonie, qui, selon nos estimations, consommait environ entre 4 kt et 12 kt de maquereaux chaque année après 2010 (figure S3). Il est probable que la colonie de Rochers-aux-Oiseaux consomme environ la moitié des maquereaux (de 2 kt à 6 kt), et les autres colonies sont d'une importance relativement mineure. La biomasse de maquereaux éliminée par les fous de Bassan est plus incertaine pour les colonies de Terre-Neuve-et-Labrador, pour lesquelles le %W peut considérablement varier au fil du temps (voir Montevecchi *et al.* 1988) et pour lesquelles on disposait de moins de données. Dans toutes les colonies, au lieu des oisillons et des non-nicheurs, les fous de Bassan nicheurs étaient de loin les plus grands consommateurs de maquereau (figure S3). Au cours des 10 dernières années, les fous de Bassan dans les eaux canadiennes auraient consommé entre 11 kt et 23 kt de maquereau par année (IC à 95 %).

3.2. PINNIPÈDES

Les variations dans les estimations de consommation de maquereau des phoques gris (figure 9) ont été entraînées par l'augmentation exponentielle dans l'abondance des prédateurs (figure 3). Au début de la série temporelle (de 1968 à 1977), la consommation annuelle de maquereau des phoques gris était probablement inférieure à 1 000 t par année. À la fin de la série temporelle (de 2020 à 2021), les estimations de consommation variaient entre 7 kt et 13 kt (IC à 95 %), la majorité de l'incertitude étant associée au pourcentage de maquereaux dans le régime alimentaire (%W). Néanmoins, même si le maquereau pouvait représenter seulement 0,1 %W du régime alimentaire du phoque gris, l'augmentation de la population de phoques était si importante que l'augmentation de la consommation de maquereau qui en résulte serait probablement devenue une composante importante de la mortalité globale induite par les prédateurs du maquereau.

3.3. CÉTACÉS

La consommation annuelle de maquereau par des dauphins communs et à flancs blancs, des marsouins communs et des globicéphales au cours des deux dernières décennies se situait probablement entre 2 kt et 30 kt. Ces estimations de consommation sont très incertaines (figure 9, figure S4), puisque les estimations de l'abondance n'étaient disponibles uniquement pendant deux ans (2007 et 2016) et avaient une large plage d'incertitude. Tous les autres paramètres nécessaires à l'estimation de la consommation étaient également imprécis (p. ex. le poids moyen des prédateurs servant utilisé pour la détermination des besoins énergétiques, la proportion de maquereaux dans leur régime alimentaire). Comme il s'agit d'espèces longévives, l'abondance devrait toutefois varier lentement d'une année à l'autre. Les données des deux années constitueraient donc une approximation raisonnable de l'abondance au cours des deux dernières décennies.

3.4. POISSONS PÉLAGIQUES

Les estimations de la consommation de maquereau par le thon rouge de l'Atlantique dans les eaux canadiennes ont diminué entre 1968 et 1985 (la médiane a diminué de 8 kt à 2 kt). La

consommation est demeurée faible jusqu'en 2010 (médiane inférieure à 2 kt), après quoi elle a légèrement augmenté (médiane de 4 kt en 2020; figure 9). Une fois de plus, cette tendance a été stimulée par les variations dans l'abondance du thon, puisque l'on a supposé que le %W était constant en raison d'un manque de données. Les principales incertitudes dans l'estimation de la consommation de maquereau par le thon comprennent les abondances absolues des prédateurs (voir la figure 6), le poids moyen du thon et la proportion de maquereaux dans son régime alimentaire. Dans les limites de consommation estimées, les retraits de maquereau réels par le thon peuvent fluctuer considérablement d'une année à l'autre (figure 9) en raison de la forte variabilité interannuelle du maquereau dans son régime alimentaire (voir le tableau S9).

3.5. POISSONS DE FOND

Les retraits de maquereau du contingent nord par les poissons de fond des États-Unis étaient largement dominés par l'aiguillat commun. Les estimations de la consommation médiane de l'aiguillat commun étaient supérieures à 7 kt pendant la moitié des années pour lesquelles on dispose de suffisamment de données, contrairement à la consommation d'autres espèces de poissons de fond qui ne dépasse que rarement 1 t. L'abondance de ces autres espèces de poissons de fond était, à l'exception du merlu argenté, inférieure d'au moins un ordre de grandeur à celle de l'aiguillat commun (figure 8). Ces espèces sont souvent plus petites et le maquereau est généralement moins important dans leur régime alimentaire.

Les estimations de la consommation des poissons de fond variaient beaucoup plus que celles des autres prédateurs en raison de la disponibilité ponctuelle des données sur l'alimentation annuelle combinée à des estimations imprécises de l'abondance de la zone examinée au chalut de fond. Les fluctuations de fréquence élevée de la consommation estimée sont donc le produit de la disponibilité des données et de véritables changements écologiques. La consommation de maquereau par l'aiguillat commun était à son apogée entre 1980 et 2007, période durant laquelle le maquereau était plus important dans son régime alimentaire (figure S2). Il y avait toutefois une grande variabilité interannuelle, puisque selon des analyses effectuées sur plus de 100 estomacs par année, la proportion de maquereaux trouvés dans les estomacs d'aiguillats communs pouvait varier d'un ordre de grandeur (de 4 % à 49 %) d'une année à l'autre. La variabilité de la consommation de maquereau du contingent nord pourrait toutefois être surestimée, étant donné que les estimations de l'abondance de la zone examinée au chalut de fond n'ont pas été lissées. Il est également possible de sous-estimer la consommation totale, car une quantité raisonnable de poissons dans le régime alimentaire de l'aiguillat commun n'a pas été déterminée. Un modèle de taux d'évacuation intestinale comprenant des valeurs de paramètres conservateurs a aussi été utilisé.

Dans l'ensemble, on a estimé que l'aiguillat commun, plus particulièrement, contribue considérablement à la mortalité des maquereaux induite par les prédateurs au cours de nombreuses années.

3.6. CONSOMMATION TOTALE

On estime que la consommation totale de maquereau (à l'exclusion des cétacés) a augmenté au fil du temps. Entre 1968 et 1983, la consommation médiane se situait généralement entre 10 kt et 17 kt (quantile de 2,5 % ou minimum probable entre 6 kt et 8 kt). Le thon rouge de l'Atlantique et les fous de Bassan ont été identifiés comme prédateurs dominants pendant cette période. Vers 1984, un changement potentiel a été observé chez les consommateurs principaux, lorsque la prédation par l'aiguillat commun a potentiellement augmenté (causée par une augmentation du %W), que la pression des fous de Bassan a continué de croître (causée par une augmentation de l'abondance) et que l'importance du thon en tant que prédateur a décliné (causée par une diminution de l'abondance). À partir de 1984, les valeurs médianes ont

généralement fluctué entre 18 kt et 45 kt. Une partie de ce changement potentiel pourrait toutefois être le résultat de la disponibilité des données; les échantillonnages des contenus stomacaux d'aiguillats communs ont seulement commencé en 1977. Nous avons supposé que la période de 1968 à 1976 était, en termes de %W, semblable aux années suivantes (de 1977 à 1981), lorsque des quantités faibles ou nulles de maquereau ont été trouvées dans les estomacs.

L'intervalle de confiance moins élevé (quantile de 2,5 %) indique qu'au moins 12 kt de maquereau aurait pu être retiré chaque année depuis 1984. La pression de prédation aurait pu continuer à augmenter avec le temps; les abondances des fous de Bassan et des phoques gris ont toutes deux atteint des sommets historiques, compensant ainsi la diminution estimée de la consommation de maquereau par des aiguillats communs. Au cours de la dernière décennie (de 2012 à 2021), on a estimé que les retraits minimaux de maquereau (quantile de 2,5 %) se situaient entre 21 kt et 29 kt, tandis que les valeurs médianes se situaient entre 28 kt et 44 kt.

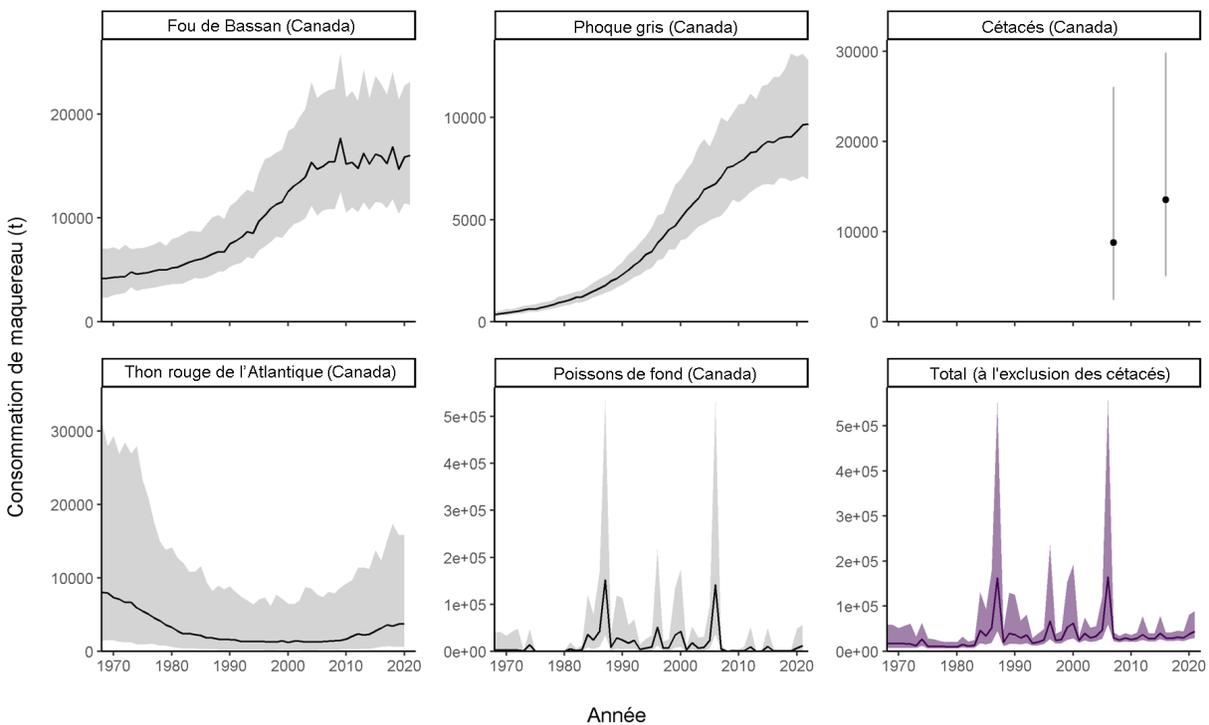


Figure 9. Estimations de la consommation de maquereau (t) par groupe de prédateur (médiane et intervalle de confiance à 95 %).

4. DISCUSSION

L'estimation de la consommation de maquereau par divers prédateurs qui a été effectuée dans la présente étude montre qu'un ensemble de prédateurs entraîne vraisemblablement des changements dans la mortalité naturelle totale du maquereau du contingent nord. Puisque l'importance relative de chaque prédateur variait au fil du temps, nous n'arrivons pas à identifier une seule espèce prédatrice dominante. Malgré l'incertitude souvent importante associée aux données d'entrée et aux paramètres utilisés dans le processus d'estimation, nos résultats montrent que la consommation totale de maquereau augmentait vraisemblablement avec le temps, malgré une variabilité interannuelle potentiellement importante. La quantité de maquereau consommée par tous les prédateurs inclus dans l'étude était, au cours des

10 dernières années (de 2012 à 2021), au moins deux fois supérieure à celle signalée par les débarquements des pêches commerciales canadiennes (< 11 kt).

Il est difficile de comparer nos résultats avec les estimations de consommation de maquereau d'autres études. Par exemple, Hammill et Stenson (2000) ont fourni des estimations de la consommation de maquereau de quatre espèces de phoques dans le Canada atlantique (phoques du Groenland, phoques à capuchon, phoques gris et phoques communs), selon des estimations de l'abondance de phoques gris qui diffèrent considérablement de celles qui ont été appliquées ici. Cairns *et al.* (1991) ont estimé la consommation de maquereau par une diversité d'oiseaux de mer, encore une fois en utilisant des données d'entrée et des méthodes qui ont considérablement évolué depuis. Savenkoff *et al.* (2005) ont appliqué un modèle d'équilibre de la masse trophique afin de déterminer la mortalité du maquereau par plusieurs groupes de prédateurs, mais ils l'ont fait uniquement pour le golfe du Saint-Laurent, en fonction d'un ensemble d'hypothèses précises. Des études plus récentes sur la prédation ont été utilisées comme matériel de référence pour nos analyses (p. ex. Guillemette *et al.* 2018 pour les fous de Bassan). Sans surprise, les résultats s'avèrent très cohérents.

Les estimations de consommation de la plupart des prédateurs marins sont inévitablement associées à un degré élevé d'incertitude. Elles ne sont pas toutes quantifiables et ne peuvent pas toutes être intégrées aux calculs. Les estimées d'abondances absolues sous-jacentes aux analyses de consommation sont souvent obtenues à partir de modèles d'évaluation des stocks (p. ex. pour les phoques et le thon dans la présente étude), dont les résultats dépendent d'hypothèses subjectives (p. ex. le taux de mortalité naturelle) ainsi que de la qualité et de la quantité des données. Bien que l'utilisation d'un ensemble de modèles puisse nuire aux biais (comme pour les phoques et le thon), il ne s'agit pas d'une approche infaillible. Pour les autres prédateurs, les indicateurs d'abondance absolue sont utilisés de manière directe (p. ex. l'aiguillat commun, les fous de Bassan et les cétacés), malgré les relevés incomplets sur la capturabilité (c.-à-d. non égale à un) et un niveau souvent plus élevé de bruit (p. ex. l'abondance de poissons de fond des États-Unis dans une zone examinée au chalut de fond). De plus, la contribution du maquereau dans le régime alimentaire de tout prédateur peut varier considérablement au cours de la saison, à l'échelle locale, au fil des années et selon l'étape du cycle de vie du prédateur (voir le %W pour toutes les espèces). Il est rare que les données disponibles soient suffisamment complètes pour que l'on puisse en tenir compte. Bien que nous ayons utilisé de larges lois uniformes, sauf pour l'aiguillat commun, dans le but de refléter l'incertitude concernant le régime alimentaire, ces limites sont plutôt subjectives; en général, l'incertitude véritable ne peut être calculée. Toutes les méthodes qui nous permettent d'obtenir de l'information sur la composition du régime alimentaire ont également d'importantes sources de biais (p. ex. la digestibilité des proies), dont l'examen approfondi ne s'inscrit pas dans le présent document de recherche. De plus, notre liste de prédateurs est incomplète. Par exemple, les cétacés ont le potentiel de modifier considérablement les profils, l'échelle et l'incertitude estimés de consommation collective. D'autres auteurs ont déjà indiqué le rôle potentiellement important des cétacés dans la mortalité du maquereau de l'Atlantique Ouest (Savenkoff *et al.* 2005; Smith *et al.* 2015). Néanmoins, les analyses de la consommation de proies nous sont très utiles pour déterminer les taux annuels de mortalité naturelle, surtout en l'absence de données précises (p. ex. le marquage, les approches basées sur des modèles).

L'information présentée contient plusieurs conclusions importantes. Par exemple, nous avons fourni des renseignements sur l'importance relative de chaque prédateur au fil du temps. Les phoques gris, dont on a supposé qu'ils exerçaient une pression beaucoup plus forte sur le maquereau depuis leur augmentation d'abondance, sont effectivement devenus un élément plus important de la mortalité naturelle au cours des deux dernières décennies. Toutefois, leurs répercussions demeurent probablement encore plus faibles ou tout au plus comparables à

celles des fous de Bassan. Malgré toutes les incertitudes, les limites minimales de la consommation estimée devraient également être vraies, étant donné que de nombreux prédateurs ainsi que d'autres sources de *M* sont encore exclus. Ces valeurs minimales devraient nous aider à déterminer la mise à l'échelle du modèle. Les travaux futurs pourraient se concentrer sur l'intégration des connaissances présentées dans l'évaluation, sur l'amélioration des estimations de consommation (p. ex. par l'amélioration des informations sur le régime alimentaire des prédateurs, comme dans le document de Turcotte *et al.* 2023) et sur la sélectivité en fonction de la taille ou de l'âge des différents prédateurs.

5. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Jean-François Rail pour les données et l'expertise qu'il nous a fournies sur les fous de Bassan ainsi que toutes les personnes ayant participé au suivi des fous de Bassan : le Laboratoire d'ornithologie marine de Rimouski (LOMR) de l'Université du Québec à Rimouski, le Cégep de Rimouski et le Parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé. Nous sommes également reconnaissants des données, codes ou connaissances que nous ont transmis plusieurs experts du phoque (Steven Rossi, Hugues Benoît et Xavier Bordeleau), du thon (Alex Hanke, Tom Carruthers et François Turcotte) et des cétacés (Jean-François Gosselin et Anne Provencher St-Pierre).

6. RÉFÉRENCES CITÉES

- Adams, N., Abrams, R., Siegfried, W., Nagy, K., et Kaplan, I. 1991. Energy expenditure and food consumption by breeding Cape gannets *Morus capensis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 70: 1–9.
- Ampela, K. 2009. The diet and foraging ecology of gray seals (*Halichoerus grypus*) in the United States waters. The City University of New York, New York. 188 pp.
- Arai, K., Castonguay, M., and Secor, D. H. 2021. [Multi-decadal trends in contingent mixing of Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus*\) in the Northwest Atlantic from otolith stable isotopes](#). *Sci. Rep.* 11: 6667.
- Beck, C. A., Bowen, W. D., and Iverson, S. J. 2003. [Sex differences in the seasonal patterns of energy storage and expenditure in a phocid seal](#). *J. Anim. Ecol.* 72: 280–291.
- Beck, C. A., Iverson, S. J., Bowen, W. D., and Blanchard, W. 2007. [Sex differences in grey seal diet reflect seasonal variation in foraging behaviour and reproductive expenditure: evidence from quantitative fatty acid signature analysis](#). *J. Anim. Ecol.* 76: 490–502.
- Benoit, D., et Bowen, W. D. 1990a. Summer Diet of Grey Seals (*Halichoerus grypus*) at Anticosti Island, Gulf of St. Lawrence, Canada. *In* Population biology of sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, pp. 227–242.
- Benoit, D., et Bowen, W. D. 1990b. Seasonal and Geographic Variation in the Diet of Grey Seals (*Halichoerus grypus*) in Eastern Canada. *In* Population biology of sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, pp. 215–226.
- Benoît, H.P., et Rail, J.-F. 2016. [Principal predators and consumption of juvenile and adult Atlantic Herring \(*Clupea harengus*\) in the southern Gulf of St. Lawrence](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/065. viii + 42 p

-
- Birt-Friesen, V. L., Montevecchi, W. A., Cairns, D. K., and Macko, S. A. 1989. [Activity-specific metabolic rates of free-living northern gannets and other seabirds](#). *Ecology*, 70: 357–367.
- Block, B. A., Whitlock, R., Schallert, R. J., Wilson, S., Stokesbury, M. J. W., Castleton, M., and Boustany, A. 2019. [Estimating natural mortality of Atlantic bluefin tuna using acoustic telemetry](#). *Sci. Rep.* 9: 4918.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Nozères, C., ScallonChouinard, P.-M. et Senay, C. 2020. [Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2019 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/009. iv + 93 p.
- Bowen, W., et Harrison, G. 1994. Offshore diet of grey seals *Halichoerus grypus* near Sable Island, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 112: 1–11.
- Bowen, W. D., and Harrison, G. 2007. [Seasonal and interannual variability in grey seal diets on Sable Island, eastern Scotian Shelf](#). *NAMMCO Sci. Pub.* 6: 123.
- Bowen, W. D., Lawson, J. W., and Beck, B. 1993. [Seasonal and Geographic Variation in the Species Composition and Size of Prey Consumed by Grey Seals \(*Halichoerus grypus*\) on the Scotian Shelf](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1768–1778.
- Butler, C. M., Rudershausen, P. J., et Buckel, J. A. 2010. Feeding ecology of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in North Carolina: diet, daily ration, and consumption of Atlantic menhaden (*Brevoortia tyrannus*). *Fish. Bull.* 108: 56–69.
- Cairns, D. K., Chapdelaine, G., et Montevecchi, W. A. 1991. Prey exploitation by seabirds in the Gulf of St. Lawrence. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 113: 277–291.
- Carruthers, E. H., Neilson, J. D., Waters, C., and Perley, P. 2005. [Long-term changes in the feeding of *Pollachius virens* on the Scotian Shelf: responses to a dynamic ecosystem](#). *J. Fish Biol.* 66: 327–347.
- Carruthers, T., and Butterworth, D. 2018. ABT-MSE: An R package for Atlantic bluefin tuna management strategy evaluation. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 74: 3553–3559.
- Chardine, J. W., Rail, J.-F., and Wilhelm, S. 2013. [Population dynamics of Northern Gannets in North America, 1984-2009](#). *J. Field Ornith.* 84: 187–192.
- Chase, B. C. 2002. Differences in diet of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) at five seasonal feeding grounds on the New England continental shelf. *Fish. Bull.* 100: 168–180.
- Cooper, J. 1978. [Energetic Requirements for Growth and Maintenance of the Cape Gannet \(*Aves; Sulidae*\)](#). *Zool. Afr.* 13: 305–317.
- Craddock, J., Polloni, P., Brett, H., and Wenzel, F. 2009. Food habits of Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) off the coast of New England. *Fish. Bull.* 107: 348–394.
- d'Entremont, K., Davoren, G., Walsh, C., Wilhelm, S., and Montevecchi, W. 2022a. [Intra- and inter-annual shifts in foraging tactics by parental northern gannets *Morus bassanus* indicate changing prey fields](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 698: 155–170.
- d'Entremont, K. J. N., Guzzwell, L. M., Wilhelm, S. I., Friesen, V. L., Davoren, G. K., Walsh, C. J., and Montevecchi, W. A. 2022b. [Northern Gannets \(*Morus bassanus*\) breeding at their southern limit struggle with prey shortages as a result of warming waters](#). *ICES J. Mar. Sci.* 79: 50–60.
- Deroba, J. J., and Schueller, A. M. 2013. [Performance of stock assessments with misspecified age- and time-varying natural mortality](#). *Fish. Res.* 146: 27–40.
-

-
- Druon, J.-N., Fromentin, J.-M., Hanke, A. R., Arrizabalaga, H., Damalas, D., Tičina, V., Quílez-Badia, G., et al. 2016. [Habitat suitability of the Atlantic bluefin tuna by size class: an ecological niche approach](#). Prog. Oceanogr. 142: 30–46.
- Dunn, E. H. 1975. [Caloric Intake of Nestling Double-Crested Cormorants](#). The Auk, 92: 553–565.
- Eggers, D. M. 1977. [Factors in interpreting data obtained by diel sampling of fish stomachs](#). J. Fish. Res. Board Can. 34: 290–294.
- Eggleston, D., and Bochenek, E. 1990. Stomach contents and parasite infestation of school bluefin tuna *Thunnus-Thynnus* collected from the Middle Atlantic Bight, Virginia. Fish. Bull. 88: 389–395.
- Elliott, J. M., and Persson, L. 1978. [The estimation of daily rates of food consumption for fish](#). J. Anim. Ecol. 47: 977–991.
- Fontaine, P.-M., Hammill, M. O., Barrette, C., and Kingsley, M. C. 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.
- Forrest, R. E., Holt, K. R., and Kronlund, A. R. 2018. [Performance of alternative harvest control rules for two Pacific groundfish stocks with uncertain natural mortality: bias, robustness and trade-offs](#). Fish. Res. 206: 259–286.
- Galbraith, P. S., et Grégoire, F. 2015. [Habitat thermique du maquereau bleu: profondeur de l'isotherme de 8 °C dans le sud du golfe du Saint-Laurent entre 1960 et 2014](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/116. v + 13 p.
- Gannon, D., Read, A., Craddock, J., Fristrup, K., and Nicolas, J. 1997a. [Feeding ecology of long-finned pilot whales *Globicephala melas* in the western North Atlantic](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 148: 1–10.
- Gannon, D. P., Ready, A. J., Craddock, J. E., et Mead, J. G. 1997b. Stomach contents of long-finned pilot whales (*globicephala melas*) stranded on the U.S. mid-Atlantic coast. Mar. Mamm. Sci. 13: 405–418.
- Gannon, D., Craddock, J., et Read, A. 1998. Autumn food habits of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in the Gulf of Maine. Fish. Bull. 96: 428–437.
- Garthe, S., Guse, N., Montevecchi, W. A., Rail, J.-F., and Grégoire, F. 2014. [The daily catch: flight altitude and diving behavior of northern gannets feeding on Atlantic mackerel](#). J. Sea Res. 85: 456–462.
- Grégoire, F. et McQuinn, I. 2014. [Estimation empirique du taux instantané de mortalité naturelle \(M\) du maquereau bleu \(*Scomber scombrus* L.\) des sous-régions 3 et 4 de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/078. v + 25 p.
- Guillemette, M., Grégoire, F., Bouillet, D., Rail, J., Bolduc, F., Caron, A., and Pelletier, D. 2018. [Breeding failure of seabirds in relation to fish depletion: is there one universal threshold of food abundance?](#) Mar. Ecol. Prog. Ser. 587: 235–245.
- Hammill, M. O. 2011. [Feeding of grey seals in the Southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/130. iv + 27 p.
- Hammill, M. O., and Stenson, G. B. 2000. [Estimated Prey Consumption by Harp seals \(*Phoca groenlandica*\), Hooded seals \(*Cystophora cristata*\), Grey seals \(*Halichoerus grypus*\) and Harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in Atlantic Canada](#). J. Northwest Atl. Fish. Sci. 26: 1–23.
-

-
- 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](#). NAMMCO Sci. Publ. 6: 135.
- Hammill, M. O., den Heyer, C.E. et Bowen, W.D. 2014a. [Grey Seal Population Trends in Canadian Waters, 1960-2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/037. iv + 44 p.
- Hammill, M. O., Stenson, G. B., Swain, D. P., and Benoît, H. P. 2014b. [Feeding by grey seals on endangered stocks of Atlantic cod and white hake](#). ICES J. Mar. Sci. 71: 1332–1341.
- 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: 230–249.
- Hanson, J. M. 2011. [Ontogenetic diet comparison of Atlantic cod and white hake occurring at historically low population abundances](#). Trans. Am. Fish. Soc. 140: 1070–1077.
- Hanson, J. M. 2020. [Diet of Striped Bass in the Southern Gulf of St. Lawrence \(Canada\) with Emphasis on the Spring Spawning Aggregation](#). Northeast. Nat. 27. 381..
- 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.
- Hayes, S. A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rozel, P. E., and Wallace, J. 2022. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments 2021. NOAA Technical Memorandum, NMFS-NE-28: 387.
- Innes, S., Lavigne, D. M., Earle, W. M., and Kovacs, K. M. 1987. [Feeding rates of seals and whales](#). J. Anim. Ecol. 56: 115.
- Jansen, T., Nielsen, E. E., Rodriguez-Ezpeleta, N., Arrizabalaga, H., Post, S., and MacKenzie, B. R. 2021. [Atlantic bluefin tuna \(*Thunnus thynnus*\) in Greenland — mixed-stock origin, diet, hydrographic conditions, and repeated catches in this new fringe area](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 78: 400–408.
- Johnson, K. F., Monnahan, C. C., McGilliard, C. R., Vert-pre, K. A., Anderson, S. C., Cunningham, C. J., Hurtado-Ferro, F., Licandeo, R. R., Muradian, M. L., Ono, K., Szuwalski, C. S., Valero, J. L., Whitten, A. R., and Punt, A. E. 2015. [Time-varying natural mortality in fisheries stock assessment models: identifying a default approach](#). ICES J. Mar. Sci. 72: 137–150.
- Johnson, K. F., and Davoren, G. K. 2021. [Stable isotope analysis reveals that humpback whales \(*Megaptera novaeangliae*\) primarily consume capelin \(*Mallotus villosus*\) in coastal Newfoundland, Canada](#). Can. J. Zool. 99: 564–572.
- Katona, S. K., Steven, K., Salvatore, A. T., et Bradley, B. 1978. Observations on a white-sided dolphin, *Lagenorhynchus acutus*, probably killed in gill nets in the Gulf of Maine. Fish. Bull. 475–476.
- Kenney, R. D., Scott, G. P., Thompson, T. J., et Winn, H. E. 1997. Estimates of Prey Consumption and Trophic Impacts of Cetaceans in the USA Northeast Continental Shelf Ecosystem. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 22: 155–171.
- Kleiber, M. 1975. The fire of life: an introduction to animal energetics. Krieger Publishing, New York, USA.
-

-
- Kohler, A. C., and Fitzgerald, D. N. 1969. [Comparisons of Food of Cod and Haddock in the Gulf of St. Lawrence and on the Nova Scotia Banks](#). J. Fish. Res. Board Can. 26: 1273–1287.
- Lawson, J.W., et Gosselin, J.-F. 2009. [Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada's marine megafauna survey - A component of the 2007 TNASS](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/031. vi + 28 p.
- Lesage, V., Hammill, M. O., and Kovacs, K. M. 2004. [Long-distance movements of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) from a seasonally ice-covered area, the St. Lawrence River estuary, Canada](#). Can. J. Zool. 82: 1070–1081.
- Link, J. S., et Almeida, F. P. 2000. History, An Overview and Program, of the Food Web Dynamics Center, of the Northeast Fisheries Science Woods Hole, Massachusetts. NOAA Technical Memorandum, MFS-NE-159: 64.
- Logan, J. M., Rodríguez-Marín, E., Goñi, N., Barreiro, S., Arrizabalaga, H., Golet, W., and Lutcavage, M. 2011. [Diet of young Atlantic bluefin tuna \(*Thunnus thynnus*\) in eastern and western Atlantic foraging grounds](#). Mar. Biol. 158: 73–85.
- Mansfield, A. W., et Beck, B. 1977. The grey seal in eastern Canada. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 704: 94.
- Marcek, B. J., Fabrizio, M. C., and Graves, J. E. 2016. [Short-term habitat use of juvenile Atlantic bluefin tuna](#). Mar. Coastal Fish. 8: 395–403.
- Mohn, R., and Bowen, W. D. 1994. [A model of grey seal predation on 4VsW cod and its effects on the dynamics and potential yield of cod](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 94/64: 43 p.
- Mohn, R., and Bowen, W. D. 1996. [Grey seal predation on the eastern Scotian Shelf: modelling the impact on Atlantic cod](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2722–2738.
- Montevecchi, W. 2007. [Binary dietary responses of northern gannets *Sula bassana* indicate changing food web and oceanographic conditions](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 352: 213–220.
- Montevecchi, W. A., Ricklefs, R. E., Kirkham, I. R., and Gabaldon, D. 1984. Growth energetics of nestling northern gannets (*Sula bassanus*). The Auk, 101: 334–341.
- Montevecchi, W., Birt, V. L., and Cairns, D. K. 1988. Dietary changes of seabirds associated with local fisheries failures. Biol. Oceanogr. 5: 153–161.
- Moustahfid, H., Link, J. S., Overholtz, W. J., and Tyrrell, M. C. 2009. [The advantage of explicitly incorporating predation mortality into age-structured stock assessment models: an application for Atlantic mackerel](#). ICES J. Mar. Sci. 66: 445–454.
- MPO. 2020. [Évaluation des stocks de Sébastes \(*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*\) des Unités 1 et 2 en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/019.
- MPO. 2021. [Points de référence pour la population de bar rayé \(*Morone saxalis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. Sci. du MPO. Avis sci. 2021/018. (Erratum : décembre 2022).
- Murie, D. J., and Lavigne, D. M. 1992. [Growth and feeding habits of grey seals \(*Halichoerus grypus*\) in the northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada](#). Can. J. Zool. 70: 1604–1613.
- Orphanides, C. D., Wenzel, F. W., and Collie, J. S. 2020. [Diet of harbor porpoises \(*Phocoena phocoena*\) on the continental shelf off southern New England](#). Fish. Bull. 118: 184–197.
- Overholtz, W. J. 2006. [Estimates of Consumption of Atlantic Herring \(*Clupea harengus*\) by bluefin tuna \(*Thunnus thynnus*\) During 1970-2002: an approach incorporating uncertainty](#). J. Northwest Atl. Fish. Sci. 36: 55–63.
-

-
- Overholtz, W. J., et Waring, G. T. 1991. Diet composition of pilot whales *Globicephala sp.* and common dolphins *Delphinus delphis* in the Mid-Atlantic Bight during spring 1989. *Fish. Bull.* 89: 723–728.
- Pelletier, D., and 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.
- Pilon, C., Burton, J., et McNeil, R. 1983. Summer food of the great and double-crested cormorants on the Magdalen Islands. *Can. J. Zool.* 61: 2733–2739.
- Pleizier, N. K., Campana, S. E., Schallert, R. J., Wilson, S. G., et Block, B. A. 2012. Atlantic bluefin tuna (*thunnus thynnus*) diet in the Gulf of St. Lawrence and on the Eastern Scotian Shelf. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 44: 67–76.
- Proust, F. 1996. Composition du régime alimentaire du phoque gris (*Halichoerus grypus*) dans le Golfe du Saint-Laurent, Québec, Canada. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, Canada. 72 pp.
- Punt, A. E., Castillo-Jordán, C., Hamel, O. S., Cope, J. M., Maunder, M. N., and Ianelli, J. N. 2021. [Consequences of error in natural mortality and its estimation in stock assessment models](#). *Fish. Res.* 233: 105759.
- Rail, J.-F., and Chapdelaine, G. 1998. [Food of Double-crested Cormorants, *Phalacrocorax auritus*, in the Gulf and Estuary of the St. Lawrence River, Quebec, Canada](#). *Can. J. Zool.* 76: 635–643.
- Rail, J.-F., Champoux, L., Lavoie, A. R., et Chapdelaine, G. 2013. Monitoring of the population and contamination of Northern Gannet in Quebec, 1966-2009. *Can. Wildl. Serv., tech. rep. ser. No. 528*: ix + 97p.
- Recchia, C. A., and Read, A. J. 1989. [Stomach contents of harbour porpoises, *Phocoena phocoena* \(L.\), from the Bay of Fundy](#). *Can. J. Zool.* 67: 2140–2146.
- Richardson, S. F., Stenson, G. B., and Hood, C. 2003. [Growth of the harbour porpoise \(*Phocoena phocoena*\) in eastern Newfoundland, Canada](#). *NAMMCO Sci. Publ.* 5: 211.
- Rossi, S. P., Cox, S. P., Hammill, M. O., den Heyer, C. E., Swain, D. P., Mosnier, A., and Benoît, H. P. 2021. [Forecasting the response of a recovered pinniped population to sustainable harvest strategies that reduce their impact as predators](#). *ICES J. Mar. Sci.* 78: 1804–1814.
- Saroux, C., Sydeman, W. J., Piatt, J. F., Anker-Nilssen, T., Hentati-Sundberg, J., Bertrand, S., Cury, P. M., et al. 2021. [Seabird-induced natural mortality of forage fish varies with fish abundance: Evidence from five ecosystems](#). *Fish Fish.* 22: 262–279.
- Savenkoff, C., Grégoire, F., Castonguay, M., Swain, P. D., Chabot, D., and Hanson, J. M. 2005. Main prey and predators of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in the northern and southern Gulf of St. Lawrence during the mid-1980s, mid-1990s, and early 2000s. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 22619: v + 29p.
- Schevill, W. E. 1956. *Lagenorhynchus acutus* off Cape Cod. *J. Mammal.* 37: 128.
- Schwalme, K. and Chouinard, G. 1999. [Seasonal dynamics in feeding, organ weights, and reproductive maturation of Atlantic cod \(*Gadus morhua*\) in the southern Gulf of St Lawrence](#). *ICES J. Mar. Sci.* 56: 303–319.
- Sergeant, D. E., et Fisher, H. D. 1957. The smaller Cetacea of eastern Canadian waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 14: 83–115.
-

-
- Smith, B. E., et Link, J. S. 2010. The trophic dynamics of 50 finfish and 2 squid species on the Northeast US continental shelf. NOAA Technical Memorandum, NMFS-NE-21: 646.
- Smith, B. E., and Smith, L. A. 2020. [Multispecies functional responses reveal reduced predation at high prey densities and varied responses among and within trophic groups](#). Fish Fish. 21: 891–905.
- Smith, B. E., Ford, M. D., and Link, J. S. 2016. [Bloom or bust: synchrony in jellyfish abundance, fish consumption, benthic scavenger abundance, and environmental drivers across a continental shelf](#). Fish. Oceanogr. 25: 500–514.
- Smith, G. J. D., and Gaskin, D. E. 1974. [The diet of harbor porpoises \(*Phocoena phocoena* \(L.\)\) in coastal waters of Eastern Canada, with special reference to the Bay of Fundy](#). Can. J. Zool. 52: 777–782.
- Smith, L. A., Link, J. S., Cadrin, S. X., and Palka, D. L. 2015. [Consumption by marine mammals on the Northeast U.S. continental shelf](#). Ecol. Appl. 25: 373–389.
- Sorell, J. M., Varela, J. L., Goñi, N., Macías, D., Arrizabalaga, H., and Medina, A. 2017. [Diet and consumption rate of Atlantic bluefin tuna \(*Thunnus thynnus*\) in the Strait of Gibraltar](#). Fish. Res. 188: 112–120.
- Spitz, J., and Jouma'a, J. 2013. [Variability in energy density of forage fishes from the Bay of Biscay \(north-east Atlantic Ocean\): reliability of functional grouping based on prey quality](#). J. Fish Biol. 82: 2147–2152.
- Steimle Jr., F. W., and Terranova, R. J. 1985. [Energy equivalents of marine organisms from the continental shelf of the temperate Northwest Atlantic](#). J. Northwest Atl. Fish. Sci. 6: 117–124.
- Swain, D. P., Benoît, H. P., and Hammill, M. O. 2015. [Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal](#). J. Anim. Ecol. 84: 1286–1298.
- Tiews. 1978. On the disappearance of bluefin tuna in the North Sea and its ecological implications for herring and mackerel. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 172: 301–309.
- Trijoulet, V., Holmes, S. J., and Cook, R. M. 2018. [Grey seal predation mortality on three depleted stocks in the West of Scotland: what are the implications for stock assessments?](#) Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75: 723–732.
- Turcotte, F., McDermid, J. L., Tunney, T. D., and Hanke, A. 2021. [Increasing occurrence of Atlantic bluefin tuna on Atlantic herring spawning grounds: a signal of escalating pelagic predator–prey interaction?](#) Mar. Coastal Fish. 13: 240–252.
- Turcotte, F., Hanke, A., and McDermid, J. L. 2023. [Atlantic bluefin tuna diet variability in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada](#). Mar. Environ. Res. 187: 105949.
- Van Beveren, E., Fromentin, J.-M., Bonhommeau, S., Nieblas, A.-E., Metral, L., Brisset, B., Jusup, M., Bauer, R. K., Brosset, P. and Saraux, C. 2017. [Predator–prey interactions in the face of management regulations: changes in Mediterranean small pelagic species are not due to increased tuna predation](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(9): 1422–1430.
- Van Beveren, E., Marentette, J.R., Smith, A., Castonguay M. et Duplisea, D.E. 2020. [Évaluation des stratégies de rétablissement du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest \(sous-régions 3 et 4 de l'OPANO\)](#). Secr. can. de consult. sci. Doc. de rech. 2020/021. v + 58 p.
-

-
- Van Beveren, E., Boudreau, M., Lévesque, L., Lehoux, C., Boudreau, M., et Plourde, S. 2023a. [Évaluation du contingent nord du maquereau bleu \(*Scomber scombrus*\) en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/080. v + 52 p.
- Van Beveren, E., Plourde, S., Pepin, P., Cogliati, K., and Castonguay, M. 2023b. [A review of the importance of various areas for northern contingent West-Atlantic mackerel spawning](#). ICES J. Mar. Sci. 80: 1–15.
- Varela, J. L., Carrera, I., et Medina, A. 2020a. Seasonal feeding patterns of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Strait of Gibraltar. Mar. Environ. Res. 153: 104811.
- Varela, J. L., Spares, A. D., and Stokesbury, M. J. W. 2020b. [Feeding ecology of Atlantic bluefin tuna \(*Thunnus thynnus*\) in the Gulf of Saint Lawrence, Canada](#). Mar. Environ. Res. 161: 105087.
- Waiwood, K., and Majkowski, J. 1984. [Food consumption and diet composition of cod, *Gadus morhua*, inhabiting the southwestern Gulf of St. Lawrence](#). Env. Biol. Fishes. 11: 63–78.
- Waldron, D. E. 1992. Diet of Silver Hake (*Merluccius bilinearis*) on the Scotian Shelf. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 14: 87–101.
- Waring, G. T., Gerrior, P., Payne, P. M., Parry, B. L., et Nicolas, J. R. 1990. Incidental take of marine mammals in foreign fishery activities off the Northeast United States, 1977-88. Fish. Bull. 88: 347–360.
- Young, J. W., Lamb, T. D., Le, D., Bradford, R. W., and Whitelaw, A. W. 1997. [Feeding ecology and interannual variations in diet of southern bluefin tuna, *Thunnus maccoyii*, in relation to coastal and oceanic waters off eastern Tasmania, Australia](#). Environ. Biol. Fishes, 50: 275–291.

RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES

TABLEAU S1. PARAMÈTRES POUR LES OISEAUX DE MER

Tableau S1. Paramètres de consommation pour les fous de Bassan (*Morus bassanus*). (*) indique que les mêmes renseignements s'appliquent. Tous les paramètres suivent des distributions normalisées : uniforme (min, max), normale (moyenne, ET). (GSL = golfe du Saint-Laurent, T.-N.-L. = Terre-Neuve-et-Labrador, N = abondance, %W = proportion de proies dans le régime alimentaire exprimée en poids, TI = ingestion totale, DI = ingestion quotidienne, DEE = dépense énergétique quotidienne, α et β sont les paramètres de l'équation de Kleiber, M = masse corporelle, AF = facteur d'activité, GP = facteur de croissance, ED = densité énergétique, AE = efficacité d'assimilation)

OISEAUX DE MER	Espèce	Région	Pop.	Étape du cycle de vie	N (chiffres)	%W	TI (t/an)			DAY (jours)
							DI (g/jour)			
							DEE (kJ/jour)	ED (kJ/g)	AE (prop.)	
Fou de Bassan	GSL	Rochers-aux-Oiseaux	Nicheurs	Voir 2.3.1.1	~unif(54 100) Guillemette et al. 2018 (programme de surveillance à plus long terme, été, île Bonaventure) (*)	~N(4865 450) Birt-Friesen et al. 1989. L'incertitude englobe les valeurs pour les fous du Cap (Adams et al. 1991). La valeur peut être surestimée en raison de la méthodologie et de l'étape de vie évaluées (élevage des oisillons).	~N(7,5 1,5) Spitz and Jouma'a 2013 (densité énergétique du maquereau de la période estivale, qui domine généralement le régime alimentaire). L'incertitude englobe les valeurs estimées par d'autres auteurs (Steimle Jr. and Terranova 1985)	~N(0.7519,0.0340) Cooper 1978 L'incertitude englobe les valeurs estimées pour une variété d'oiseaux de mer (p. ex. Dunn 1975; Saraux et al. 2021)	~N(100 12) Voir Guillemette et al. 2018 Écart-type estimé à partir de la variabilité observée à la fin de la saison de pêche (Sud du golfe, 1985-2015), un indicateur de la présence du maquereau (Van Beveren et al. 2023b). (***)	
		Île Bonaventure								
		Anticosti								
	T.-N.-L.	Île Baccalieu	Non-nicheurs	Voir 2.3.1.2	~unif(10 100) (Montevecchi et al. 1988; Montevecchi 2007) (**)				~N(71 29) La pêche étant un indicateur raisonnable de la présence du maquereau (Van Beveren et al. 2023b), la durée et la variabilité de la saison de pêche (95 % des débarquements) à T.-N.-L. ont été utilisées (1985-2015). Cela correspond à la période pendant laquelle on a constaté la présence de maquereau dans les estomacs des fous de Bassan à T.-N.-L. (Montevecchi et al. 1988) et à la période pendant laquelle les fous de Bassan effectuaient des plongées en V (d'Entremont et al. 2022a) (****)	
		Cape St. Mary's								
		Île Funk								
	GSL	Rochers-aux-Oiseaux	Non-nicheurs	Voir 2.3.1.2	~unif(54 100) (*)				~N(100 15) (****)	
		Île Bonaventure								
		Anticosti								
	T.-N.-L.	Île Baccalieu	Non-nicheurs	Voir 2.3.1.2	~unif(10 100) (**)				~N(71 29) (****)	
		Cape St. Mary's								
		Île Funk								
GSL	Rochers-aux-Oiseaux	Oisillons	Voir 2.3.1.3	~unif(54 100) (*)			~N(24174 0) Montevecchi et al. 1984			
	Île Bonaventure									
	Anticosti									
T.-N.-L.	Île Baccalieu	Oisillons	Voir 2.3.1.3	~unif(10,100) (**)						
	Cape St. Mary's									
	Île Funk									

TABLEAU S2. PARAMÈTRES POUR LES PINNIPÈDES

Tableau S2. Paramètres de consommation pour les phoques gris (*Halichoerus grypus*). Tous les paramètres suivent des distributions normalisées : uniforme (min, max), normale (moyenne, ET), par pertinence (min, plus probable, max), normale à plusieurs variables (vecteur moyen, matrice de covariance). (GSL = golfe du Saint-Laurent, N = abondance, %W = proportion de proies dans le régime alimentaire exprimée en poids, TI = ingestion totale, DI = ingestion quotidienne, DEE = dépense énergétique quotidienne, α et β sont les paramètres de l'équation de Kleiber, M = masse corporelle, AF = facteur d'activité, GP = facteur de croissance, ME = efficacité métabolique, ED = densité énergétique, AE = efficacité d'assimilation)

PINNIPÈDES	Espèce	Région	Population	Étape du cycle de vie	N (chiffres)	%W	TI (t/an)							DAY (jours)		
							DI (g/jour)								ED (kJ/g)	AE (prop.)
							DEE (kJ/jour)									
							α, β	M (kg)	AF	GP	ME					
Phoques gris	4T et 4VWX	Sud du golfe Saint-Laurent et Nouvelle-Écosse (côte atlantique + île de Sable)	Entre 0 et 30 ans	Voir 2.3.2.1	Voir 2.3.2.2	$\sim MVN \left(\begin{matrix} \alpha = 293.75 \\ \beta = 0.75 \end{matrix} \right)$ $\begin{bmatrix} 5393.1 & -12.393 \\ -12.393 & 3.035 \end{bmatrix}$ Hammill and Stenson 2000; Benoît et al. 2011	Voir 2.3.2.3	$\sim pert(1.7, 2, 3)$ Benoît et al., 2011	$GP_{a=0} \sim unif(1.80, 2.00)$ $GP_{a=1} \sim unif(1.50, 1.70)$ $GP_{a=2} \sim unif(1.25, 1.45)$ $GP_{a=3} \sim unif(1.10, 1.30)$ $GP_{a=4} \sim unif(1.05, 1.20)$ $GP_{a=5} \sim unif(1.03, 1.13)$ $GP_{a=6+} \sim unif(1.00, 1.00)$ Benoît et al., 2011	$\sim N(0.827, 0.048)$ Benoît et al. 2011	$\sim pert(3, 5.6, 7.5)$ Voir 2.3.2.4	$\sim unif(0.77, 1)$ Benoît et al. 2011 (valeur quelque peu arbitraire utilisée pour la prise en compte des observations de phoques ne consommant que partiellement leur proie, y compris le maquereau).	$\sim unif(152, 182)$ La pêche étant un indicateur raisonnable de la présence de maquereau dans les eaux de surface (Van Beveren et al. 2023b), nous avons estimé que la durée de la prédation potentielle des phoques allait de cinq mois (du 1 ^{er} juin au 31 octobre; saison de pêche dans le Sud du golfe) à six mois (de la mi-mai à la mi-novembre; saison de pêche dans toutes les régions). Bien que l'on ait trouvé des maquereaux dans les estomacs des phoques en dehors de cette période, nous estimons que ces cas sont rares (voir la section 2.3.2.2).			

TABLEAU S3. PARAMÈTRES POUR LES CÉTACÉS

Tableau S3. Paramètres de consommation pour le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le dauphin commun (*Delphinus delphis*), le dauphin à flancs blancs (*Lagenorhynchus acutus*) et le globicéphale noir (*Globicephala melas*). (*) indique que les mêmes renseignements s'appliquent. Tous les paramètres suivent des distributions normalisées : uniforme (min, max), normale (moyenne, ET), par pertinence (min, plus probable, max), normale à plusieurs variables (vecteur moyen, matrice de covariance). (GSL = golfe du Saint-Laurent, PNÉ = plateau néo-écossais, N = abondance, %W = proportion de proies dans le régime alimentaire exprimée en poids, TI = ingestion totale, DI = ingestion quotidienne, DEE = dépense énergétique quotidienne, α et β sont les paramètres de l'équation de Kleiber, M = masse corporelle, AF = facteur d'activité, GP = facteur de croissance, ME = efficacité métabolique, ED = densité énergétique, AE = efficacité d'assimilation)

CÉTACÉS	Espèce	Région	Population	Étape du cycle de vie	N (chiffres)	%W	TI (t/an)						DAY (jours)			
							DI (g/jour)							ED (kJ/g)	AE (prop.)	
							DEE (kJ/jour)					M (kg)				AF
							α, β									
Marsouin commun	CA	À l'échelle du Canada	Adultes	Voir 2.3.3.1	$\sim unif(0,1,7)$ Voir 2.3.3.2	$\sim MVN\left(\begin{bmatrix} \alpha = 0.313 \\ \beta = 0.66 \end{bmatrix}, \begin{bmatrix} 0.0040 & -0.0021 \\ -0.0021 & 0.0012 \end{bmatrix}\right)$ Innes et al. 1987 (baleines à dents adultes, matrice de covariance tirée de la figure 3). DEE en kg/jour plutôt qu'en kJ/jour (ED définie à 10^3).	1	1	1	10^3 (voir α, β)	$\sim unif(152\ 182)$ La pêche étant un indicateur raisonnable de la présence de maquereau dans les eaux de surface (Van Beveren et al. 2023b), nous avons estimé que la durée de la prédation potentielle des mammifères marins allait de cinq mois (du 1 ^{er} juin au 31 octobre; période de débarquements élevés) à six mois (de la mi-mai à la mi-novembre; saison de pêche globale). En dehors de cette période, le chevauchement spatiotemporel entre les mammifères marins et le maquereau au Canada est présumé comme étant trop faible pour que la consommation de maquereau ait une incidence.					
Dauphin commun	CA	À l'échelle du Canada	Adultes	$\sim unif(0,1,5)$ Voir 2.3.3.2	$\sim N(31\ 6,2)$ Smith et al. 2015 L'incertitude englobe les valeurs citées ailleurs (Kenney et al. 1997; Richardson et al. 2003)											
Dauphin à flancs blancs	CA	GSL/PNÉ	Adultes	$\sim unif(0,1,5)$ Voir 2.3.3.2	$\sim N(80\ 16)$ Smith et al. 2015 L'incertitude englobe les valeurs citées ailleurs (Kenney et al. 1997) (*)											
Globicéphale noir	CA	À l'échelle du Canada	Adultes	$\sim unif(0,1,10)$ Voir 2.3.3.2	$\sim N(92,18.4)$ Smith et al. 2015 (*)											
						$\sim N(850,170)$ Smith et al. 2015 (*)										

TABLEAU S4. PARAMÈTRES POUR LES POISSONS PÉLAGIQUES

Tableau S4. Paramètres de consommation pour le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*). Tous les paramètres suivent des distributions normalisées : uniforme (min, max), normale (moyenne, ET), par pertinence (min, plus probable, max). (%W = proportion de proies dans le régime alimentaire exprimée en poids, TI = ingestion totale, DI = ingestion quotidienne, M = masse corporelle, %BM = ration quotidienne en fonction de la masse corporelle)

Poisson	Espèce	Région	Population	Étape du cycle de vie	N (chiffres)	%W	TI (t/an)		
							DI (g/jour)		DAY (jours)
							M (kg)	%BM	
Thon	CA	Atlantique Ouest (migrateurs canadiens)	Entre 1 et 36 ans	Voir 2.3.4.1	~unif(10,75) Voir 2.3.4.2	Voir 2.3.4.3	~pert(0.5,1.5,4) Voir 2.3.4.4	~unif(122 168) Le nombre minimal de jours est basé sur la durée de la principale pêche dirigée au thon (quatre mois) et la durée maximale sur la période au cours de laquelle des thons faisant l'objet d'un suivi acoustique ont été observés dans le GSL (première entrée le 4 juin et dernier départ le 19 novembre); Block et al. 2019)	

TABLEAU S5. PHOQUES GRIS - %W

Tableau S5. Résumé des données publiées sur le régime alimentaire du phoque gris dans l'Atlantique Ouest. (N = nombre d'individus dans l'étude, y compris ceux dont l'estomac est vide, %W = pourcentage de poids humide dans le régime alimentaire, PNÉ = plateau néo-écossais, GSL = golfe du Saint-Laurent, T.-N.-L. = Terre-Neuve-et-Labrador)

Référence	Années	Période	Région	N	Source	%W	Remarques
(Mansfield et Beck 1977)	S. O.	S. O.	Est canadien	446	Estomacs	-	5 % de toutes les espèces proies (pourcentage d'occurrence) Période inconnue, mais comprenant l'été
(Benoit et Bowen 1990a)	1982 à 1987	Juill. à août	Anticosti	744	Estomacs	5,3 %	Longueurs des maquereaux : 25,0 à 47,9 cm
(Benoit et Bowen 1990b)	1950 à 1987	La plupart des mois	Estuaire + GSL + PNÉ (y compris Grand Manan, île de Sable)	1 878	Estomacs	-	8,1 % d'occurrence pour toutes les espèces proies (nGSL : 5,1 %, sGSL : 1,1 %, côte de la PNÉ : 17,4 %, île de Sable : 21 %). Données originales + données non publiées et publiées (y compris les données provenant de Mansfield and Beck, 1977; Benoit and Bowen 1990a)
(Bowen <i>et al.</i> 1993)	1988 à 1990	La plupart des mois	Côte Est du Canada (Grand Manan, au large de la PNÉ, île de Sable)	528	Estomacs	6,7 ± 2,7 %	Basé sur seulement deux otolithes de maquereau (la majorité des estomacs étant vides ou contenant principalement des lançons).
(Murie et Lavigne 1992)	1983	Juill. à déc.	Nord-Ouest du golfe Saint-Laurent (estuaire, Anticosti)	82	Estomacs	0 %	-
(Bowen et Harrison 1994)	1991 à 1993	8 mois	Île de Sable	393	Excréments	0 %	-
(Mohn et Bowen 1994)	1988 à 1993	Tous les mois	SS	S. O.	Excréments, estomacs	Janv. : 0,1 % Mars : 47,4 % Mai : 9,9 % Autres mois : 0 %	Données originales + données publiées (including Murie and Lavigne 1992; Bowen <i>et al.</i> 1993). Un chevauchement important avec Mohn and Bowen 1996 (donc exclu).
(Hammill et Stenson 2000)	1990 à 1996	La plupart des mois	nGSL (4RS), PNÉ (4VsW), sGSL (4T)	S. O.	Excréments, estomacs	4VsW en été : 0,1 % 4VsW en hiver : 7,9 % 4RS : 5,7 % 4T : 4,3 %	Données publiées (Benoit and Bowen 1990a; Murie and Lavigne 1992; Bowen <i>et al.</i> 1993; Bowen and Harrison 1994; Proust 1996)
(Hammill <i>et al.</i> 2007)	1985 à 2004	La plupart des mois	Anticosti, sGSL, autour de T.-N.-L.	1 118	Estomacs, intestins	Anticosti de mai à juillet : 13,8 ± 5,1 % Anticosti d'août à sept. : 11,5 ± 3,7 % sGSL de mai à juill. : 0,6 ± 0,2 % sGSL d'août à sept. : 0,7 ± 0,4 %	Longueurs des maquereaux : 8,3 à 45,0 cm (moyenne = 20,3 cm, basée sur 807 otolithes)

Référence	Années	Période	Région	N	Source	%W	Remarques
						sGSL de nov. à déc. : 1,4 ± 0,5 % eT.-N.-L. ~ d'août à oct. : 0 % sT.-N.-L. ~ d'août à oct. : 0 % oT.-N.-L. ~ d'août à oct. : 4,5 ± 3,4 %	
(Beck <i>et al.</i> 2007)	1993 à 2001	Mai, juin, sept., oct., déc., janv.	Île de Sable	587	Signatures d'acides gras	< 1 %	-
(Bowen et Harrison 2007)	1991 à 1998	Tous les mois	Île de Sable	1245	Excréments	< 0,1 %	Données originales + données publiées (1991-1993 data from Bowen and Harrison 1994)
(Ampela 2009)	1998 à 2008	La plupart des mois	États-Unis : Nouvelle-Angleterre, baie médio-atlantique	301	Excréments (252), estomacs (49)	< 1 %	
(Hammill 2011)	1994 à 2008	Juin à nov.	sGSL	470	Estomacs, intestins	Estomacs : 0,9 ± 0,4 % Intestins : 2,0 ± 0,7 %	-
(Hammill <i>et al.</i> 2014b)	1996 à 2011	Avr. à janv.	Cap Breton (CB), détroit de Cabot (DC)	271	Estomacs, intestins	Estomacs des M du CB : 0 % Estomacs des F du CB : 1,1 % (0 à 1,6) Intestins des M du CB : 6,2 % (3,5 à 8,2) Intestins des F du CB : 0,7 % (0 à 1,5) Estomacs des M du CS : 1,7 % (0,6 à 2,6) Estomacs des F du CS : 2,7 % (0,8 à 4,6) Intestins des M du CS : 0,4 % (0,1 à 0,5) Intestins des F du CS : 0,4 % (0 à 1,2)	Données originales + données publiées (Hammill <i>et al.</i> 2007)

TABLEAU S6. PHOQUES GRIS - COURBE DE CROISSANCE DE GOMPERTZ

Tableau S6. Paramètres de la courbe de croissance de Gompertz pour les phoques gris.

Paramètre	Femelles (f)	Mâles (m)
γ_{1s}	$\gamma_{1f} \sim N(183.70, 3.57)$	$\gamma_{1m} \sim N(230.60, 6.93)$
γ_{2s}	$\gamma_{2f} \sim N(1.242, 0.048)$	$\gamma_{2m} \sim N(1.521, 0.074)$
γ_{3s}	$\gamma_{3f} \sim N(0.190, 0.014)$	$\gamma_{3m} \sim N(0.250, 0.022)$

TABLEAU S7. PHOQUES GRIS - DENSITÉ ÉNERGÉTIQUE DES PROIES

Tableau S7. Densité énergétique (kJ/g) des proies d'après Hammill et al., 2007¹ et Beck et al., 2007². Lorsque des valeurs différentes ont été données pour la même espèce (classes de longueur, régions), on en a calculé la moyenne.

Nom scientifique	Nom commun	1	2		
			(printemps)	² (été)	² (automne)
<i>Alosa pseudoharengus</i>	Gaspereau	S. O.	7,33	7,36	7,39
<i>Amblyraja radiata</i>	Raie épineuse	S. O.	4,83	4,94	4,89
<i>Ammodytes sp.</i>	Lançon	5,5	5,645	6,37	5,955
<i>Anarhichas lupus</i>	Anarrhique loup	3,59	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Clupea harengus</i>	Hareng de l'Atlantique	5,61	5,72	6,56	8,075
<i>Cottidae</i>	Chabot	5,4	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Cryptacanthodes maculatus</i>	Terrassier tacheté	4,2	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Lompe	1,88	7,48	7,74	9,23
<i>Enchelyopus cimbrius</i>	Motelle à quatre barbillons	4,2	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Eumesogrammus praecisus</i>	Quatre-lignes atlantique	4,64	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	4,81	4,41	4,515	4,585
<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Plie grise	S. O.	5,19	5,19	5,19
<i>Hemitripterus americanus</i>	Hémitriptère atlantique	5,4	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	5,1	4,685	4,675	4,58
<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Flétan de l'Atlantique	S. O.	5,34	5,49	5,4
<i>Homarus americanus</i>	Homard	S. O.	5,06	4,92	5,06
<i>Illex sp.</i>	Calmar	S. O.	6,28	6,28	6,28
<i>Leucoraja ocellata</i>	Raie tachetée	S. O.	4,62	4,57	4,59
<i>Limanda ferruginea</i>	Limande à queue jaune	4,43	5,38	5,25	5,37
<i>Lumpenus maculatus et sp.</i>	Lompénie tachetée	4,51	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Lumpenus lumpretæformis</i>	Lompénie-serpent	5,57	4,68	4,68	4,68
<i>Lycodes vahlii</i>	Lotte	6,32	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Macrozoarces americanus</i>	Loquette d'Amérique	4,43	4,39	4,55	4,68
<i>Mallotus villosus</i>	Capelan	7,505	6,055	6,765	7,745
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Aiglefin	5,3	4,225	4,195	3,45
<i>Merluccius bilinearis</i>	Merlu argenté	S. O.	1,95	2,46	1,98
<i>Myoxocephalus octodecemspinosus</i>	Chaboisseau à dix-huit épines	5,4	4,335	5,195	4,65
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Chaboisseau à épines courtes	5,4	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Myoxocephalus sp.</i>	Chaboisseau à épines	4,43	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Osmerus mordax</i>	Éperlan	4,2	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Pandalus borealis</i>	Crevette	S. O.	5,66	5,63	5,7
<i>Peprilus triacanthus</i>	Stromaté	4,5	7,86	7,69	7,69
<i>Pleuronectidae sp.</i>	Pleuronectidae sp.	4,2	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Pollachius pollachius</i>	Goberge	S. O.	5,65	5,65	5,65
<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	Plie rouge	3,6	5,11	5,25	5,04
<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan du Groenland	S. O.	5,04	5,04	6,57
<i>Scomber scombrus</i>	Maquereau bleu	4,85	5,41	9,44	9,44
<i>Scophthalmus aquosus</i>	Turbot de sable	3,52	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Sebastes sp.</i>	Sébaste	5,37	5,435	6,37	5,89
<i>Tautoglabrus adspersus</i>	Tanche-tautogue	6,6	S. O.	S. O.	S. O.
<i>Triglops murray</i>	Faux-tringle armé	3,99	S. O.	S. O.	S. O.

Nom scientifique	Nom commun	¹	² (printemps)	² (été)	² (automne)
<i>Urophycis chuss</i>	Merluche rouge	S. O.	4,93	4,93	4,93
<i>Urophycis tenuis</i>	Merluche blanche	6,3	4,85	4,91	4,86

TABLEAU S8. CÉTACÉS – %W

Tableau S8. Résumé des renseignements publiés sur le régime alimentaire du marsouin commun (*Phocoena phocoena*), du dauphin commun (*Delphinus delphis*), du dauphin à flancs blancs (*Lagenorhynchus acutus*) et du globicéphale noir (*Globicephala melas*) dans l'Atlantique Ouest. (*N* = nombre d'individus dans l'étude, y compris ceux dont l'estomac est vide, %W = pourcentage de poids humide dans le régime alimentaire, É.-U. = États-Unis, T.-N.-L. = Terre-Neuve-et-Labrador, GSL = golfe du Saint-Laurent).

Espèce	Référence	Années	Période	Région	N	Source	%W	Remarques
Dauphin commun	(Overholtz et Waring 1991)	1989	Mars à avril	É.-U.	4	Prise accessoire	100 %	Prise accessoire de la pêche au chalut du maquereau Poids des maquereaux : 249,4 g [113 à 403,3 g]
	(Waring <i>et al.</i> 1990)	1986 à 1988	Mi-hiver à la fin du printemps	É.-U.	33	Prise accessoire	S. O.	Neuf estomacs ne contenaient que des maquereaux (mais provenaient de la pêche au maquereau). Les autres estomacs contenaient des calmars ou une combinaison de proies.
Marsouin commun	(Fontaine <i>et al.</i> 1994)	1989	Mai à août	Estuaire, GSL	138	Prise accessoire	7 %	Poids des maquereaux : 573,4 ± 83,1 g
	(Gannon <i>et al.</i> 1998)	1989 à 1994	Sept. à déc.	É.-U.	95	Prise accessoire	< 1 %	Longueurs des maquereaux : 224 ± 53 cm
	(Orphanides <i>et al.</i> 2020)	1994 à 2017	Principalement de janvier à mai	É.-U.	50	Prise accessoire	6,3 %	Longueurs des maquereaux : 25,9 cm [19,3 à 39,9 cm]
	(Recchia et Read 1989)	1985 à 1987	Juin à sept.	Baie de Fundy	127	Prise accessoire	1,5 %	Longueurs des maquereaux : 296 ± 14.4 cm
	(Smith et Gaskin 1974)	1969 à 1972	Mai à sept.	Côte Est de la N.-É., baie de Fundy	81	Chasse, structure flottante, prise accessoire	S. O.	8,6 % des otolithes prélevés sur des maquereaux
Globicéphale noir	(Gannon <i>et al.</i> 1997a)	1989 à 1991	Févr. à mai	É.-U.	30	Prise accessoire	17,2 %	Prise accessoire de la pêche au chalut du maquereau Longueurs des maquereaux : 349,2 ± 30 cm [265 à 375 cm]
	(Gannon <i>et al.</i> 1997b)	1973 à 1993	Mars à sept.	É.-U.	8	Échouement	4,6 %	-
	(Overholtz et Waring 1991)	1989	Mars à avril	É.-U.	5	Prise accessoire	71,4 %	Prise accessoire de la pêche au chalut du maquereau Longueurs des maquereaux : 363,2 cm [354,8 à 460,0 cm]

Espèce	Référence	Années	Période	Région	N	Source	%W	Remarques
	(Waring <i>et al.</i> 1990)	1986 à 1988	Mi-hiver à la fin du printemps	E.-U.	169	Prise accessoire	S. O.	Deux estomacs prélevés ne contenaient que des maquereaux (mais provenaient de la pêche au maquereau). Tous les autres estomacs contenaient des calmars ou une combinaison de proies.
Dauphin à flancs blancs	(Craddock <i>et al.</i> 2009)	1991 à 2006	Hiver, été	É.-U.	62	Prise accessoire, échouement	< 1 %	-
	(Katona <i>et al.</i> 1978)	1976	Juill.	É.-U.	1	Structure flottante	S. O.	Hareng, calmar, merlu argenté
	(Schevill 1956)	S. O.	S. O.	É.-U.	1	Chasse	S. O.	Hareng et calmar
	(Sergeant et Fisher 1957)	1954	Juill.	T.-N.-L. (baie de la Trinité)	1	Chasse	S. O.	Hareng et calmar

TABLEAU S9. POISSONS PÉLAGIQUES – %W

Tableau S9. Résumé des données publiées sur le régime alimentaire du thon rouge de l'Atlantique dans l'Atlantique Nord-Ouest (au nord du cap Hatteras, limite sud du maquereau). (N = nombre d'individus dans l'étude, y compris ceux dont l'estomac est vide, %W = pourcentage de poids humide dans le régime alimentaire, eN.-É. = Est de la Nouvelle-Écosse, sGSL = Sud du golfe du Saint-Laurent)

Référence	Années	Période	Région	N	Source	%W	Remarques
(Pleizier <i>et al.</i> 2012)	2010	27 sept. au 20 nov.	Port Hood (sGSL)	35	Pêche commerciale	12,1 %	
		15 sept. au 20 nov.	Canso (eN.-É.)	33		13,2 %	
(Chase, 2002)	1988 à 1992	Juill. à oct.	Nouvelle- Angleterre (cinq régions distinctes)	819	Pêche commerciale et sportive	3,3 % [0,6 à 56,2 %]	Fourchette de %W couvrant les valeurs de chacun des cinq lieux d'échantillonnage. Longueurs des maquereaux : 10 à 36 cm (moyenne = 15,9 cm, n = 150)
(Varela <i>et al.</i> 2020b)	2015	Oct.	Port Hood (sGSL)	28	Pêche commerciale	75,75 %	
	2016			76		21,06 %	
	2017			57		26,76 %	

TABLEAU S10. POISSONS PÉLAGIQUES – %BM

Tableau S10. Résumé des données publiées sur la ration quotidienne ou le pourcentage de la masse corporelle consommée quotidiennement (%BM) pour le thon rouge de l'Atlantique. Si des valeurs sont fournies pour différentes classes d'âge et de longueur dans un même document, les renseignements concernant les individus les plus grands ont été extraits. (TRA = thon rouge de l'Atlantique, TRS = thon rouge du Sud)

Référence	Méthode	Stock	Région	Période	Taille/poids	%BM
(Chase 2002)	Rapport entre le contenu de l'estomac et le poids du poisson	TRA (ouest)	Golfe du Maine	Juill. à oct.	120 à 149 cm	1 %
					> 230 cm	0,5 %
(Van Beveren <i>et al.</i> 2017)	Modèle de budget énergétique dynamique	TRA (est)	Atlantique Est, Méditerranée	S. O.	> 100 kg ou > 160 cm	≤ 0,8 %
(Tiews 1978)	Rapport (anecdotique)	TRA (est)	Mer du Nord	S. O.	250 kg	≤ 4 %
(Young <i>et al.</i> 1997)	Rapport entre le contenu de l'estomac et le poids du poisson	TRS	Tasmanie	Mai à juill.	≤ 125 cm (sur la côte)	2,69 %
					< 140 cm (au large)	1,01 %
					≥ 140 cm (au large)	0,89 %
(Butler <i>et al.</i> 2010)	Selon le taux d'alimentation	TRA (ouest)	Caroline du Nord	Nov. à juin	> 185 cm	2,03 ± 0,59 %
(Varela <i>et al.</i> 2020b)	Selon le taux d'alimentation	TRA (ouest)	Golfe du Saint-Laurent	Automne	198 à 299 cm ou 122 à 457 kg	1,02 à 1,73 % (selon l'année)
(Varela <i>et al.</i> 2020a)	Selon le taux d'alimentation	TRA (est)	Détroit de Gibraltar	Toutes les saisons	109 à 208 cm	11,75 ± 6,85 %
(Sorell <i>et al.</i> 2017)	Selon le taux d'alimentation	TRA (est)	Détroit de Gibraltar	Août à déc.	77 à 212 cm	2,52 à 5,84 % (selon l'année)

FIGURE S1. PHOQUES GRIS – COMPARAISON DES ENSEMBLES DE DONNÉES SUR LA DENSITÉ ÉNERGÉTIQUE DES PROIES

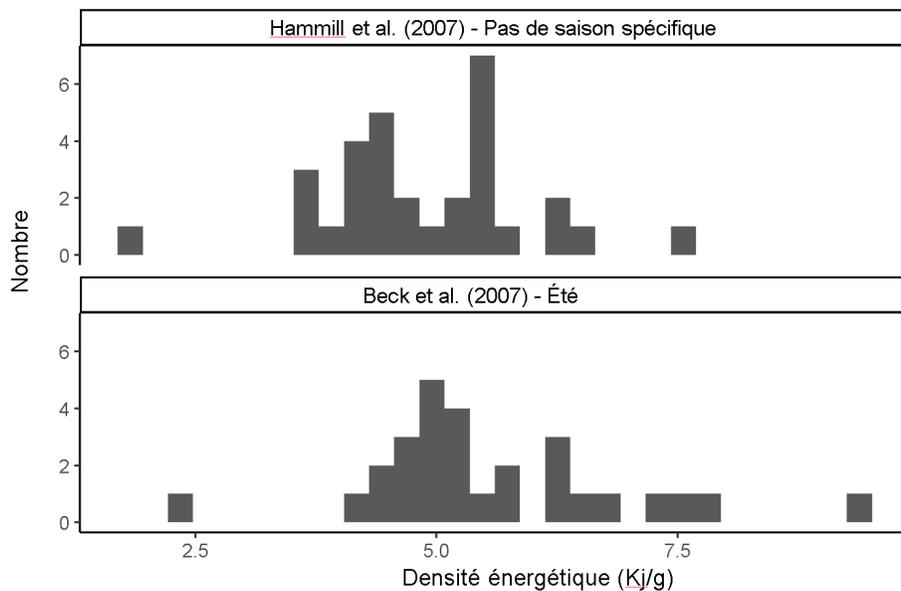


Figure S1. Comparaison des densités énergétiques d'une variété de proies du phoque gris (kJ/g) à partir de deux ensembles de données différents (Beck et al. 2007; Hammill et al. 2007).

FIGURE S2. POISSONS DE FOND DES ÉTATS-UNIS – %W

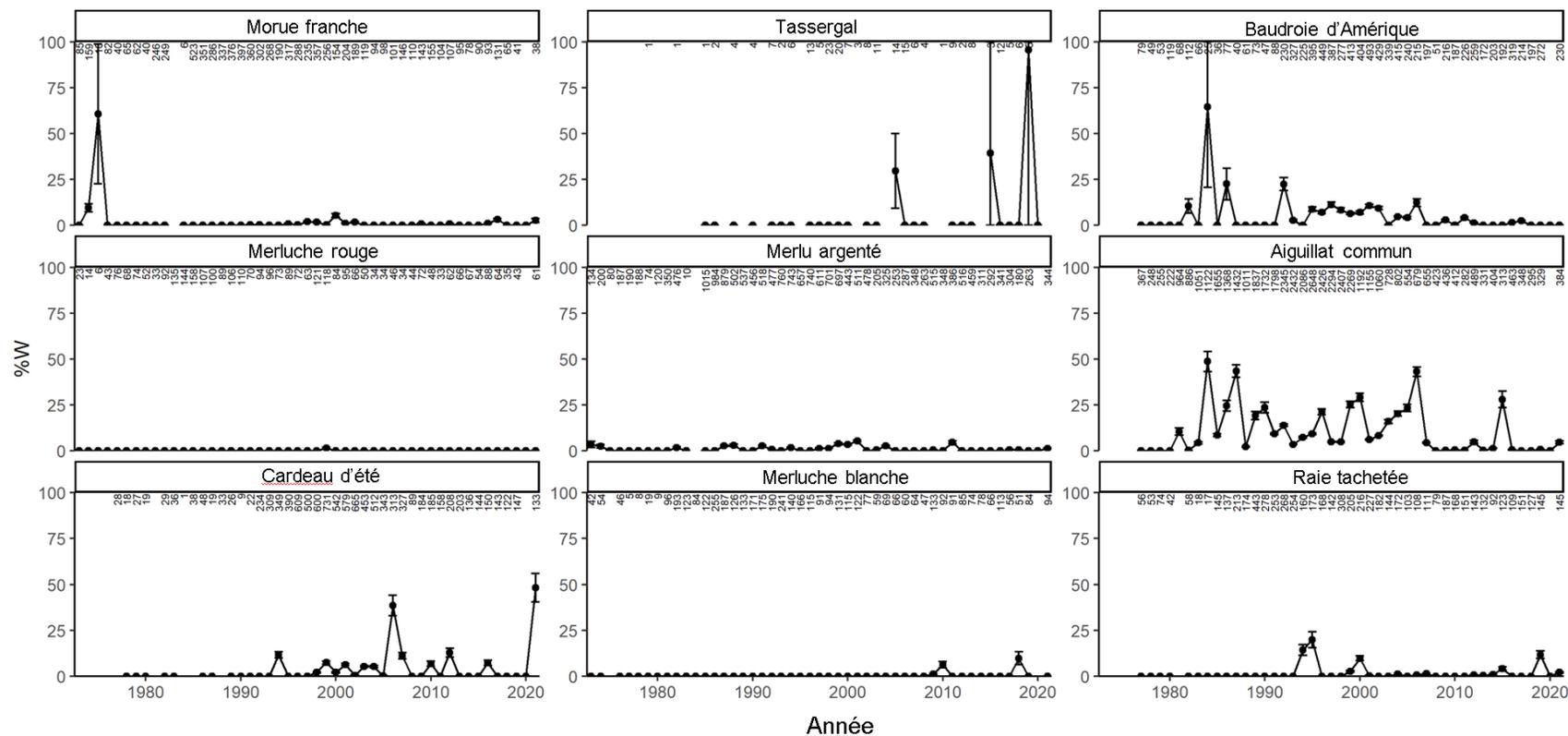


Figure S2. Pourcentage annuel de maquereau dans les estomacs des poissons de fond des É.-U., exprimé en poids (%W, moyenne avec IC à 95 %). Le nombre d'estomacs est indiqué dans la partie supérieure.

FIGURE S3. FOUS DE BASSAN – CONSOMMATION DE MAQUEREAU PAR COLONIE

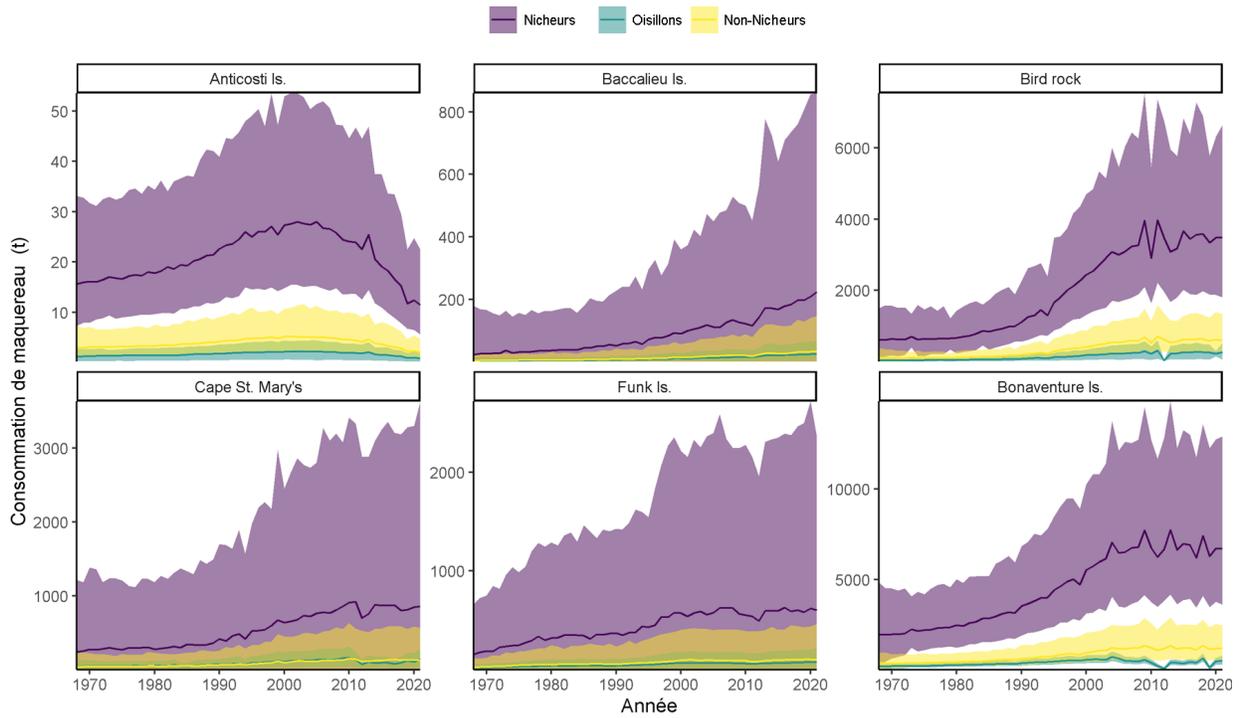


Figure S3. Estimation de la consommation de maquereau pour les fous de Bassan au Canada, par colonie et par étape du cycle de vie.

FIGURE S4. CÉTACÉS – CONSOMMATION DE MAQUEREAU PAR ESPÈCE

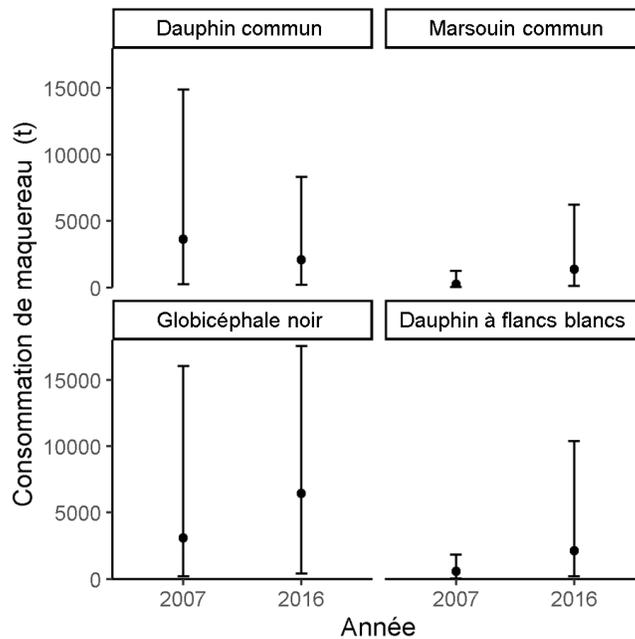


Figure S4. Estimation de la consommation de maquereau pour les quatre espèces de cétacés incluses dans la présente étude.

FIGURE S5. CONSOMMATION TOTALE – IMPORTANCE RELATIVE DE CHAQUE GROUPE DE PRÉDATEURS

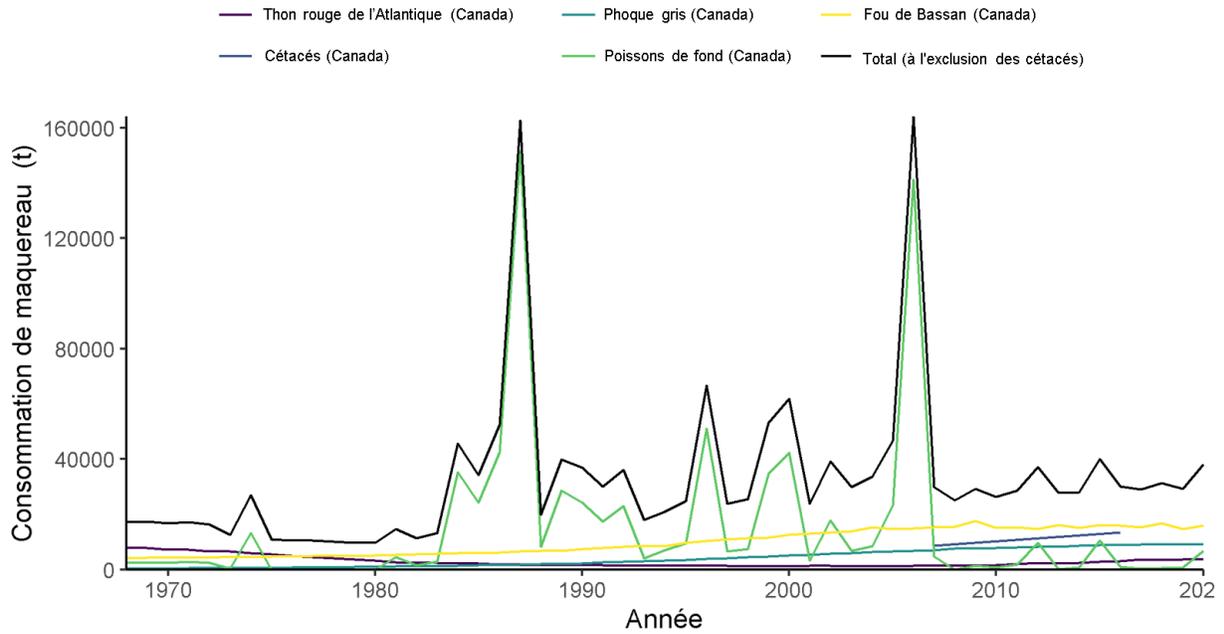


Figure S5. Estimation de la consommation de maquereau (t) par groupe de prédateurs.