

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2024 - Thèse n° 003

**CONTAMINATION DES INUITS AU MERCURE PAR
LA CHAÎNE TROPHIQUE DES PHOQUES**

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 23 février 2024
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

GAU Romane

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2024 - Thèse n° 003

**CONTAMINATION DES INUITS AU MERCURE PAR
LA CHAÎNE TROPHIQUE DES PHOQUES**

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 23 février 2024
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

GAU Romane

Liste des enseignants du Campus Vétérinaire de Lyon (20-03-2023)

Pr	ABITBOL	Marie	Professeur
Dr	ALVES-DE-OLIVEIRA	Laurent	Maître de conférences
Pr	ARCANGIOLI	Marie-Anne	Professeur
Dr	AYRAL	Florence	Maître de conférences
Pr	BECKER	Claire	Professeur
Dr	BELLUCO	Sara	Maître de conférences
Dr	BENAMOU-SMITH	Agnès	Maître de conférences
Pr	BENOIT	Etienne	Professeur
Pr	BERNY	Philippe	Professeur
Pr	BONNET-GARIN	Jeanne-Marie	Professeur
Dr	BOURGOIN	Gilles	Maître de conférences
Dr	BRUTO	Maxime	Maître de conférences
Dr	BRUYERE	Pierre	Maître de conférences
Pr	BUFF	Samuel	Professeur
Pr	BURONFOSSE	Thierry	Professeur
Dr	CACHON	Thibaut	Maître de conférences
Pr	CADORÉ	Jean-Luc	Professeur
Pr	CALLAIT-CARDINAL	Marie-Pierre	Professeur
Pr	CHABANNE	Luc	Professeur
Pr	CHALVET-MONFRAY	Karine	Professeur
Dr	CHANOIT	Gillaume	Professeur
Dr	CHETOT	Thomas	Maître de conférences
Pr	DE BOYER DES ROCHES	Alice	Professeur
Pr	DELIENNETTE-MULLER	Marie-Laure	Professeur
Pr	DJELOUADJI	Zorée	Professeur
Dr	ESCRIOU	Catherine	Maître de conférences
Dr	FRIKHA	Mohamed-Ridha	Maître de conférences
Dr	GALIA	Wessam	Maître de conférences
Pr	GILOT-FROMONT	Emmanuelle	Professeur
Dr	GONTHIER	Alain	Maître de conférences
Dr	GREZEL	Delphine	Maître de conférences
Dr	HUGONNARD	Marine	Maître de conférences
Dr	JOSSON-SCHRAMME	Anne	Chargé d'enseignement contractuel
Pr	JUNOT	Stéphane	Professeur
Pr	KODJO	Angeli	Professeur
Dr	KRAFFT	Emilie	Maître de conférences
Dr	LAABERKI	Maria-Halima	Maître de conférences
Dr	LAMBERT	Véronique	Maître de conférences
Pr	LE GRAND	Dominique	Professeur
Pr	LEBLOND	Agnès	Professeur
Dr	LEDoux	Dorothée	Maître de conférences
Dr	LEFEBVRE	Sébastien	Maître de conférences
Dr	LEFRANC-POHL	Anne-Cécile	Maître de conférences
Dr	LEGROS	Vincent	Maître de conférences
Pr	LEPAGE	Olivier	Professeur
Pr	LOUZIER	Vanessa	Professeur
Dr	LURIER	Thibaut	Maître de conférences
Dr	MAGNIN	Mathieu	Maître de conférences
Pr	MARCHAL	Thierry	Professeur
Dr	MOSCA	Marion	Maître de conférences
Pr	MOUNIER	Luc	Professeur
Dr	PEROZ	Carole	Maître de conférences
Pr	PIN	Didier	Professeur
Pr	PONCE	Frédérique	Professeur
Pr	PORTIER	Karine	Professeur
Pr	POUZOT-NEVORET	Céline	Professeur
Pr	PROUILLAC	Caroline	Professeur
Pr	REMY	Denise	Professeur
Dr	RENE MARTELLET	Magalie	Maître de conférences
Pr	ROGER	Thierry	Professeur
Dr	SAWAYA	Serge	Maître de conférences
Pr	SCHRAMME	Michael	Professeur
Pr	SERGENTET	Delphine	Professeur
Dr	TORTEREAU	Antonin	Maître de conférences
Dr	VICTONI	Tatiana	Maître de conférences
Dr	VIRIEUX-WATRELOT	Dorothée	Chargé d'enseignement contractuel
Pr	ZENNER	Lionel	Professeur

Remerciements aux membres du jury

À Monsieur le Professeur Pierre COCHAT

Professeur en Pédiatrie, De l'Université Claude Bernard Lyon 1, Faculté de médecine de Lyon Sud,

Pour m'avoir fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury de thèse, et d'avoir été aussi réactif dans ses réponses.

Qu'il trouve ici l'expression de mes hommages respectueux et de mes sincères remerciements.

À Monsieur le Professeur Philippe BERNY

Professeur en Pharmacie – Toxicologie à VetAgro Sup – Campus Vétérinaire,

Pour m'avoir encadrée dans la réalisation de ce travail,

Pour avoir participé au développement de mon intérêt pour la toxicologie dans l'environnement.

Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude et mes remerciements sincères.

À Madame la Professeure Claire BECKER

Professeure en Pathologie du bétail à VetAgro Sup – Campus Vétérinaire,

Pour m'avoir toujours encouragée et soutenue dans mes projets à travers mes années vétérinaires et pour avoir accepté le rôle de second assesseur dans ce travail.

Qu'elle trouve ici l'expression de ma profonde reconnaissance.



Table des matières

LISTE DES ANNEXES.....	9
LISTE DES FIGURES.....	11
LISTE DES TABLEAUX.....	13
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	15
INTRODUCTION.....	17
I. LE MERCURE.....	19
1. CARACTÉRISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES ET BIOLOGIQUES DU MERCURE.....	19
a. <i>Le mercure élémentaire gazeux Hg(0)</i>	19
b. <i>Le cation mercurieux Hg(I)</i>	20
c. <i>Le cation mercurique Hg(II)</i>	20
d. <i>Focus sur le méthylmercure</i>	21
2. CYCLE DU MERCURE EN ARCTIQUE.....	25
a. <i>Sources de mercure en Arctique</i>	25
b. <i>Cycle biogéochimique du mercure, avec l'exemple de l'Arctique</i>	30
c. <i>Impact du changement climatique sur le cycle du mercure</i>	38
3. TAUX DE MERCURE DANS L'ATMOSPHÈRE ET L'OCÉAN ARCTIQUE.....	40
a. <i>Concentrations de mercure dans l'océan Arctique</i>	40
b. <i>Concentrations de mercure dans l'atmosphère Arctique</i>	46
II. LES PHOQUES D'ARCTIQUE ET SA CHAÎNE TROPHIQUE.....	49
1. LES CARACTÉRISTIQUES DES PHOQUES CONSIDÉRÉS.....	49
a. <i>Caractéristiques générales</i>	49
b. <i>Répartition géographique des espèces de phoques</i>	50
c. <i>Alimentations des différentes espèces de phoques</i>	51
2. LE MERCURE DANS LA CHAÎNE TROPHIQUE DES PHOQUES.....	57
a. <i>Les mécanismes d'absorption</i>	58
b. <i>Le taux de mercure dans le zooplancton et le phytoplancton</i>	60
c. <i>Le taux de mercure dans les poissons et crustacés consommés par les phoques</i>	62
d. <i>Les effets du mercure chez les poissons et les crustacés</i>	68
3. LE MERCURE CHEZ LES PHOQUES.....	70
a. <i>Les mécanismes d'absorption et d'excrétion du mercure</i>	70
b. <i>Le taux de mercure chez les phoques</i>	73
c. <i>Les effets du mercure chez les phoques</i>	82
III. LES INUITS ET LES EFFETS DU MERCURE DANS LEUR ALIMENTATION.....	87
1. DÉFINITION ET RÉPARTITION DES INUITS.....	87
2. RÉGIME ALIMENTAIRE DES INUITS.....	91
a. <i>Alaska</i>	92
b. <i>Canada</i>	93
c. <i>Groenland (Danemark)</i>	97
d. <i>Tchoukotka (Russie)</i>	101
3. TOXICITÉ DU MERCURE POUR LES INUITS.....	102
a. <i>Les recommandations des différents pays</i>	102
b. <i>Les effets du mercure par l'alimentation sur les Inuits</i>	103
4. TAUX DE MERCURE CHEZ LES INUITS.....	107
a. <i>Taux de mercure chez les enfants et les fœtus</i>	108
b. <i>Taux de mercure chez les adultes</i>	108
c. <i>Taux de mercure total dans les aliments traditionnels</i>	111
IV. FACE À CETTE CONSTATATION : PLUSIEURS DILEMMES.....	113
1. DILEMME SANITAIRE.....	113
a. <i>Une forte mortalité inuite</i>	113

b.	<i>La sécurité alimentaire à préserver</i>	114
c.	<i>La sédentarisation et ses conséquences augmentent les problèmes sanitaires</i>	115
d.	<i>La complexité de la gestion des risques liés au mercure</i>	116
2.	DILEMME CULTUREL	117
a.	<i>Un animal : plusieurs utilisations au sein de la culture ancestrale</i>	117
b.	<i>Évolution vers une reconnaissance du droit des Inuits</i>	118
c.	<i>La chasse aux phoques : une pratique controversée</i>	120
3.	DILEMME NUTRITIONNEL	122
a.	<i>Alimentation traditionnelle : des bienfaits reconnus</i>	122
b.	<i>Manque de nutriments dans l'alimentation importée</i>	123
4.	DILEMME ÉCONOMIQUE	124
a.	<i>Le coût important des aliments importés</i>	124
b.	<i>Le prix de la chasse influence le quotidien des Inuits</i>	125
5.	DILEMME CLIMATIQUE	126
a.	<i>Le changement climatique a un impact sur la santé et le quotidien des Inuits</i>	126
b.	<i>... et sur leur alimentation</i>	126
6.	LA PRISE EN MAIN DES INUITS SUR LEUR QUOTIDIEN	127
a.	<i>L'implication des Inuits dans la recherche et dans la gouvernance</i>	127
b.	<i>Gestion des problématiques et implication à différentes échelles</i>	130
	CONCLUSION	137
	BIBLIOGRAPHIE	139
	ANNEXES	157

Liste des annexes

Annexe 1 - Recommandations de l'Union Européenne vis-à-vis du mercure dans les produits de la pêche (56)	157
Annexe 2 - Guide d'entretien d'un ethnologue maritime et polaire (13 juillet 2023)	159
Annexe 3 - Guide d'entretien d'un membre du bureau de l'organisation NAMMCO (23 octobre 2023)	160
Annexe 4 - Guide d'entretien d'une anthropologue travaillant sur les relations avec les Inuits dans un contexte de changement climatique au Nunavut, Canada (2 novembre 2023)	161
Annexe 5 - Guide d'entretien d'un vétérinaire ayant travaillé sur la chasse aux phoques au Canada et spécialiste de la gestion de la santé de la faune sauvage (22 décembre 2023)	162

Liste des figures

- Figure 1. Répartition des différentes espèces de mercure (Hg(0), Hg(II) et MeHg) dans les émissions et dans divers compartiments environnementaux et biotes de l'Arctique, exprimée en pourcentage du THg. Source : AMAP, 2021, _____ 24
- Figure 2. Diagramme de comparaison de la contribution aux émissions de mercure dans l'air entre 2005 et 2015. Source : AMAP, 2021 et AMAP, 2011 _____ 28
- Figure 3. Répartition des émissions anthropiques mondiales de mercure montrant la proximité des émissions dans les principales régions sources de l'Arctique. Source : Dastoor et al., 2022. _____ 29
- Figure 4. Contributions et emplacements des émissions ponctuelles de mercure de source anthropique dans ou à proximité de l'Arctique. Source : Dastoor et al., 2022. _____ 30
- Figure 5. Principales voies de transport aérien du mercure vers l'Arctique à partir des principales régions sources, avec une indication de la contribution de ces régions sources à des emplacements de surveillance spécifiques. Traduit à partir de la source : AMAP, 2011 31
- Figure 6. L'océan Arctique et ses échanges d'eau de mer avec les autres océans. Traduit de Carmack et al., 2016 _____ 34
- Figure 7. Schéma global du cycle biogéochimique du mercure. Source : GAU Romane, d'après le schéma de l'Ifremer ; celui du CNRS ; Dastoor et al., 2022 ; Douglas et al., 2012 ; Stern et al., 2012. _____ 37
- Figure 8. Flux annuels de Hg et bilans massiques dans l'Arctique. Résumé des estimations du bilan massique du mercure. Source : AMAP, 2021, _____ 41
- Figure 9. Carte physique de la région de dépôt principale (zone grisée). Source modifiée : <https://us-atlas.com/arctic-region.html> _____ 43
- Figure 10. Répartitions des huit espèces de phoques considérés dans l'océan Arctique et l'Atlantique Nord. Sources : nammco.no ; www.fisheries.noaa.gov ; www.iucnredlist.org _ 51
- Figure 11. Schéma de la chaîne trophique générale des phoques. Source : GAU Romane __ 52

Figure 12. Chaîne trophique du phoque capuchon avec ses proies préférentielles. Sources : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries	53
Figure 13. Chaîne trophique du phoque annelé et barbu avec leurs proies préférentielles. Sources : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries ; NAMMCO	54
Figure 14. Chaîne trophique du phoque commun et gris avec leurs proies préférentielles. Sources : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries ; NAMMCO	55
Figure 15. Chaîne trophique du phoque rubané et tacheté avec leurs proies préférentielles. Source : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries	56
Figure 16. Les processus affectant les concentrations de Hg dans les espèces de niveau trophique supérieur. Traduit de Loseto et al., 2007.	57
Figure 17. Processus écologiques et physiologiques qui influent sur les concentrations de mercure chez les phoques. Inspirée de Chételat et al., 2020.	71
Figure 18. Répartition entre les organes des différentes formes de mercure après ingestion, chez le phoque. Traduit à partir d'Ewald et al. (2019)	72
Figure 19. Répartition des différents groupes inuits dans l'Arctique. Inspirée de diverses sources : https://ii.uqam.ca/images_interactives/territoires-autochtones-traditionnels-2/ ; Encyclopédie du Canada ; ancsaregional.com/the-twelve-regions ; www.laenderservice.de ; https://axl.cefan.ulaval.ca/amnord/alaska.htm .	88

Liste des tableaux

Tableau 1. Dépôts de THg sur des zones terrestres et océaniques en Arctique. Proportion de dépôt entre 60°N et 66,5°N..	42
Tableau 2. Aliments les plus contributeurs en mercure, pour les enfants inuits, au Nunavut (2007-2008).	95

Liste des abréviations

AMAP : Arctic Monitoring and Assessment Programme
AMDE : Phénomène d'épuisement du mercure atmosphérique
ANILCA : Alaska National Interest Lands Conservation Act
CBJNQ : Convention de la Baie James et du Nord québécois
COD : Carbone organique dissous
DHTP : Dose hebdomadaire tolérable provisoire
DMeHg : Diméthylmercure
FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
GDM : Mercure gazeux dissous
HCB : Hexachlorobenzène
Hg : Terme générique pour évoquer le mercure
Hg(0) : Mercure élémentaire gazeux
Hg(I) : Cation mercurieux
Hg(II) : Cation mercurique
HgS : Sulfure de mercure
HgSe : Sélénure de mercure
MeHg : Méthylmercure
MMeHg : Monométhylmercure
NAMMCO : Commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord
NILCA : Accord sur les revendications territoriales des Inuit du Nunavik
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
PCB : Polychlorobiphényles
POP : Polluants organiques persistants
Se : Sélénium
SH : groupement sulfhydryle
TAC : Total de capture autorisée.
THg : Mercure total
UE : Union Européenne
US EPA : L'agence de protection environnementale des États-Unis

Introduction

Selon le Programme des Nations Unies pour l'Environnement, depuis la fin du 19^e siècle jusqu'en 2018, les activités anthropiques ont augmenté de 450 % les concentrations atmosphériques en mercure, par rapport aux niveaux naturels (1). Pour répondre à ces augmentations, aux catastrophes sanitaires et écosystémiques potentielles, comme dans la baie de Minnamata (Japon) dans les années 1950-1960, les différents gouvernements ont signé la convention de Minnamata en 2013 pour limiter au maximum les émissions de mercure (2). Cette convention s'ajoute à la Convention d'Helsinki de 1992 œuvrant pour prévenir et éliminer la pollution marine résultant des activités humaines en Atlantique Nord-Est (3).

Le mercure est émis dans l'hémisphère nord est transporté en Arctique par les courants atmosphériques et océaniques où il s'accumule dans les écosystèmes. Le mercure a la propriété de s'accumuler dans les organismes à des concentrations de plus en plus importantes au cours de sa vie (bioaccumulation) : plus la durée de vie d'un individu est longue, plus la concentration dans l'organisme sera élevée. Les concentrations en mercure augmentent le long de la chaîne alimentaire, quand le niveau trophique augmente, pour l'ensemble de l'écosystème (bioamplification) (4). Les Inuits, peuple autochtone de l'Arctique, consommant beaucoup de poissons et de mammifères marins, dont les phoques, sont l'une des populations les plus exposées au mercure. D'ailleurs, les Nations Unies ont conclu que les Inuits de l'Arctique présentent parmi les niveaux de mercure les plus élevés au monde (5).

Il existe plusieurs définitions de l'Arctique. Dans cette thèse, en accord avec plusieurs sources telles que l'*Arctic Monitoring and Assessment Programme* (AMAP), le terme « Arctique » regroupe la zone arctique (entre 66,5°N et le pôle Nord) et subarctique (entre 50 et 70°N). Elles sont divisées selon les climats locaux.

Dans une approche *Une Seule Santé*, nous allons nous intéresser à la contamination de ce peuple autochtone réparti dans quatre pays : Canada, États-Unis (Alaska), Groenland, Russie (Péninsule Tchoukotka). Cette contamination sera étudiée à travers l'aliment consommé tous les mois de l'année avec un modèle animal de biosurveillance important pour évaluer les tendances circumpolaires des contaminants : le phoque. Nous allons également examiner les dilemmes que cela soulève et les contextes sociétaux dans lesquels ce problème de santé publique est ancré. Dans cette thèse, nous allons suivre la chaîne trophique de l'environnement aux Inuits, en analysant les effets de cette contamination à chaque étape.

I. Le mercure

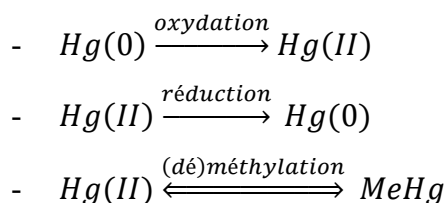
1. Caractéristiques physicochimiques et biologiques du mercure

Le mercure (Hg) est un élément métallique dont la masse volumique est supérieure à $5g/cm^3$, au même titre que le cadmium ou le plomb, nommé élément trace métallique. Il est le seul métal qui demeure sous sa forme liquide à température ambiante. Il s'évapore à $0\text{ }^\circ\text{C}$ et se combine très facilement avec d'autres substances comme les métaux ou les sels inorganiques (6).

Le mercure est un métal que l'on trouve à l'état naturel dans l'écorce terrestre sous la forme d'un minéral appelé cinabre, qui est un sulfure de mercure (HgS) (7).

Le mercure possède trois états de valence, cela correspond au nombre d'électrons libres dans la couche externe de l'atome, ainsi cela détermine le nombre de liaisons maximales avec d'autres atomes. Ici, les états de valence possible sont : 0, I, II.

Les principales transformations sont celles-ci (8) :



Le cation mercurique Hg(II) est le plus stable, car il va former des liaisons covalentes avec le carbone, le soufre, le brome, l'iode ou encore le chlore. Il se combine aussi bien aux anions inorganiques tels que l'anion sulfure (S^{2-}), l'anion chlorure (Cl^-), l'anion oxyde (O_2^-), et l'ion hydroxyde (OH^-), qu'aux composés organiques et formants, par exemple, le méthylmercure (MeHg). En se combinant aux anions inorganiques, le cation mercurique ou le cation mercureux forme un sel de mercure inorganique (9). Le cation mercurique présente également une forte affinité pour les groupes sulfhydryles (-SH) (10). Ainsi, les trois principales formes du mercure sont : sa forme élémentaire, les sels inorganiques divalents et le mercure organique alkylé (surtout le MeHg) (9).

Les trois degrés d'oxydation du mercure possèdent des propriétés différentes. De plus, il s'agit d'un toxique cumulatif.

a. Le mercure élémentaire gazeux Hg(0)

Il s'agit de la forme volatile de Hg existant sous forme de métal liquide à température ambiante (point de fusion : $-38,83\text{ }^\circ\text{C}$). Le Hg(0) a un temps de séjour allant de plusieurs mois

à plus d'un an dans l'atmosphère et peut être transporté de la source d'émission vers des régions polaires éloignées en quelques jours à quelques semaines (11). Il s'agit de la voie de transport principale pour le transport atmosphérique du mercure. Il peut rester 6 à 18 mois dans l'atmosphère.

Une petite fraction de Hg(0) se dissout dans les eaux naturelles et est appelée « mercure gazeux dissous » (GDM).

Il est souvent et essentiellement absorbé par voie pulmonaire chez l'humain (61-86 % des cas d'absorption, mais devient de plus en plus rare). L'absorption digestive et cutanée reste faible (<3 %). L'ingestion accidentelle ou volontaire de Hg(0) n'entraîne pas d'intoxication, car il est très peu résorbé. En revanche, pour la fraction absorbée, Hg(0) est très lipophile, donc traverse facilement les barrières hématoencéphaliques et placentaires et ensuite peut s'oxyder en cation mercurique. Le Hg est classé comme tératogène et foetotoxique par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (9). Les dérivés minéraux sont transformés en Hg(II) par les catalases érythrocytaires. Inversement, le Hg(II) est oxydé puis réduit dans les tissus mammaires en Hg(0) sous l'action de la glutathion réductase (6)

Le Hg(0) est stocké dans les cellules tubulaires proximales des reins et les metallothionéines permettent une certaine détoxification. Il peut également être stocké dans le foie, les poumons, les muscles, la peau et les phanères (6).

Il est excrété par les reins principalement, et dans une moindre mesure, l'excrétion peut être biliaire (jusqu'à 40 %), et plus faible par la peau, le lait, la salive, la sueur ou les phanères (6, 9). Le temps de demi-vie chez les humains est de 60 jours (6).

b. Le cation mercurieux Hg(I)

Il est non volatil, insoluble dans l'eau et insoluble dans les lipides. Il y a peu d'informations sur ce cation seul, il est souvent sous forme composée avec d'autres molécules en se présentant sous forme Hg_2^{2+} . Dans les écosystèmes aquatiques, il est instable (10).

Hg_2^{2+} n'est stable qu'en concentration limitée et les réactions de précipitation ou complexation produisent toutes sa dismutation en cation mercurique (8).

c. Le cation mercurique Hg(II)

Le Hg divalent inorganique (Hg(II)) est la principale forme de Hg trouvée dans les eaux naturelles, les sols et les sédiments (5). Les espèces de Hg(II) sont facilement déposés dans les

écosystèmes mondiaux par absorption directe et piégeage des précipitations sur une échelle de temps plus courte (jusqu'à deux semaines)(6).

Le Hg(II) inorganique peut être rejeté dans l'atmosphère. Cependant, il a un temps de séjour dans l'atmosphère plus court que Hg(0), en raison de sa solubilité et de sa réactivité chimique plus élevées que le Hg(0). Hg(II) dans l'air est soit en phase gazeuse, soit fixé à des particules liées au mercure (PBM). Dans l'atmosphère, du Hg(II) est également produit à partir de l'oxydation du Hg(0), principalement lors des événements printaniers d'épuisement du mercure atmosphérique (AMDE) (5).

Ce cation est soluble dans l'eau et est insoluble dans les lipides. Chez les humains, le temps de demi-vie est de 40 jours. Il est faiblement absorbé par voie pulmonaire et par voie digestive (<7 %). À l'intérieur des organismes, le Hg(II) se lie principalement aux groupes thiols (-SH) disponibles sur les biomolécules sous forme de protéines (6, 9). Ainsi, il se fixe aux hématies (25-31 %) et forme des complexes avec les protéines plasmatiques contenant des acides aminés sulfurés. En se fixant aux protéines plasmatiques, il est distribué dans le foie et le rein. Il est ensuite stocké dans les cellules tubulaires proximales des reins et les metallothionéines permettent une certaine détoxification. Sinon, il est stocké dans le foie, les poumons, les muscles, la peau et les phanères. Le stockage est lent dans le système nerveux central. L'élimination se fait par les urines et les fèces (6).

d. Focus sur le méthylmercure

Le MeHg est la plus importante des combinaisons de Hg(II) avec des composés carbonés réduits (organomercuriels).

La principale forme de MeHg existant dans les écosystèmes est le monométhylmercure (MMeHg). Toutefois, dans des environnements tels que les océans, le diméthylmercure (DMeHg) est l'espèce dominante. Le MMeHg peut être produit par méthylation de Hg inorganique grâce à des bactéries marines et des macro-algues, et par photolyse du DMeHg dans l'atmosphère, après évaporation, puis suivi d'un dépôt (5, 12). Ces processus sont mal quantifiés en Arctique, mais seraient potentiellement importants dans les eaux de surface polaires (12).

Le MMeHg et le DMeHg ont tous les deux des propriétés toxiques et lipophiles. Cependant, les connaissances actuelles ont permis de démontrer que seul le MMeHg se bioamplifie dans les réseaux trophiques aquatiques à d'importantes concentrations pouvant être toxiques pour la faune et les humains.

La plupart des données analytiques sur le Hg méthylé ne font pas la différence entre le MMeHg et le DMeHg. Ainsi, dans le reste du document le terme MeHg sera utilisé pour qualifier ces deux formes de mercure méthylé, sauf s'il y a une différence connue entre ces formes.

i. Dans l'environnement

La majorité du Hg présent dans l'environnement arctique existe sous des formes inorganiques. Une partie de celui-ci est convertie en MeHg dans les eaux, les sédiments et les sols par des processus abiotiques et biotiques. Ce MeHg peut ensuite être intégré à des réseaux trophiques aquatiques, se bioaccumuler et se bioconcentrer pour atteindre des concentrations préoccupantes. Le MeHg peut également être redégradé en Hg(II) et Hg(0) par des processus de déméthylation biotiques ou abiotiques (5).

Il semblerait qu'il existe différentes voies par lesquelles le Hg(II) est transformé, dans l'environnement, en MeHg. Pour l'instant, les processus exacts sont peu connus. Tous les micro-organismes méthylant le Hg n'ont pas la même capacité et cela paraît dépendre des souches individuelles plutôt que du classement taxonomique. Il s'agit principalement de macroalgues polaires et de bactéries marines (13). Ces organismes sont riches en methylcobalamine (vitamine B12) et sont souvent des bactéries sulfatoréductrices (14, 15).

Dans les zones pélagiques marines, la méthylation du mercure aurait lieu dans des zones déficientes en oxygène, où ce processus est favorisé par une dégradation de la matière organique et la production primaire. Dans les zones benthiques marines côtières, le MeHg est essentiellement formé par des réactions microbiennes anaérobies impliquant des bactéries sulfatoréductrices, des archées, et des méthanogènes présents dans des sédiments anoxiques. Même si la méthylation (et la déméthylation) du mercure se déroule à la fois dans les zones pélagiques et benthiques, les concentrations de MeHg dans les sédiments ont généralement un ordre de grandeur plus élevé que celles présentes dans l'eau de mer (16). Ainsi, la variation de concentration de MeHg est la plus importante pour le biote benthique, en fonction de la composition de la communauté microbienne présente dans les sédiments de surface et de la quantité de matière organique disponible. Cette matière organique permet la chélation du MeHg et ainsi, la réduction de sa biodisponibilité (16). Ces processus sont souvent dans des environnements partiellement anoxiques, car ils sont favorables à la formation du sulfate et à la croissance des bactéries sulfatoréductrices, et ces processus doivent aussi être dans un environnement présentant un gradient de conditions redox (12).

Les facteurs déterminant la biodisponibilité du MeHg et son absorption par les algues ou le phytoplancton sont importants, mais ils demeurent peu explorés au sein des écosystèmes

aquatiques de l'Arctique. L'hypothèse est qu'il existe deux voies d'absorption du Hg inorganique par les microorganismes produisant le MeHg : i) La diffusion passive d'espèces de Hg non chargées (comme le HgS) dissoutes à travers la bicouche lipidique des parois cellulaires microbiennes ; ii) Le transport actif des espèces de Hg. Ces microorganismes seraient le principal point d'entrée du MeHg dans les réseaux trophiques aquatiques. En raison des caractéristiques spécifiques de l'Arctique, et ainsi des caractéristiques d'adaptation des microorganismes, il est probable que la disponibilité et les taux d'absorption du mercure par les microorganismes en Arctique présentent des variations significatives par rapport à d'autres contextes environnementaux (12).

La quantité de MeHg dépend aussi du cycle du mercure, qui peut freiner ou favoriser la bioaccumulation du MeHg. Une étude mondiale récente a révélé que ces relations étaient largement influencées par l'emplacement géographique et l'échelle temporelle, ainsi que par les activités humaines (5, 17). Un des facteurs de la concentration en MeHg dépend de la concentration en carbone organique dissous (COD), de carbone organique particulaire et les niveaux de mercure total (THg). En effet, dans les lacs de l'Extrême Arctique, les eaux présentant de faibles concentrations de COD étaient associées à une plus grande bioaccumulation de MeHg à la base du réseau trophique, même lorsque les concentrations de MeHg dans l'eau étaient faibles. Ainsi, il n'y aurait pas de toujours de corrélation entre le taux de mercure dans l'eau et la bioaccumulation (5). Les complexes entre le Hg(II) et les COD, ou le chlorure, se forment où se rencontrent les rivières, la neige côtière et la glace de mer. L'absorption de MeHg et de Hg inorganique par les diatomées¹ est influencée par ces complexes (12).

Dans l'eau, un processus de biométhylation est exercé par des bactéries aquatiques en présence d'un faible taux d'oxygène dissous. Lorsque le mercure passe de l'atmosphère à la surface océanique, ce phénomène peut avoir lieu dans les couches profondes de l'océan, par des bactéries qui décomposent les matières organiques (18).

Le risque posé par la pollution au Hg pour les écosystèmes arctiques dépend des quantités de Hg inorganique transportées dans l'Arctique engendrant et dépendant du cycle du mercure, mais également des quantités de Hg méthylé et accumulé dans les réseaux trophiques aquatiques (5). Le MeHg, produit à partir du réservoir abiotique de Hg(II) dans l'océan pourrait

¹ Algues monocellulaires, classées parmi les producteurs primaires

pénétrer dans les réseaux trophiques soit par remontée d'eau, soit par migration verticale du zooplancton (12).

Ce risque peut être illustré par l'histogramme Figure 1. Le risque ne provient pas de la même espèce de mercure selon l'organisme ou l'environnement regardé. Le MeHg est l'espèce risquée dans les réseaux trophiques et sa bioaccumulation est bien illustrée avec ce rapport croissant de MeHg/Hg total : phytoplancton (~17 %) < copépodes (~30 %) < invertébrés (~65 %) < morue d'arctique (~82 %) < béluga (~95 %). Sa zone de méthylation est aussi illustrée par ce rapport : les zones profondes de l'océan Arctique contiennent plus de MeHg que la surface de l'océan, par rapport au THg.

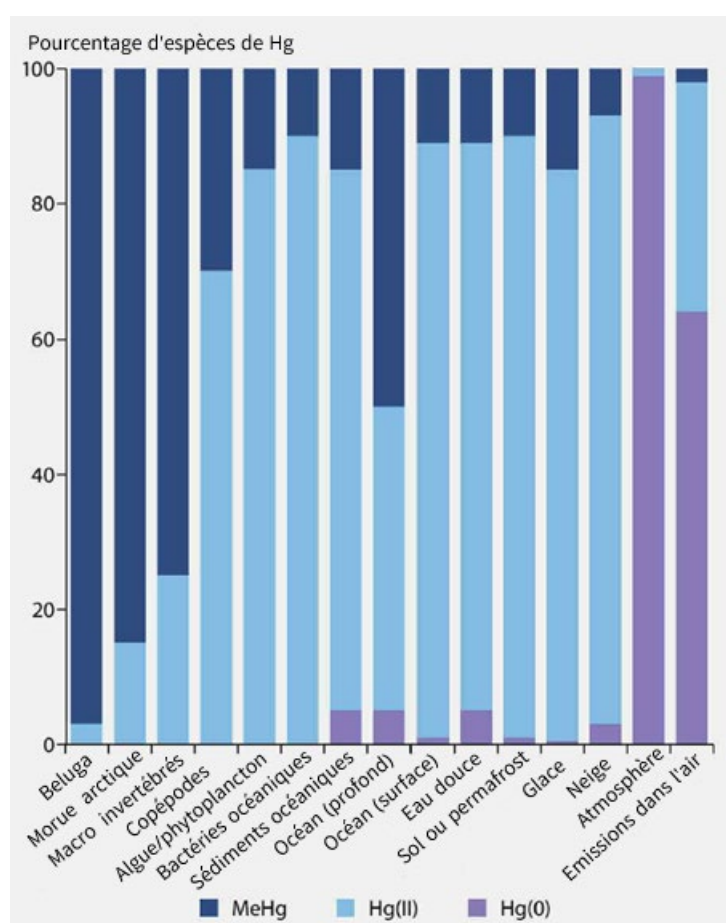


Figure 1. Répartition des différentes espèces de mercure (Hg(0), Hg(II) et MeHg) dans les émissions et dans divers compartiments environnementaux et biotes de l'Arctique, exprimée en pourcentage du THg. Traduit à partir : AMAP, 2021,

ii. Dans l'organisme humain

Le groupe méthyl associé au cation mercurique permet d'associer deux propriétés : la solubilité dans les graisses du groupe méthyl et l'hydrosolubilité de Hg(II).

Dans l'organisme humain, les microflore intestinale et buccale peuvent provoquer une méthylation du Hg(II), résultant du MMeHg ou du DMeHg. Que cela soit par ingestion

d'aliments contenant du mercure méthylé ou par la méthylation dans l'organisme, le MeHg est absorbé en majeure partie (95 %) par voie digestive chez les humains ; en revanche, son absorption pulmonaire et cutanée est infime (9, 19). Sous cette forme, l'absorption est rapide par le sang. Il se concentre à 95 % dans les hématies et se lie à l'hémoglobine, car il possède un groupement sulfhydryle (19). Cette liaison lui permet d'entrer facilement dans le cerveau d'un adulte, d'un enfant ou d'un fœtus en croissance. En effet, il franchit rapidement la barrière placentaire et la barrière hémato-encéphalique, du fait de sa liposolubilité, par le biais d'un transport actif (9, 20). Au niveau du cerveau, le MeHg s'accumule et est lentement transformé en mercure inorganique par déméthylation et formation de liaisons, car il devient plus stable que dans les autres organes (19). La partie hydrophile se retrouve piégé dans les lysosomes et le MeHg et le Hg sont incapables de sortir de la barrière hémato-encéphalique, ce qui entraîne une demi-vie estimée dans le cerveau humain jusqu'à plusieurs semaines pour le MeHg et jusqu'à 22 ans pour le Hg(II) (9, 20). Actuellement, les connaissances donnent cette propriété seulement au MMeHg (5).

Le MeHg se stocke aussi dans le foie, les reins, les phanères et le lait. En revanche, au niveau de la peau, des muscles et des phanères, le taux de déméthylation est faible.

Au même titre que le Hg(II), le MeHg a une affinité pour les groupes sulfhydryle dans l'organisme et les protéines structurelles, ainsi que les enzymes en sont constituées. Il s'agit d'une hypothèse pour expliquer la toxicité du MeHg (19).

Chez l'humain, la demi-vie biologique du MeHg est estimée entre 35 et 189 jours, avec des variations interindividuelles (9) et chez les poissons de 500 à 1 000 jours (19).

Ensuite, le MeHg est partiellement excrété par voie biliaire par le cycle entérohépatique. Le MeHg peut être réabsorbé dans l'intestin, en faible quantité. La grande partie du MeHg est éliminée sous forme déméthylée dans les fèces (9, 19). Les cheveux sont aussi une voie d'élimination importante. En effet, la concentration en mercure dans les cheveux est de 200 à 300 fois la concentration sanguine. Le MeHg est aussi éliminé par les urines (<10 %) et le lait dans une moindre mesure (6). Effectivement, l'excrétion du MeHg dans le lait maternel est plus faible que celle pour le mercure inorganique (9).

2. Cycle du mercure en Arctique

a. Sources de mercure en Arctique

Le mercure possède une toxicité différente selon le moment de son cycle biogéochimique. Trois principales étapes sont distinguables (14, 21) :

- Émission
- Transport
- Dépôt dans l'environnement, conversion biologique et absorption par les organismes vivants

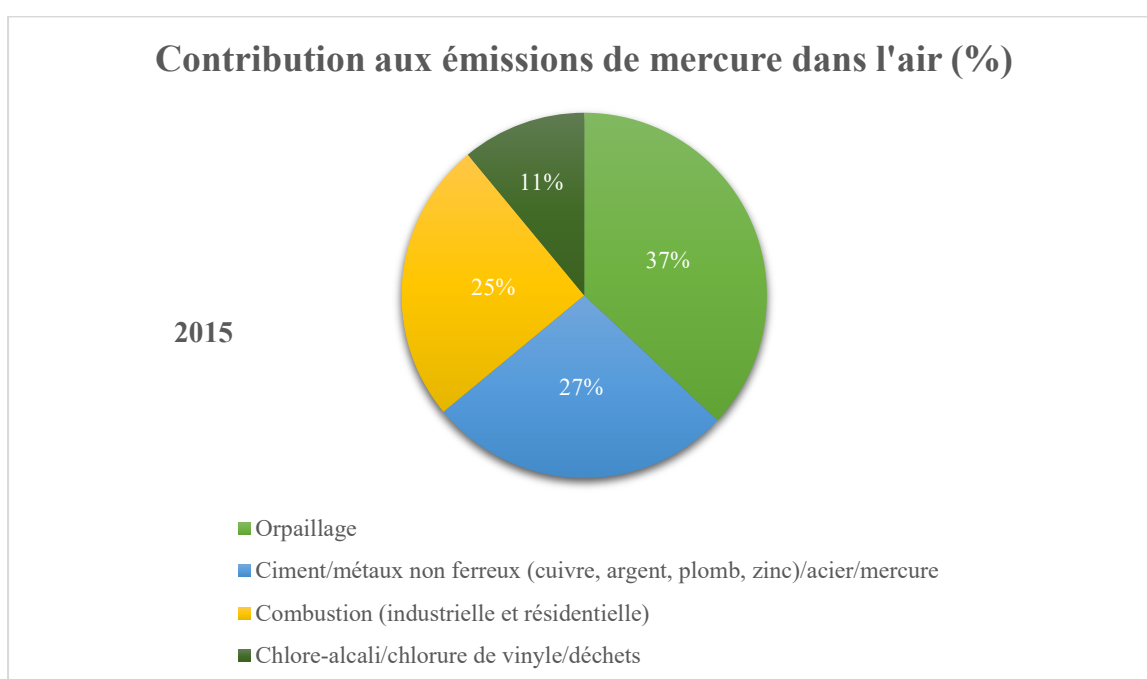
Le mercure est le 67^e composant de l'écorce terrestre, à raison d'une concentration de 20-60 µg/kg environ (22). Les sources naturelles de Hg sont constituées par les sols, la végétation (1000 tonnes/an) et les roches mercurifères, le volcanisme (en moyenne 500 tonnes/an) et la biomasse (surtout par les feux de forêt : approximativement 600 tonnes/an) (15). Les surfaces aquatiques sont une source pour l'atmosphère par le biais de l'évaporation (elles contiennent environ 310 000 tonnes de mercure et libèrent environ 3 400 tonnes/an) (23). Les émissions totales (naturelles et anthropiques), dans la première partie du 21^e siècle, sont évaluées autour de 6 600 tonnes/an dans le monde (11) dont environ 890 tonnes/an provient d'Europe (24).

Le « *Global Mercury Assessment* », en 2018, estime qu'actuellement, les émissions mondiales totales de mercure dans l'air sont d'environ 8 000 t/an. Parmi ces émissions, 2 500 tonnes par an proviendrait de sources anthropiques, 2 100 tonnes/an proviendraient de sources naturelles terrestres (~500 tonnes/an géogéniques et ~1 600 tonnes/an de réémissions provenant du sol, de la végétation et de la combustion de la biomasse à ciel ouvert) et 3 400 tonnes/an seraient du Hg(0) d'origine marine (5). Les incendies de forêt, à l'échelle mondiale, représentent l'une des voies naturelles de réémission du Hg dans l'atmosphère, y compris les incendies dans la forêt boréale de l'Arctique (au nord de 60°N) (25). En 2015, les sources anthropiques étaient à l'origine d'environ 2 220 tonnes/an, soit 20 % de plus qu'en 2010 et 11 % de moins qu'en 2018 (25).

Ce rapport estime que l'atmosphère contient environ 4 400 tonnes de mercure, ce qui représente une augmentation en pourcentage due aux activités humaines d'environ 450 % depuis le milieu du XVe siècle environ (5). Ceci corrobore avec l'agence européenne pour l'environnement, qui estime que le taux de mercure présent dans l'atmosphère est 500 % plus élevés que les taux naturels. Dans les océans, la concentration de mercure est supérieure d'environ 200 % à son niveau basal (26), sachant que dans le rapport du « *Global Mercury Assessment* », l'émission directe dans les océans est de 1 000 tonnes/an, que cela soit par les rivières, par les sources géogéniques ou les activités anthropiques (5).

En 2015, les sources anthropiques de mercure mondiales sont surtout industrielles (5) :

1. Les activités d'orpaillage (industrielles ou artisanales) constituent la principale source anthropique dans le monde
2. Production de ciment, de métaux non ferreux (cuivre, argent, plomb, zinc), d'acier et exploitation du mercure
3. La combustion de charbon, lignite, tourbe et bois, qui contiennent de petites quantités de mercure rejetées lors de la combustion ; la combustion de carburants (combustion industrielle et résidentielle)
4. Production de chlore-alkali (procédé à cellule de mercure) et de monomère de chlorure de vinyle (catalyseur au mercure), émissions provenant des crémations, de l'incinération des déchets



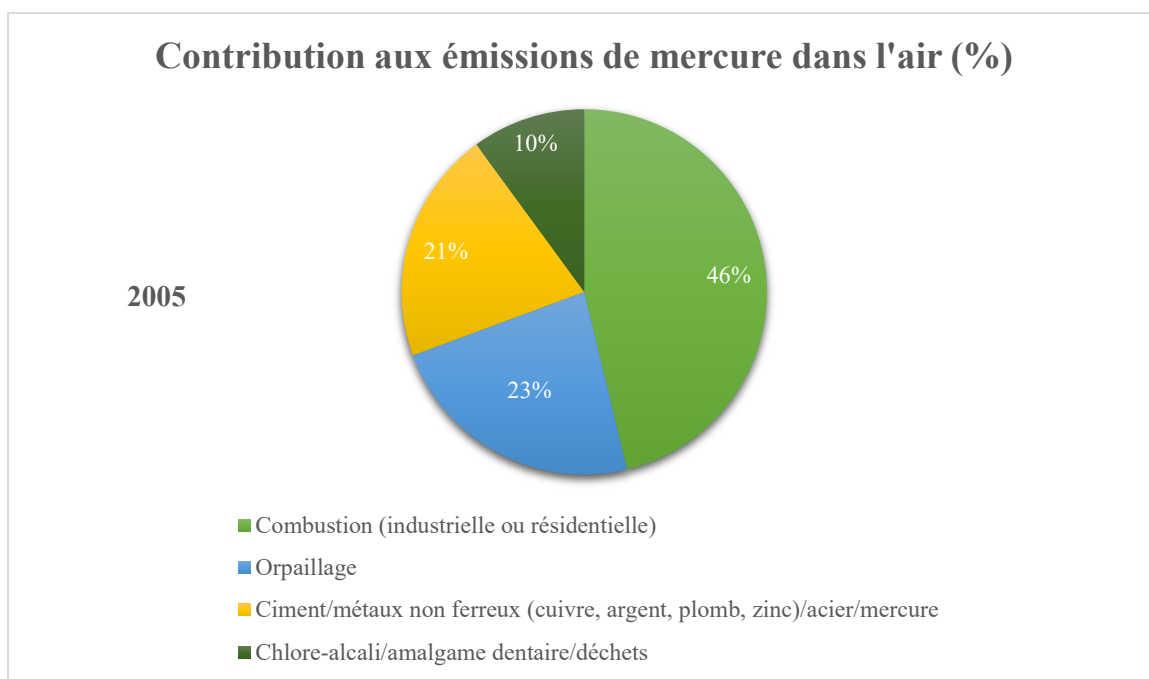


Figure 2. Diagramme de comparaison de la contribution aux émissions de mercure dans l'air entre 2005 et 2015. Source : AMAP, 2021 et AMAP, 2011

Comme on peut le voir dans la comparaison Figure 2, en dix ans, les sources d'émissions de Hg restent les mêmes. En revanche, leurs parts de contributions ont changé : la combustion est passée de la première source à la troisième source et l'orpillage de la seconde à la première source en dix ans.

Les substances organomercurielles utilisées dans différents pays comme fongicides, dans les peintures et dans l'industrie de la pâte à papier, ainsi que l'industrie pharmaceutique avec, par exemple, le mercurochrome, les produits de blanchiment de la peau et produits de dentisteries, participent à l'émission mondiale de mercure dans l'environnement (27).

La plupart des émissions anthropiques de Hg se produisent en dehors de l'Arctique. Seulement 14 tonnes (soit 0,63 % des émissions anthropiques) sont émises au nord de 60°N, comme l'illustre la Figure 3 (5, 25). Le Hg émis est transporté par l'atmosphère et les courants océaniques (25). Les modèles ont estimé que les émissions anthropiques mondiales de Hg, en 2015, représentaient 32 % des dépôts annuels de Hg dans l'Arctique. Les réémissions des dépôts (d'origine anthropique et géogénique) des sols et des océans contribuent à 64 % de ces dépôts, et les émissions géogéniques primaires contribuent à 4 % de ces dépôts. L'est de l'Arctique (à partir du 70°N), reçoit plus de dépôts annuels anthropiques que l'ouest de l'Arctique. La moitié des dépôts anthropiques annuels de Hg dans l'Arctique se produisent au printemps, suivis de 25 % en été, 13 % en automne et 12 % en hiver (5, 25).

Les estimations de l'inventaire de 2015, faites par l'AMAP et l'Organisation des Nations Unies, identifient l'Asie comme étant responsable d'environ 50 % des émissions mondiales en Hg : 40 % l'Asie de l'Est et du Sud-Est et 10 % l'Asie du Sud. Cela reflète la croissance industrielle récente dans ces régions, et en particulier, l'utilisation du charbon comme principale source d'énergie. Cette croissance commence à se stabiliser en comparant à celle de 2005, où l'Asie se voyait responsable de 65 % des émissions mondiales de Hg. Ensuite, les pays membres de la Communauté des États Indépendants et le continent Africain sont responsables à 12 %, l'Europe est responsable à 8 %, suivi par l'Amérique du Sud (7 %) et l'Amérique Centrale (6 %), l'Amérique du Nord et l'Arctique sont responsables à 3 %. En 2005, l'Amérique du Nord était responsable à 8,3 %, signifiant soit que d'autres pays se sont mis à développer leurs activités, diminuant la part, ou soit que l'Amérique du Nord a réduit ses émissions (11, 25). La répartition de ces émissions anthropiques est illustrée avec la Figure 3, associée à la Figure 4 pour spécifier le domaine d'émission.

L'Arctique émet peu de Hg, cependant, les pays ayant des territoires en Arctique et qui participent au Conseil de l'Arctique, contribuent significativement aux émissions mondiales. En 2015, en additionnant les pays membres du Conseil de l'Arctique et les pays observateurs, il leur est attribué 44 % des émissions mondiales anthropiques (5).

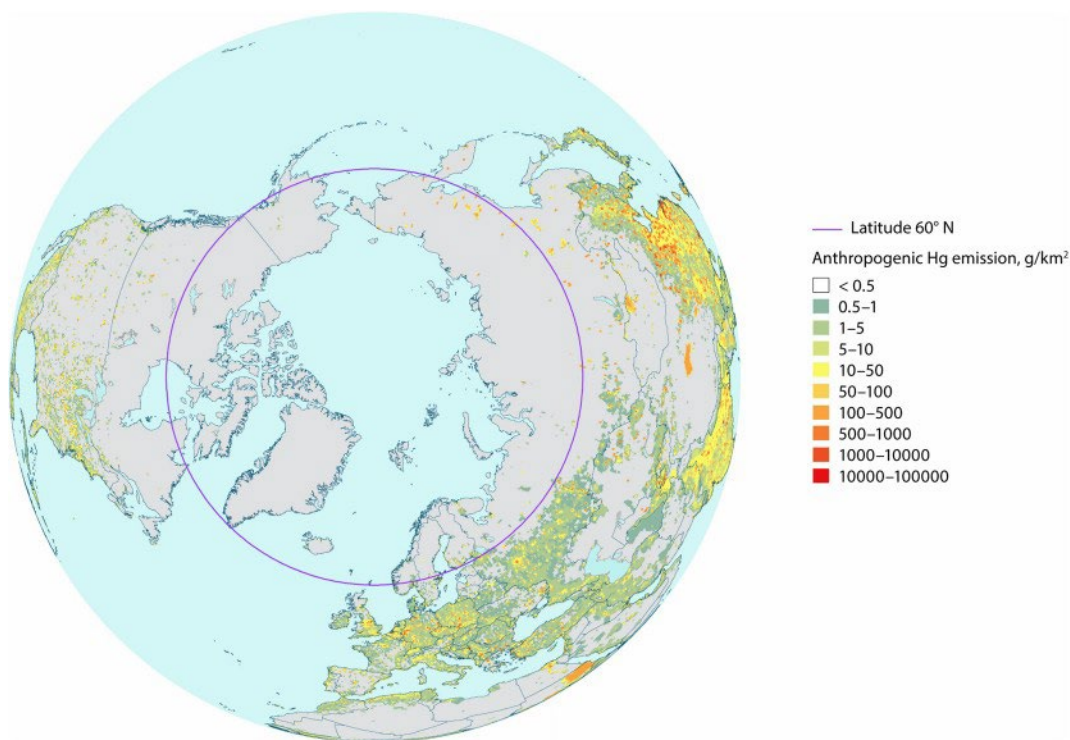


Figure 3. Répartition des émissions anthropiques mondiales de mercure montrant la proximité des émissions dans les principales régions sources de l'Arctique. Source : Dastoor et al., 2022.

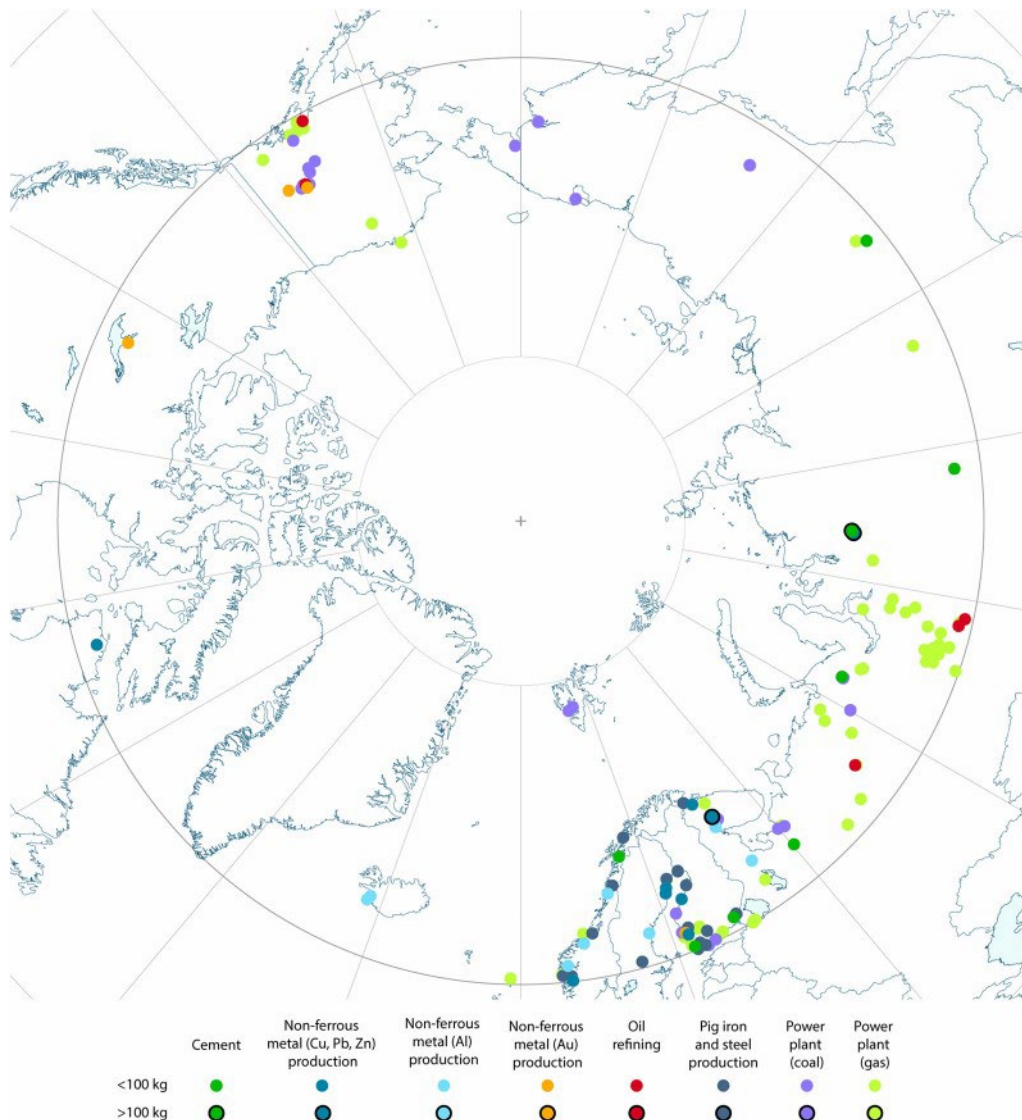


Figure 4. Contributions et emplacements des émissions ponctuelles de mercure de source anthropique dans ou à proximité de l'Arctique. Source : Dastoor et al., 2022.

La plupart des émissions anthropiques de mercure en Arctique se produisent en Russie et sont associées aux fonderies de métaux non ferreux. L'Arctique abrite également des centrales électriques au charbon et d'autres installations industrielles pour la production de ciment et de métaux ferreux, des opérations minières et de raffinage du pétrole, en Arctique ou à proximité (5).

b. Cycle biogéochimique du mercure, avec l'exemple de l'Arctique

Le mercure a un cycle biogéochimique extrêmement complexe avec de nombreux processus affectés par le climat, la présence d'oxygène et la localisation.

i. Processus atmosphériques

Le Hg présent dans l'atmosphère est déplacé par les courants atmosphériques, comme le montre la Figure 5.

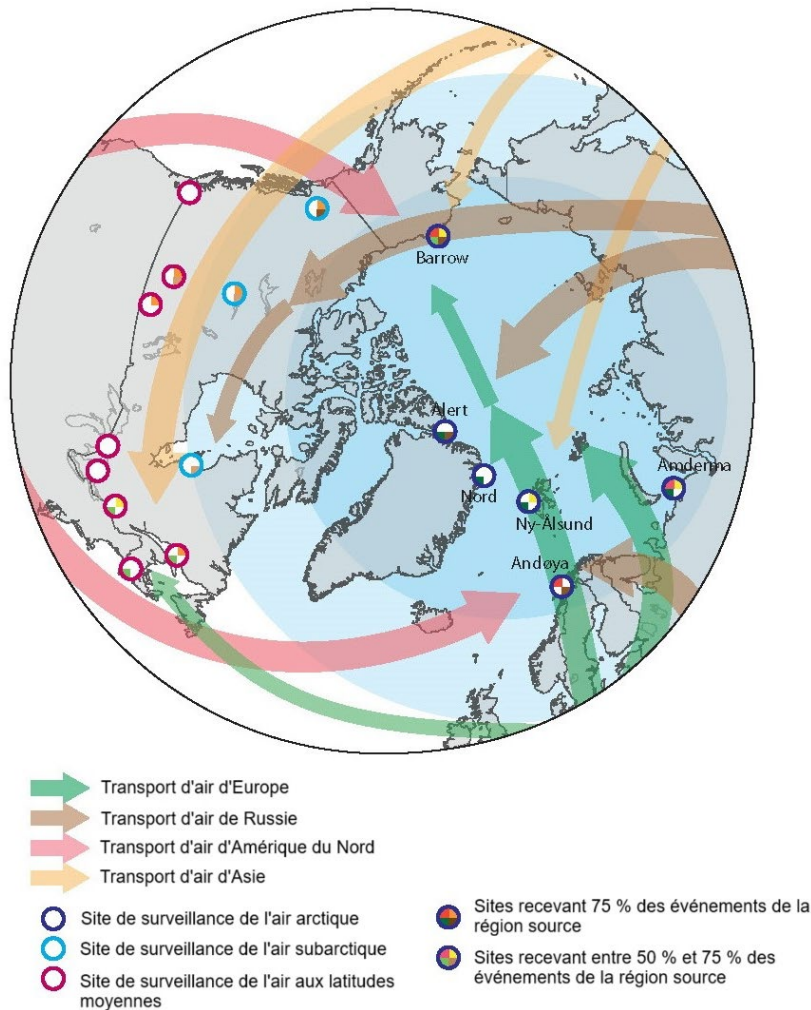


Figure 5. Principales voies de transport aérien du mercure vers l'Arctique à partir des principales régions sources, avec une indication de la contribution de ces régions sources à des emplacements de surveillance spécifiques. Traduit à partir de la source : AMAP, 2011

La circulation atmosphérique va des latitudes méridionales vers la troposphère arctique. La pollution due au Hg est dominée par les sources du nord de l'Eurasie en hiver et par les sources de latitudes moyennes asiatiques et nord-américaines, au printemps.

Après avoir été émis dans l'atmosphère, le temps de résidence des PBM et du Hg est de l'ordre de quelques jours, cependant en phase vapeur, le temps de résidence est de l'ordre d'une année (15).

ii. Dépôts océaniques et continentaux

Dans l'atmosphère, l'oxydation du Hg(0) en Hg(II) se produit principalement dans les précipitations, puis Hg(II), sous forme aqueuse ou de PBM, se dépose dans l'environnement terrestre et aquatique. La présence de Hg dans les précipitations résulte à la fois de la solubilité de Hg(0) dans l'eau, de son oxydation et de la formation de PBM (17). Le cycle chimique entre

les formes du Hg, dans l'atmosphère, permet un dépôt à différentes échelles et à différentes localisations (14). L'Arctique est soumis à des dépôts de l'hémisphère nord principalement et en particulier en hiver (27).

Il existe deux types de processus de dépôt du mercure (5) :

- Humide : Un flux air-surface dans les précipitations (pluie, neige, brouillard, glace) entraîne le Hg(II) et les PBM de l'atmosphère.
- Sec : Un flux air-surface, sans présence de précipitations. Ce dépôt comprendrait les trois formes du mercure.

Lorsque les conditions atmosphériques favorisent un taux de Hg(II) gazeux élevé, des niveaux plus élevés de mercure dans la neige sont signalés. Ainsi, ces deux types de processus de dépôts, qui dépendent des conditions atmosphériques, vont se produire à des moments différents et vont déposer de plus grandes quantités de mercure sur la neige au printemps arctique (25).

La neige et la glace en Arctique sont réparties sur une grande surface, et ainsi ont une grande surface interstitielle pour les échanges avec l'atmosphère. Elles jouent un rôle majeur dans les AMDEs, au printemps (5). (27).

Pendant la saison automnale et hivernale, il est difficile de distinguer explicitement les apports anthropiques des dépôts de Hg entre les zones subarctiques et les régions de l'Extrême-Arctique. Au printemps, les apports anthropiques de Hg sont exacerbés par les AMDE sur la glace de mer, entraînant des dépôts en plus grande quantité dans l'Extrême-Arctique. Pendant la saison estivale, l'absorption efficace du Hg par la végétation dans les régions tempérées et subarctiques, ainsi que le recul vers le nord du front polaire, restreignent le transport et le dépôt de Hg dans l'Extrême-Arctique. Cependant, comme l'ouest de l'Arctique canadien et l'est de la Sibérie sont quelques fois touchés par les incendies de forêt, il peut y avoir une diminution d'absorption et une émission de mercure dans l'atmosphère (25).

iii. L'océan Arctique en interface entre les autres compartiments

Les activités anthropiques ont modifié le cycle géochimique mondial du mercure en augmentant d'au moins trois fois la quantité de mercure circulant dans l'atmosphère et les océans de surface (28).

Une partie du Hg émis par les activités anthropiques ne part pas dans l'atmosphère. Cette partie est transportée dans les cours d'eau, les lacs et la mer avec les eaux usées (29), ou encore absorbée par les sols et la végétation. Dans l'environnement, le MeHg formé peut, selon les

conditions, devenir du DMeHg volatil. Étant instable, il se décompose par la suite en méthane, éthane ou Hg(0) dans l'atmosphère (14, 15). Les pluies acides augmentent la mobilisation du Hg du sol et des sédiments, leur solubilité et leur biodisponibilité, renforçant ce processus.

Les principaux échanges du cycle du Hg sont les échanges entre les milieux aquatiques et l'atmosphère. En milieu aquatique, il y a principalement deux réactions, par les processus et les organismes présentés dans le focus sur le MeHg : la réduction contribue au recyclage atmosphérique et la méthylation favorise la bioaccumulation. Lors de ces processus, la méthylation de Hg(II) entre en compétition avec la complexation organique, c'est-à-dire, la capacité des groupements fonctionnels présents à se lier au cation (15).

L'océan Arctique a une hydrographie unique et complexe, distinguant son cycle du Hg de celui d'autres océans : c'est un océan recouvert de glace de mer, affectant l'échange de Hg air-mer. Cet océan est presque entièrement entouré de terres, ainsi, il reçoit un débit fluvial plus important par rapport à sa superficie en comparaison aux autres océans. Ces apports d'eau entraînent une forte stratification. Ils permettent au Hg de pénétrer dans l'océan Arctique à partir des terres via les rivières et l'érosion côtière. La plupart des côtes du littoral arctique sont composées de sédiments de till glaciaires non lithifiés, sensibles à l'action du vent et de l'eau, engendrant les taux d'érosion côtière les plus élevés. Il s'agit d'une structure rocheuse trouvée dans des falaises élevées, avec des changements rapides du niveau relatif de la mer et avec une présence de pergélisol exposé (5). Ces flux de particules provenant de l'érosion sont moins importants dans l'océan Arctique central que le long de la zone côtière ou dans des zones moins profondes (12). Ce processus d'apport de particules par les rivières est caractérisé, et collectivement les rivières fournissent $3\,500\text{ km}^3/\text{an}$ d'eau douce et 230×10^6 tonnes de particules à l'océan Arctique. Ces apports fluviaux représentent environ 15 % des apports à la surface de l'océan Arctique (30). Cependant, la part de Hg dans ces dernières est mal caractérisée et reste une incertitude pour caractériser le budget de l'océan Arctique, et ainsi la proportion de MeHg bioaccumulable et biodisponible pour le biote océanique (12). Il y a aussi des dépôts provenant de l'atmosphère et un apport provenant des océans Atlantique et Pacifique (28). Les processus d'afflux au sein de l'océan Arctique font de lui le bassin océanique avec les concentrations les plus élevées de THg dans les eaux de surface (5, 31).

Cet apport d'eau, du continent dans l'océan Arctique, provient principalement de la fonte des glaces et des neiges. Le mercure va ainsi, soit partir dans les cours d'eau, soit être absorbé par le sol ou la végétation (28). Le mercure dans les rivières peut aussi provenir du Hg atmosphérique déposé dans les bassins versants terrestres et du Hg érodé par la géologie des

bassins (5). Les rivières apportent à l'océan Arctique les différentes formes de Hg, et aussi des composants organiques comme le carbone organique particulaire et le carbone organique dissous. Ces derniers peuvent séquestrer, participer à enfouir le Hg, incorporer Hg (II) comme ligand organique, ou encore participer à produire une couche superficielle stratifiée efficace pour échapper au Hg(0) (12).

La saison va déterminer la part de chacune de ces sources. La fonte des accumulations de neige et de glace, ainsi que le transport terrestre des particules de sol de surface et des débris végétaux, semblent être les principales sources de Hg des rivières vers l'océan Arctique, au printemps. De plus, la crue printanière présente également les concentrations et les flux de Hg les plus élevés sur l'ensemble du cycle hydrologique annuel (5).

Concernant la circulation océanique entre les océans Atlantique Nord, Pacifique et Arctique, quatre principales portes d'entrée d'échange existent, comme illustré dans la Figure 6 : le détroit de Béring, l'archipel arctique canadien et le détroit de Davis, le détroit de Fram et l'ouverture de la mer de Barents. L'ouverture de la mer de Barents et le détroit de Davis présentant les volumes d'écoulement les plus importants (5).

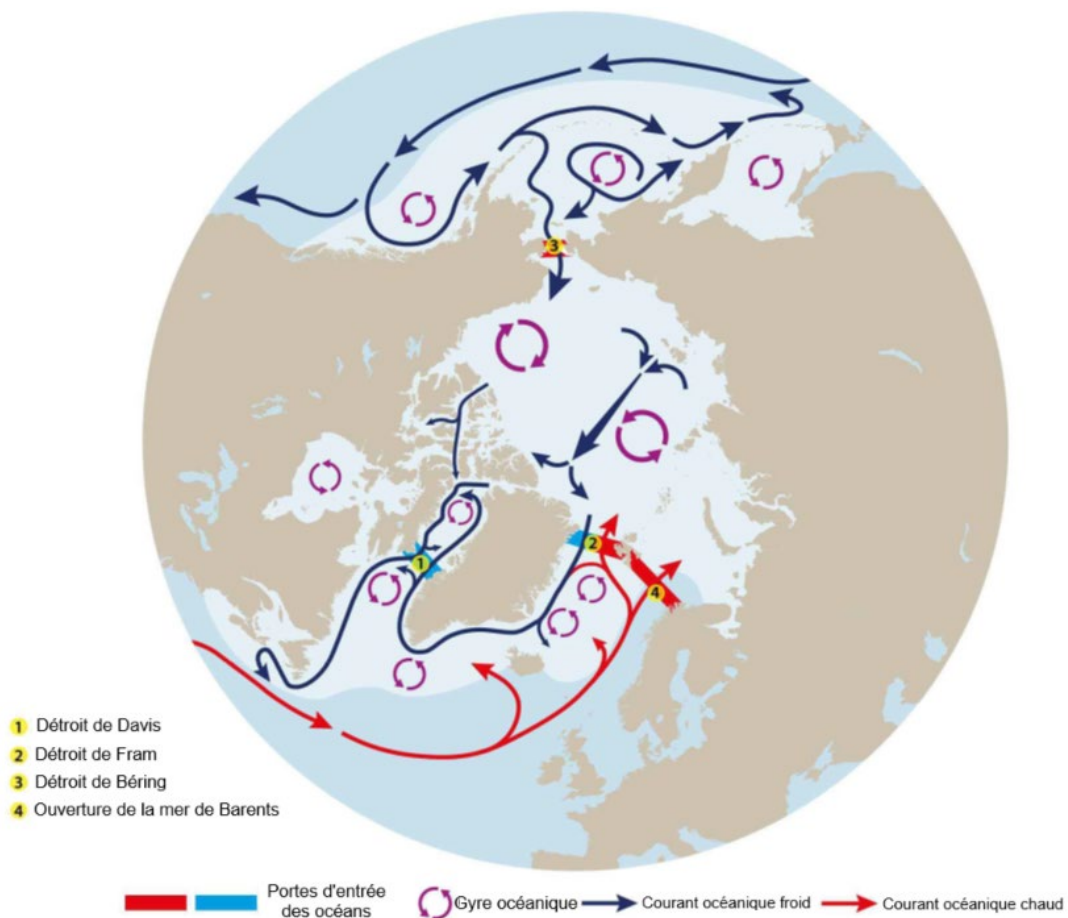


Figure 6. L'océan Arctique et ses échanges d'eau de mer avec les autres océans. Traduit de Carmack et al., 2016

En supplément des principaux courants océaniques, il y a des circulations gyrales. Les eaux relativement chaudes et salées de l'Atlantique (flèches rouges) pénètrent dans l'océan Arctique par le détroit de Fram, seul lien profond entre les océans Arctique et Atlantique, et l'ouverture de la mer de Barents. Elles sont réparties dans l'océan Arctique, le long des marges continentales et des crêtes sous-marines. Les eaux plus fraîches de l'océan Pacifique (flèches bleues) pénètrent dans l'océan Arctique par le détroit de Béring et, avec les eaux d'origine atlantique modifiées, sortent par l'archipel arctique canadien, le détroit de Davis et le détroit de Fram le long de l'est du Groenland (28, 32).

Deux études ont estimé les apports de THg par les courants océaniques dans l'océan Arctique, sur la base des volumes et des concentrations de THg dans le Pacifique et l'Atlantique Nord, au total entre 40 et 62 tonnes/an : environ 6 tonnes/an de THg proviendrait de l'océan Pacifique et environ 55 tonnes/an proviendraient de l'océan Atlantique Nord. Pour les apports de l'océan Atlantique Nord, ils proviendraient principalement des eaux profondes et moyennes et le THg serait entraîné par l'afflux plus important que dans l'océan Pacifique. Ensuite, ils identifient environ 73 tonnes/an exportées vers l'Atlantique dont 18 tonnes/an proviendraient de l'océan Arctique, dont 7,5 tonnes/an sous forme de MeHg (5, 33).

iv. Réémission du mercure

Tous les processus d'entrée de Hg dans l'océan Arctique sont en partie équilibrés par la réduction en Hg(0), conduisant à une saturation du Hg gazeux dissous, puis une évaporation de ce Hg(0) vers l'atmosphère (12). Le Hg gazeux dissous se concentre dans les eaux de surface, probablement en raison de la couverture de glace réduisant le taux d'évaporation des gaz vers l'atmosphère. La couverture de glace peut limiter cette évaporation d'environ 10 % en hiver et 50 % en été, en fonction de son étendue (12). Ainsi, le Hg gazeux dissous est en saturation et n'est pas en équilibre avec l'atmosphère de l'Arctique, car les concentrations de Hg gazeux dissous sont entre 0,002 et 0,14 ng/L et cela serait le cas si elles étaient autour de 0,008 ng/L (12). Cette sursaturation permet en été une évaporation moyenne de Hg(0) de $60 \text{ ng m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ et au maximum $2\,300 \text{ ng m}^{-2} \text{ j}^{-1}$.

Les océans et les mers réémettent, par évaporation, surtout du Hg(0) dans l'atmosphère, par réduction de Hg(II) (5, 15). Cette évaporation est diminuée en hiver où le MeHg est maintenu dans la colonne d'eau, avec de faibles affinités de particules, des taux de déméthylation lents et un manque de photodégradation (34). Le manteau neigeux réémet 40 à 90 % du Hg par photoréduction, dépendant de nombreux facteurs tels que la fréquence des chutes de neige, la température, le rayonnement solaire, la teneur en halogénures qui vont se lier au Hg, la

ventilation du manteau neigeux et le flux de chaleur latente ascendante (28). La photoréduction du Hg(II) en Hg(0) se produit également dans l'atmosphère, prolongeant la durée de vie atmosphérique du Hg (5).

Une hypothèse est que les AMDE, tout en déposant du Hg(II) sur la glace de mer, augmenteraient l'évaporation du Hg(0) par augmentation de la pression entre l'atmosphère et l'océan. En effet, des études suggèrent que 60 à 80 % du THg déposé est photo-réduit en Hg(0) et réémis dans l'atmosphère quelques jours après les AMDE (12).

Le cycle du Hg décrit est illustré par la Figure 7.

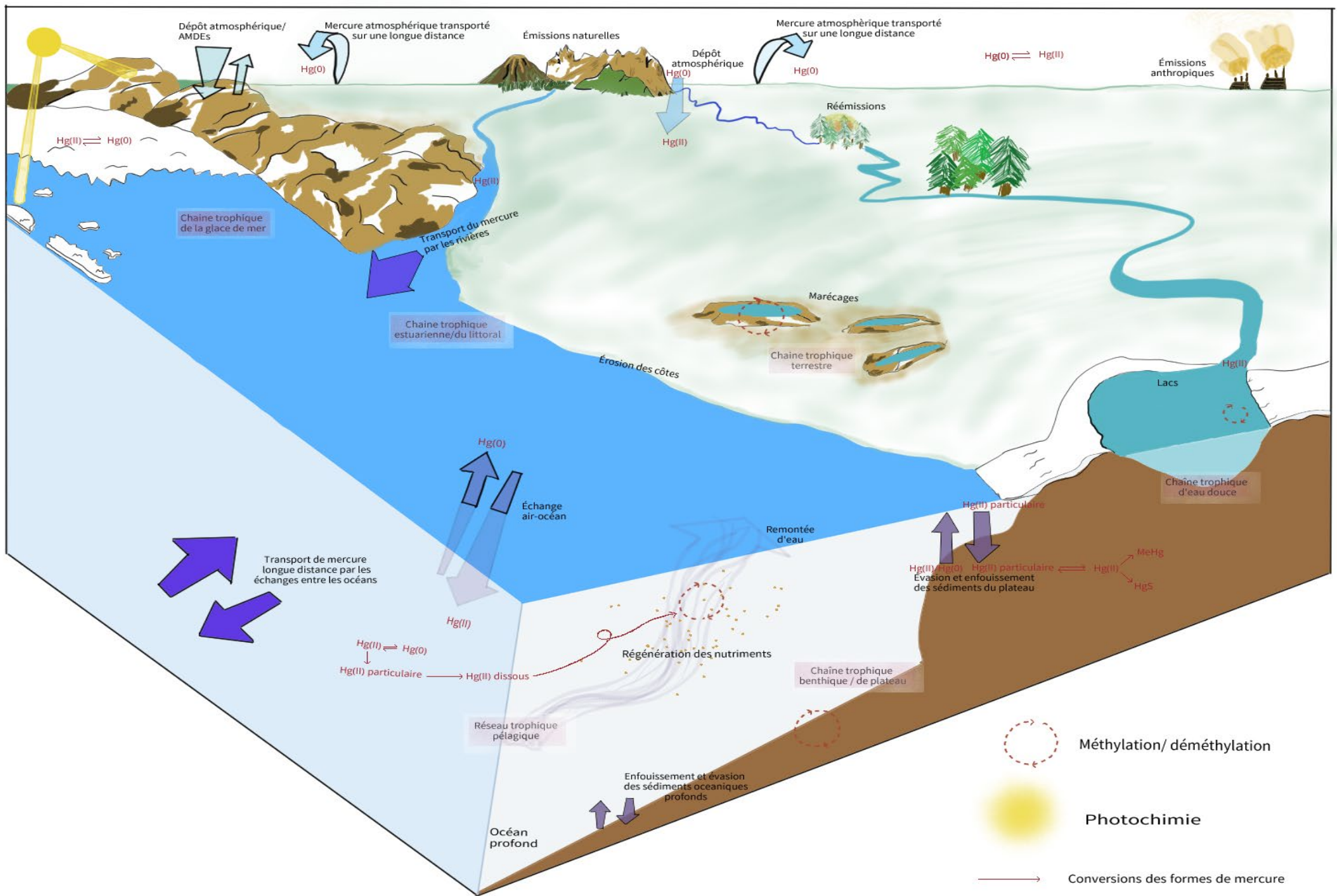


Figure 7. Schéma global du cycle biogéochimique du mercure. Source : GAU Romane, d'après le schéma de l'Ifremer ; celui du CNRS ; Dastoor et al., 2022 ; Douglas et al., 2012 ; Stern et al., 2012.

En résumé, les caractéristiques cryosphériques, atmosphériques, terrestres et marines de l'océan Arctique rendent les écosystème très sensibles au Hg (12) :

1. Saisonnalité exceptionnelle avec 24 h de nuit en hiver et 24 h de jour en été. Ainsi, la fonte printanière, la production biologique et la photoactivité se font parallèlement, donnant au cycle du Hg une saisonnalité exacerbée.
2. Glace de mer : interface semi-perméable entre l'atmosphère et l'océan, et variable selon les saisons. C'est une caractéristique importante dans le cycle du Hg. La glace de mer est aussi un habitat pour le réseau trophique des phoques, et d'autres écosystèmes. Les processus touchant la glace de mer, ainsi que la saisonnalité de la lumière du soleil, constituent des éléments essentiels qui impliquent des AMDEs.
3. Océan semi-fermé, limitant les échanges d'eau avec les océans Pacifiques et Atlantiques. Cette topographie modère le temps de séjour et les sources de Hg dans l'océan. De plus, les abords ont des pentes douces (sauf au Groenland, aux îles Baffin et au Labrador). L'océan Arctique englobe la plus grande part de plateaux continentaux parmi tous les océans, couvrant environ 50 % de sa superficie totale.
4. Apport important de ruissellement d'eau douce, reliant la terre et la mer, surtout en été. Cet océan reçoit 11 % du ruissellement mondial. Ce ruissellement provoque une stratification de la partie supérieure de l'océan Arctique, limitant les échanges immédiats avec l'atmosphère aux 50 m supérieurs de la colonne d'eau, dans la plupart des endroits.
5. Mer profonde de l'océan Arctique avec une faible exportation de particules, étant éloignée des sources terrestres. Ainsi, les éléments bioactifs comme le Hg ont tendance à se recycler dans la couche supérieure stratifiée plutôt que de se transférer vers les eaux profondes par flux de particules. De plus, le Hg peut être recyclé et s'évaporer.

Les variations du rayonnement solaire, des processus chimiques atmosphériques et le cycle du carbone, peuvent modifier l'équilibre entre la perte de Hg par enfouissement, la réduction en Hg(0) et son évasion ou la production de MeHg et son entrée ultérieure dans les réseaux trophiques. C'est pour toutes ces caractéristiques que l'océan Arctique est un océan particulièrement sensible aux variations du taux de Hg et de son cycle.

c. Impact du changement climatique sur le cycle du mercure

Ce cycle a changé avec les activités anthropiques, mais le changement climatique est aussi un facteur de changement. En effet, les différentes simulations révèlent que les changements dans la météorologie ont un impact profond sur le Hg atmosphérique contemporain dans l'Arctique,

principalement sur la quantité (25). Il est difficile d'évaluer de manière précise les conséquences des changements significatifs du climat et de la cryosphère dans le réchauffement de l'Arctique, en raison de la complexité des interactions possibles entre différents processus, tels que le transport du Hg, les échanges de surface et les transformations biogéochimiques. De plus, les impacts du changement climatique varient dans l'Arctique, selon les différences régionales en matière de réchauffement, de perte de glace de mer et de changement de la couverture de neige. Il est nécessaire de tenir compte de ces influences sur le transport, la transformation et le dépôt du Hg atmosphérique afin d'évaluer les répercussions des changements climatiques et des émissions simultanées sur le cycle du Hg (5). Cependant, il semble que les changements dans la météorologie, et donc le changement de climat, peuvent exacerber l'impact des émissions anthropiques mondiales sur les dépôts de Hg dans l'Arctique (25).

Au vu du cycle du Hg présenté précédemment et des connaissances actuelles à propos du changement climatique, la diminution de 5 à 10 %/décennie de l'étendue moyenne de la glace de mer pourrait entraîner une augmentation nette de l'évaporation du Hg suite à la formation d'une plus grande surface d'eau libre. Parallèlement, ce phénomène entraînera une productivité primaire plus élevée, sur les plateaux arctiques, qui pourrait améliorer l'élimination du Hg des eaux de surface avec le flux de sédimentation des particules, augmenter l'apport du Hg dans les océans et augmenter la quantité de Hg entrant dans les réseaux trophiques (28, 34). La productivité primaire sera renforcée et accompagnée par le dégel du pergélisol, fournissant plus de Hg sur les plateaux arctiques. Cette augmentation du taux dans les organismes a déjà été constatée dans certains travaux, spécialement chez les organismes benthiques qui s'alimentent sur le plateau arctique (34). La glace de mer est progressivement remplacée par une glace de mer saisonnière, glace plus jeune et plus saline, dont les effets ne sont pas encore connus sur le cycle du Hg (12).

Une étude sur les isotopes stables du Hg dans les œufs d'oiseaux de mer en Alaska, suggère que cette réduction de la glace de mer augmentera la dégradation du MeHg dans les eaux de surface. Les auteurs en ont déduit scientifiquement que le récent déclin de la glace de la mer de Béring pourrait avoir conduit à une moindre exposition de l'écosystème au MeHg grâce à une photolyse accrue sur la surface de l'océan Arctique (35).

Ces différentes études, en s'intéressant à des processus différents, aboutissent à des conclusions divergentes, indiquant des informations sur des changements de processus et des conséquences

individuelles, mais elles ne fournissent aucune indication fiable quant aux répercussions globales sur le cycle du Hg.

3. Taux de mercure dans l'atmosphère et l'océan Arctique

a. Concentrations de mercure dans l'océan Arctique

Pour reprendre les caractéristiques de l'océan Arctique, il s'agit du plus petit bassin océanique ($1,56 \times 10^7 km^2$) et le moins profond avec une profondeur moyenne de 1 200 mètres. Il est caractérisé par des plateaux continentaux avec peu de pentes, représentant 53 % de sa superficie. Avec la stratification de la colonne d'eau, celle-ci peut être divisée en trois, avec des densités distinctes : i) L'eau de surface (densité ($d \leq 27,70$) qui se compose de la couche mixte polaire (entre 0 et 51 m de profondeur) et de l'halocline ; ii) La couche intermédiaire ($27,70 < d < 30,444$) qui se compose des eaux provenant de l'océan Atlantique et des eaux profondes polaires ; iii) L'eau profonde ($d > 30,444$) qui résulte de la convection de pente et différencie de part et d'autre de la dorsale de Lomonsov, séparant le bassin canadien du bassin eurasiatique (36).

i. Selon les profondeurs

L'ensemble de données arctiques globales suggère qu'il y a environ 1 871 tonnes de Hg dans l'océan Arctique, répartis selon la profondeur, comme suit : i) 44 tonnes de 0 à 20 m ; ii) 228 tonnes de 20 à 200 m ; iii) 224 tonnes de 200 à 500 m ; iv) 1 375 tonnes à partir de 500 m (5).

Ces estimations seraient trop élevées. En effet, les eaux profondes de l'océan Arctique ont un long temps de résidence, entre 50 et 100 ans, et donc suggèrent que la concentration profonde de l'océan n'aurait pas encore changé par rapport aux émissions anthropiques et au changement climatique (5).

La Figure 8 permet de visualiser les flux annuels entre les continents, l'atmosphère et l'océan Arctique, et aussi la quantité de Hg selon la profondeur.

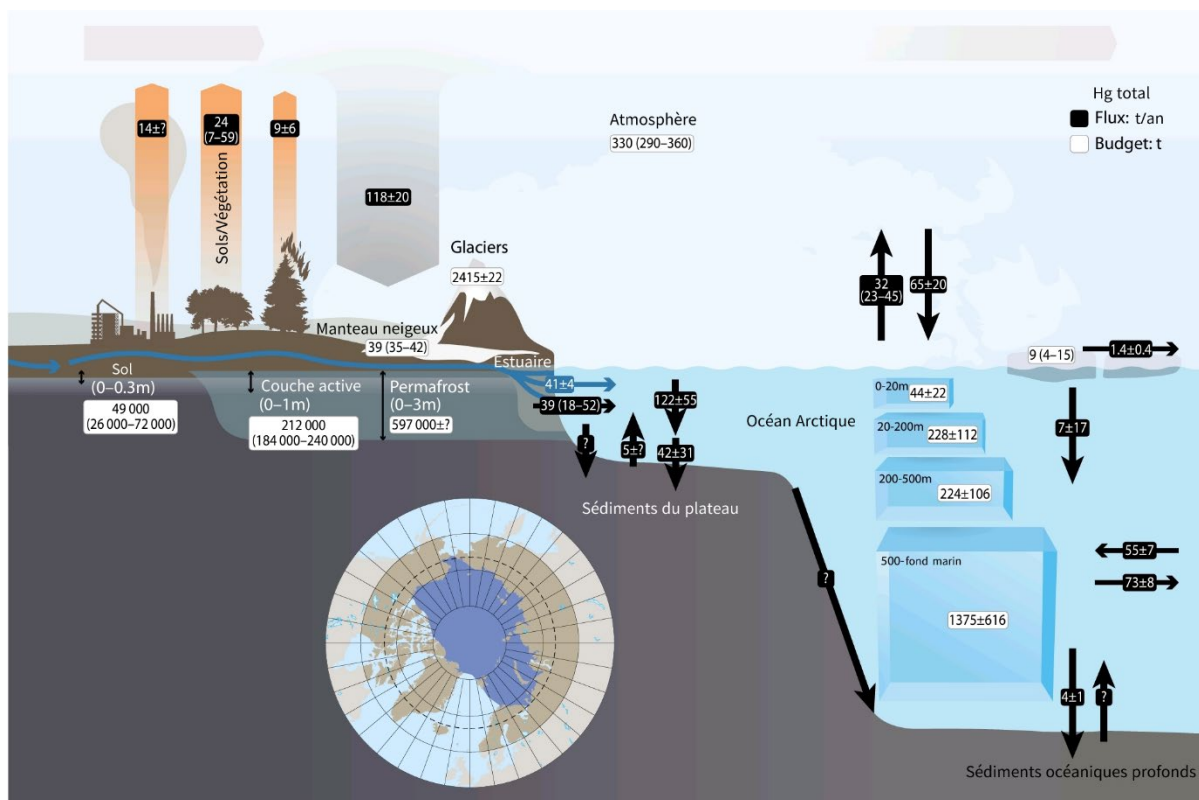


Figure 8. Flux annuels de Hg et bilans massiques dans l'Arctique. Résumé des estimations du bilan massique du mercure. Traduit à partir de : AMAP, 2021.

Dans le bassin du Canada, le MeHg total dans l'eau de l'océan Arctique culmine à une profondeur d'environ 200 mètres jusqu'à 0,1 ng/L, montrant ainsi une couche d'enrichissement en MeHg à faible profondeur dans le bassin canadien. Cette couche n'a pas une profondeur et une concentration fixes pour toutes les localisations. Dans l'archipel canadien arctique, la profondeur de la couche d'enrichissement en MeHg atteint environ 100 m et la concentration maximale en MeHg diminue légèrement. Jusque dans la baie de Baffin, la concentration diminue, cette couche d'enrichissement n'existe plus et elle devient plus élevée dans les profondeurs moyennes. Cet enrichissement en MeHg se produit dans tous les bassins océaniques, seulement, cette enrichissement dans l'océan Arctique est à des profondeurs plus faibles (100-300 m) où l'oxygène dissous est bien supérieur à 75 % de la valeur de saturation (5). Ces profondeurs correspondent aux zones de vie du zooplancton et d'autres biotes, qui peuvent absorber et bioamplifier ce MeHg.

Les études ont montré que les 200 premiers mètres de l'océan Arctique contenaient 620 à 945 tonnes de Hg. Étant donné que cette concentration est plus importante que les flux annuels estimés dans l'océan Arctique, cette concentration impliquerait des temps de séjour du Hg de 5 à 10 ans. Ce Hg peut être soit sous forme de Hg(0), qui peut s'oxyder en Hg(II) ou s'évaporer, ou de Hg(II), qui peut soit se méthyliser, soit se réduire ou soit se complexer ; selon les circonstances et les endroits (12). Peu de données portent sur le Hg(II) mais en moyenne Hg(0)

aurait une concentration de 6 tonnes dans la couche superficielle en été (0-20 m) et environ 30 tonnes dans la couche mixte (50 m supérieurs) (5).

ii. Selon la localisation

Beaucoup d'estimations différentes existent dans le flux entrant et sortant de Hg dans l'océan Arctique. Par exemple, Fisher et al. (2012), ont estimé, dans l'Extrême Arctique (>70°N), un dépôt océanique de 45 tonnes/an (25 tonnes/an dans l'océan Arctique sans glace et 20 tonnes/an par l'eau de fonte de la glace de mer) et un apport terrestre dans l'océan Arctique de 95 tonnes/an (80 tonnes/an par les rivières ; 15 tonnes/an par l'érosion côtière). Ils ont estimé un dépôt de Hg atmosphérique vers la terre de 10 tonnes/an, et une évaporation océanique de 90 tonnes/an au nord dans l'Extrême Arctique (37). Dans la méta-analyse faite par l'AMAP, ils estiment dans l'océan Arctique : i) un dépôt dans l'océan Arctique de 64 tonnes/an ; ii) une évaporation de 32 tonnes/an ; iii) un apport fluvial de 41 tonnes/an ; iv) une érosion apportant 39 tonnes/an ; v) un afflux des océans Atlantique et Pacifique de 55 tonnes/an ; vi) un écoulement océanique de 73 tonnes/an ; vii) un enfouissement des sédiments de 46 tonnes/an, ; et viii) une exportation de la glace de mer de 1 tonne/an (5).

Steffen et al. (2014) ont eux-aussi estimé les dépôts totaux de THg en Arctique, selon la localisation et les saisons, que l'on peut retrouver Tableau 1. Elles sont aussi bien différentes de celles vues au-dessus.

Région	Annuel (tonnes/an)	Hiver (tonnes/saison)	Printemps (tonnes/saison)	Été (tonnes/saison)	Automne (tonnes/saison)
Arctique (>60°N)	243+/-41	30+/-18	90+/-43	78+/-23	44+/-14
Terre (>60°N)	118+/-20	10+/-8	29+/-18	55+/-24	23+/-8
Océan (>60°N)	125+/-27	20+/-13	61+/-32	23+/-9	21+/-7
Arctique (>66,5°N)	133+/-31	16+/-15	60+/-33	35+/-11	22+/-8
Terre (>66,5°N)	41+/-9	3+/-4	11+/-8	19+/-8	8+/-3
Océan (>66,5°N)	92+/-25	12+/-13	49+/-29	16+/-10	14+/-5
Arctique (entre 60°N et 66,5°N)	110 (54,7%)	14 (53,3%)	30 (66,7%)	43 (44,9%)	22 (50%)

Tableau 1. Dépôts de THg sur des zones terrestres et océaniques en Arctique. Proportion de dépôt entre 60°N et 66,5°N.
Source : Steffen et al. 2014.

Cette différence d'estimations montre les méconnaissances actuelles et les biais de recherches existants. Cependant, ces estimations nous montrent des tendances. Par exemple, le dépôt est plus important en haute mer que par l'eau de fonte ; ou encore qu'il y a une plus grande quantité de Hg déposé sur les surfaces océaniques que sur les surfaces terrestres.

L'étude de Steffen et al. (2014) montre que le dépôt entre le 60°N et le 66,5°N représente environ 50 % du dépôt total dans les zones supérieures au 60°N. Cette zone est représentée dans la Figure 9. Ainsi, il peut être supposé que c'est dans cette zone que la contamination de la chaîne alimentaire est la plus importante.



Figure 9. Carte physique de la région de dépôt principale (zone grisée). Source modifiée : <https://us-atlas.com/arctic-region.html>

Aujourd'hui, l'estimation de la concentration en THg en Arctique retenue est : i) 9 tonnes dans la glace de mer ; ii) 1870 tonnes dans les eaux de l'océan Arctique (5). Les concentrations

mesurées dans les eaux arctiques sont plus élevées que dans l'Atlantique Nord, par exemple. L'océan Arctique, les concentrations les plus élevées de Hg dans l'eau se situent dans les eaux de surface (0,24 +/- 0,12 ng/L, entre 0 et 20 m). Aucune différence n'est significative dans les concentrations de Hg entre le nord du Groenland, le nord du Canada dans le golfe d'Amundsen, la mer de Sibérie orientale et le bassin du Canada (28).

Des études se sont aperçues que le taux de MeHg dans l'ouest de l'océan Arctique est inférieur à celui de l'océan Atlantique, mais similaire à celui de l'océan Pacifique. Cette diminution serait due à la déméthylation qui abaisse probablement la concentration de MeHg à l'état d'équilibre, conduit à un faible taux de MeHg dans l'ouest de l'océan Arctique. Ces concentrations n'expliquent pas l'accumulation du Hg dans les réseaux trophiques et d'autres régions de l'Arctique doivent jouer un rôle plus important dans ce processus. Il est difficile de savoir la source principale au vu des migrations et des déplacements des espèces (36). D'autres études ont montré que dans l'ouest de l'océan Arctique, les concentrations de Hg étaient les plus élevées dans la mer et le détroit de Béring, ainsi que sous la glace dans la *transpolar drift*².

Ces études sont appuyées par des analyses récentes sur les alcidés, famille d'oiseaux, d'Arctique, qui suggèrent que l'est de l'Arctique canadien a les plus fortes concentrations de mercure bioamplifiées. Ces études montrent des *hotspots* possibles pour l'exposition au Hg dans le nord de l'Arctique canadien et dans le nord-ouest du Groenland. Ces hotspots dépendent de la concentration de MeHg dans l'océan Arctique, due aux différents processus (5).

Cependant, dans l'ouest de l'Arctique aussi il y a des hotspots. Un des *hotspots* serait le plateau Chukchi, au milieu de l'océan Arctique et au nord de l'Alaska, surtout en tant que source importante en Hg particulaire et en MeHg. Ainsi, il pourrait constituer une source de l'absorption du MeHg dans la chaîne alimentaire en Arctique (27).

Pour les organismes benthiques, qui dépendent des sédiments pour se nourrir, la contamination peut provenir de ces derniers selon la localisation. Dans les sédiments superficiels du littoral de l'ouest de l'océan Arctique, la concentration en THg est entre 0,068 et 0,24 µg/g de poids sec ; tandis que dans l'est, la concentration en THg est entre 0,040 à 0,060 µg/g de poids sec. Ainsi considérant les sédiments, l'ouest de l'Arctique possède de plus fortes concentrations que l'est de l'Arctique (38).

² Courant de surface qui transporte la glace et les matériaux dérivés du plateau continental de la Sibérie à travers le pôle Nord

Pour aller dans le même sens, une étude a mis en évidence qu'au niveau de l'oxycline³, là où la présence de chlorophylle a est à son maximum, les concentrations de mercure méthylé étaient environ deux à trois fois plus élevées dans la mer de Beaufort (ouest canadien) que dans l'archipel arctique canadien (38).

iii. Selon la saison

Selon Douglas et al. (2012), les faibles quantités de MeHg détectées dans la neige accumulée avant sa fonte au printemps n'ont qu'un impact négligeable sur les concentrations de MeHg dans les écosystèmes aquatiques (39). En revanche, des études ont trouvé des concentrations élevées de MeHg dans la glace pluriannuelle, ce qui en ferait une source non négligeable. Ces concentrations iraient jusqu'à 0,5 ng/L dans la partie inférieure de la glace, donc en contact direct avec l'océan. D'autres travaux ont montré des concentrations plus élevées dans la glace de première année, de MeHg par rapport au THg : 4,4 % de MeHg contre 1,5 % dans la glace pluriannuelle (12). L'ensemble de ces travaux suggère que le MeHg est produit biotiquement dans la glace de mer. Cela est soutenu par le fait que les microorganismes polaires sont métaboliquement actifs à des températures négatives. De plus, la méthylation est plus importante dans une glace de mer jeune par rapport à celle permanente, et il y a une accumulation annuelle pour aboutir à des fortes concentrations de MeHg dans les glaces pluriannuelles. D'ailleurs, à mesure que la saison printanière progresse, les concentrations de Hg dans la glace et la neige augmentent pour atteindre leur maximum en mai et diminuer par la suite (40). Le Hg est rejeté dans l'océan lors de la fonte.

En 2015, le dépôt sec, sur la partie ouverte de l'océan Arctique, a été estimé à 0,5 cm/s, il s'agissait surtout de particules fines. En automne, un total de 0,05 tonne/mois de Hg ont été déposés par dépôt sec. Au total, 0,3 tonne/mois de Hg(II) ont été déposés sur la partie ouverte de l'océan Arctique (5).

La méthylation du Hg(II) serait, elle aussi, saisonnière, selon Gionfriddo et al. (2016). Le phytoplancton de la glace de mer jouerait un rôle dans la stimulation de la méthylation dans des endroits où la matière organique est piégée et se décompose, comme dans les poches de saumure et les biofilms périphytiques. La production primaire est saisonnière et c'est pour cette raison que la formation de MeHg pourrait présenter des variations saisonnières (5). En effet, lorsque la glace de mer fond, il y a une plus grande pénétration de la lumière incidente dans la

³ Zone de transition entre les eaux oxygénées de surface et les eaux appauvries de subsurface

colonne d'eau. Ce même phytoplancton rentrera par la suite dans la chaîne alimentaire des phoques. La fonte de la glace permet le rejet de Hg et de MeHg dans l'océan Arctique, additionnés ou complétés par le Hg méthylé par les producteurs primaires, ce qui pourrait entraîner une absorption supplémentaire de contaminants dans le réseau trophique marin (5).

À la même période, les algues de la banquise fleurissent et absorbent le Hg disponible. Ces algues vont ensuite être consommées. Ces algues représentent 10 à 60 % de la production primaire annuelle dans l'Arctique (5).

La concentration en MeHg de l'océan dépend de la photodégradation, et donc de la météorologie. Les concentrations en MeHg en hiver peuvent rester les mêmes qu'en été, aboutissant à des proportions élevées de MeHg dissous en été comme en hiver (34).

b. Concentrations de mercure dans l'atmosphère Arctique

i. Selon la saison

Selon la saison, les dépôts humides sont plus importants et les concentrations de Hg dans les précipitations changent. En Arctique, il y a peu de pluie, donc les dépôts humides ne sont pas les dépôts les plus représentatifs (5).

Les concentrations de Hg(II) gazeux et de PBM, mesurées à partir de sites côtiers, peuvent être supérieures à 500 pg/m^3 pendant les AMDEs et le printemps, mais sont généralement inférieures à 20 pg/m^3 pendant l'automne et l'hiver. Elles restent toujours plus élevées qu'au-dessus des océans ouverts (5).

Selon la saison, la température et la disponibilité des particules vont influencer les complexes formés et la forme du Hg. La fraction de PBM est plus élevée à basse température, par une plus grande répartition du Hg réactif, produit par les AMDEs, vers les particules disponibles. Ces particules peuvent découler de la brume arctique et des sels marins. En mai, la forte diminution de la concentration de particules est synchrone avec une baisse des PBM (40).

Le flux de dépôt atmosphérique moyen annuel en Arctique est d'environ $7,1 \text{ } \mu\text{g/m}^2/\text{an}$, selon les saisons : i) $0,9 \text{ } \mu\text{g/m}^2/\text{an}$ en hiver ; ii) $2,6 \text{ } \mu\text{g/m}^2/\text{an}$ au printemps ; iii) $2,3 \text{ } \mu\text{g/m}^2/\text{an}$ en été ; iv) $1,3 \text{ } \mu\text{g/m}^2/\text{an}$ en automne. Ainsi, les flux moyens de dépôts océaniques sont plus importants en hiver et au printemps, et plus faibles en été. Ces fluctuations saisonnières sont entraînées par la prédominance de l'absorption de Hg par la végétation terrestre durant la saison estivale, des précipitations hivernales plus abondantes et des dépôts printaniers associés à des AMDEs sur l'océan Arctique par rapport aux continents (5).

ii. Selon la météorologie

En Arctique, il y a peu de pluie, donc peu de dépôts humides. En effet, selon les différentes simulations, ce type de dépôts seraient entre 0 et 5 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$, en particulier dans les zones arides du Groenland, du nord du Canada et de la Sibérie. De plus, Obrist et al. (2017) ont estimé que 71 % des dépôts de Hg proviendraient de dépôts secs de Hg(0), et 29 % de dépôts secs de Hg(II), indiquant une faible part des dépôts humides. Avec le changement climatique, il y aurait une tendance globale à l'augmentation des précipitations, et donc des dépôts humides, mais aussi des changements des schémas de circulation de l'air (5). L'augmentation des précipitations a déjà eu lieu au nord du Canada depuis ces dix dernières années.

Des modèles suggèrent que les modifications de météorologie en Arctique peuvent augmenter les conséquences des émissions anthropiques à l'échelle mondiale, sur les dépôts de Hg en Arctique, ce qui pourrait d'augmenter le transport du Hg émis et les précipitations.

En Arctique, le changement climatique est nettement visible. Dans le nord du Canada, les températures moyennes annuelles de l'air ont augmenté de 2,3 °C entre 1950 et 2016, soit environ trois fois le taux de réchauffement moyen mondial. Les modèles climatiques prévoient que la température et les précipitations au Canada augmentent respectivement de 1,8 °C et 7 % dans le reste du 21^e siècle, dans le cadre d'un scénario à faibles émissions, et de plus de 6 °C et 24 %, dans le cas d'un scénario à émissions élevées (41). Pour l'instant les liens entre la température, les dépôts et l'absorption dans les biotes marins sont méconnus.

Le Hg et son cycle biogéochimique sont présents naturellement dans les océans et la surface terrestre, cependant, les émissions anthropiques ont déséquilibré le cycle. Ce déséquilibre pourrait s'accroître avec le réchauffement climatique. Le Hg émis dans l'hémisphère nord est ramené par la circulation atmosphérique, et par la circulation océanique, en Arctique, avec des zones préférentielles. Ces zones préférentielles dépendent de plusieurs facteurs tels que la saison, les précipitations, la luminosité, la profondeur des eaux, et donc la stratification des eaux Arctiques, la présence de producteurs primaires, etc. Aujourd'hui, des incertitudes et des études contradictoires existent sur la circulation et le dépôt du Hg dans le monde et spécifiquement en Arctique. Pour autant, nous pouvons retenir que l'océan Arctique reçoit une quantité plus importante que les surfaces terrestres et celles-ci réémettent dans l'océan Arctique une partie du THg. Les dépôts atmosphériques sont à 50 % entre le 60°N et le 66,5°N. Dans l'océan Arctique, la profondeur contenant la plus grande quantité de THg et de MeHg est autour de 100-200 m, zone de vie des producteurs primaires qui sont le premier chaînon trophique. La méthylation par ces derniers est saisonnière au vu de la saisonnalité de la production primaire

et de la fonte des glaces. La saison de plus grande production de MeHg et de dépôt dans les glaces de mer est le printemps. De plus, au vu des processus de méthylation/déméthylation et réduction/oxydation du Hg, la toxicité du MeHg absorbé par les zooplanctons et autres biotes est décuplée.

Nous allons nous intéresser à cette bioaccumulation et bioconcentration à travers la chaîne trophique du phoque, ainsi qu'à ses effets chez les phoques et sa chaîne trophique.

II. Les phoques d'Arctique et sa chaine trophique

Les espèces de phoques susceptibles d'être consommées par les Inuits et présentes en Arctique sont : i) Le phoque annelé ; ii) Le phoque barbu ; iii) Le phoque commun ; iv) Le phoque du Groenland ; v) Le phoque gris ; vi) Le phoque à capuchon ; vii) Le phoque rubané et viii) Le phoque tacheté (42). Ces espèces et leurs chaines trophiques seront l'objet de cette partie.

Nous allons parler de chaine trophique, et non de réseau trophique, pour simplifier et linéariser les relations de prédation. Dans un écosystème, les relations proie-prédateur sont moins distinctes et posent des difficultés pour analyser en détail les causes de la contamination au Hg chez toutes les espèces, par le biais de l'alimentation.

1. Les caractéristiques des phoques considérés

Les phoques, et principalement le phoque annelé, sont des espèces importantes dans les réseaux trophiques de l'Arctique et sont des animaux faisant l'objet de programmes de biosurveillance, afin d'évaluer les tendances circumpolaires des polluants organiques persistants et du Hg. Par exemple, le Programme de Lutte contre les Contaminants dans le Nord du Canada, surveille le Hg dans les phoques au Nunangat, depuis 25 ans (43).

Toutes les espèces de phoques prises en compte ne sont plus classées comme menacées ou population préoccupante, à l'exception du phoque à capuchon, classé comme vulnérable depuis 2015, sur la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) (44).

Les phoques dépendent beaucoup de la glace stable, que cela soit pour la reproduction, la mise bas, pour la protection, le repos ou la mue. Ainsi, une baisse des stocks liée à la fonte des glaces a été mise en évidence. Les conséquences probables sont une augmentation de la vulnérabilité face aux prédateurs, tels que l'ours polaire et l'orque, mais aussi une migration vers d'autres localités (42, 45).

a. Caractéristiques générales

Les phoques vivent entre 20 et 30 ans, ils ont donc toute cette durée de vie pour bioaccumuler le MeHg (45, 46).

Avant que les petits ne soient sevrés, la seule ingestion de THg est le lait maternel. Cette période est variable selon les espèces, mais en moyenne, elle dure entre 3 à 5 semaines. Pendant cette période, par exemple, le phoque barbu prend 3,3 kg/jour (45, 46).

Chaque espèce a des poids et des longueurs différents à l'âge adulte, ce qui peut conditionner la quantité de prises alimentaires et la bioaccumulation du Hg (45, 46) :

- Le phoque capuchon : mâle : 2,5 m et 300 kg / femelle : 2,2 m et 160 kg
- Le phoque barbu : 2,1-2,7 m et 200-430 kg
- Le phoque gris : 2 m environ et 200-400 kg. Les mâles sont plus gros, mais aussi d'une forme différente.
- Le phoque commun : 1,5 m et 70-100 kg. Les mâles sont plus gros que les femelles
- Le phoque du Groenland : taille similaire entre les sexes : 1,6 m et 130 kg
- Le phoque annelé : 1,10-1,60 m de long et 50-110 kg (en hiver). Les mâles sont plus gros que les femelles
- Le phoque rubané : 1,5-1,8 m et 90-150 kg
- Le phoque tacheté : 1,5 m et 63-113 kg

b. Répartition géographique des espèces de phoques

Les différentes espèces de phoques sont réparties dans tout l'Arctique et l'Atlantique Nord. Chaque espèce a sa zone de répartition, comme le présente la Figure 10. Les espèces les plus localisées sont les phoques tachetés et rubanés qui sont entre l'Alaska et la Tchoukotka.

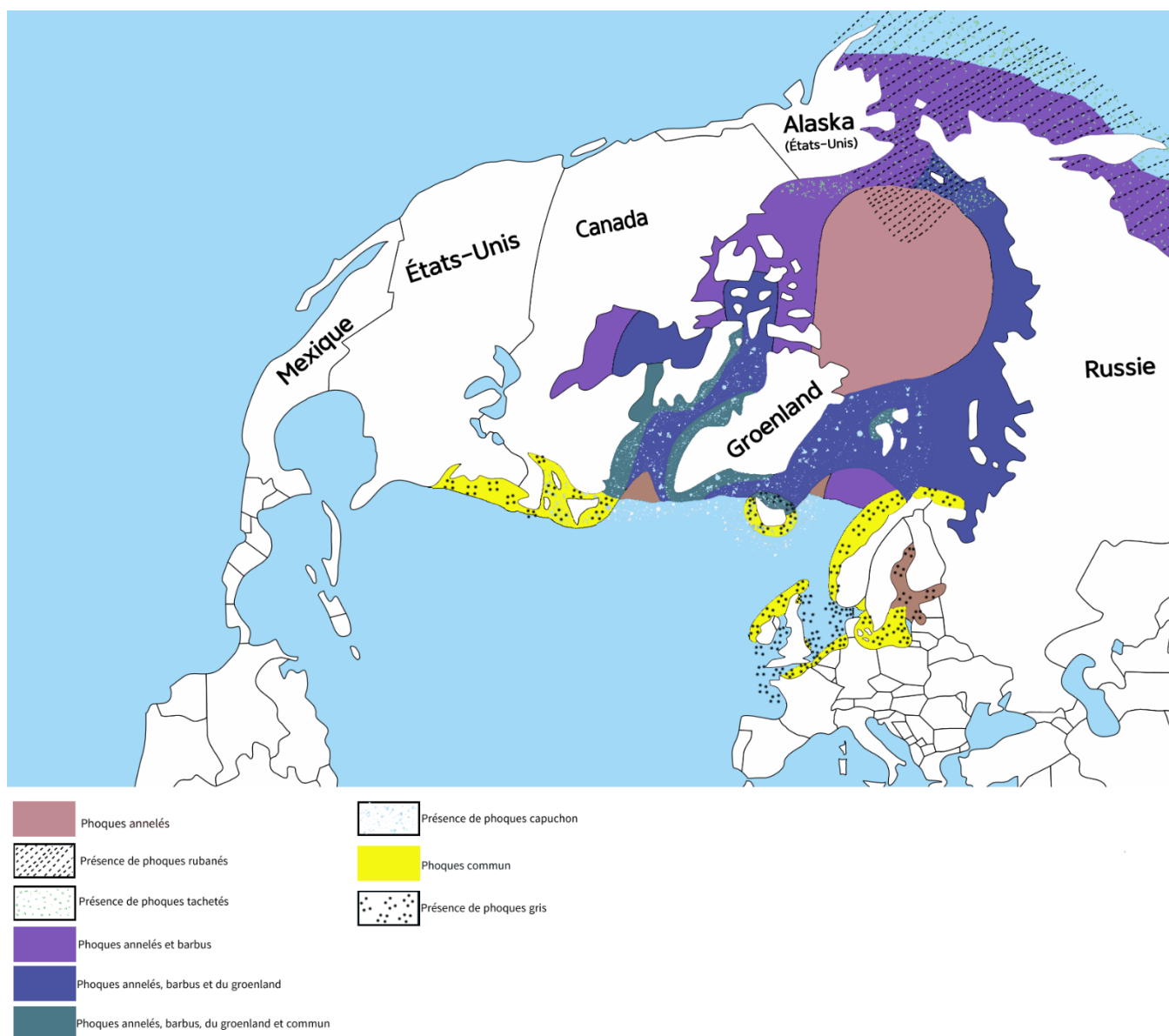


Figure 10. Répartitions des huit espèces de phoques considérés dans l'océan Arctique et l'Atlantique Nord. Sources : nammco.no ; www.fisheries.noaa.gov ; www.iucnredlist.org

Certaines espèces de phoques migrent selon les saisons, comme le phoque du Groenland et le phoque tacheté. Les phoques à capuchons, annelés sont fortement liés à la banquise arctique, mais réalisent également des excursions d'alimentation prolongées en eau libre. Certaines populations de phoques barbus migrent ou non selon la localisation. Par exemple, dans les mers de Béring et des Tchouktches, ils ont des mouvements saisonniers avec l'avancée et le retrait de la glace marine ; dans d'autres parties de leur aire de répartition, ils effectuent des déplacements plus locaux en réponse aux conditions des glaces. (45).

c. Alimentations des différentes espèces de phoques

Les phoques adultes sont généralement des animaux opportunistes. Ils peuvent changer d'alimentation, en oscillant entre des poissons et des crustacés, selon la disponibilité (20). Les

habitudes alimentaires varient selon l'âge, la période de l'année et la localisation. Ainsi, comme le phoque peut manger à des niveaux trophiques différents, l'accumulation peut être différente entre les individus et les espèces.

La Figure 11 présente un schéma d'une chaîne trophique générale pour les phoques :

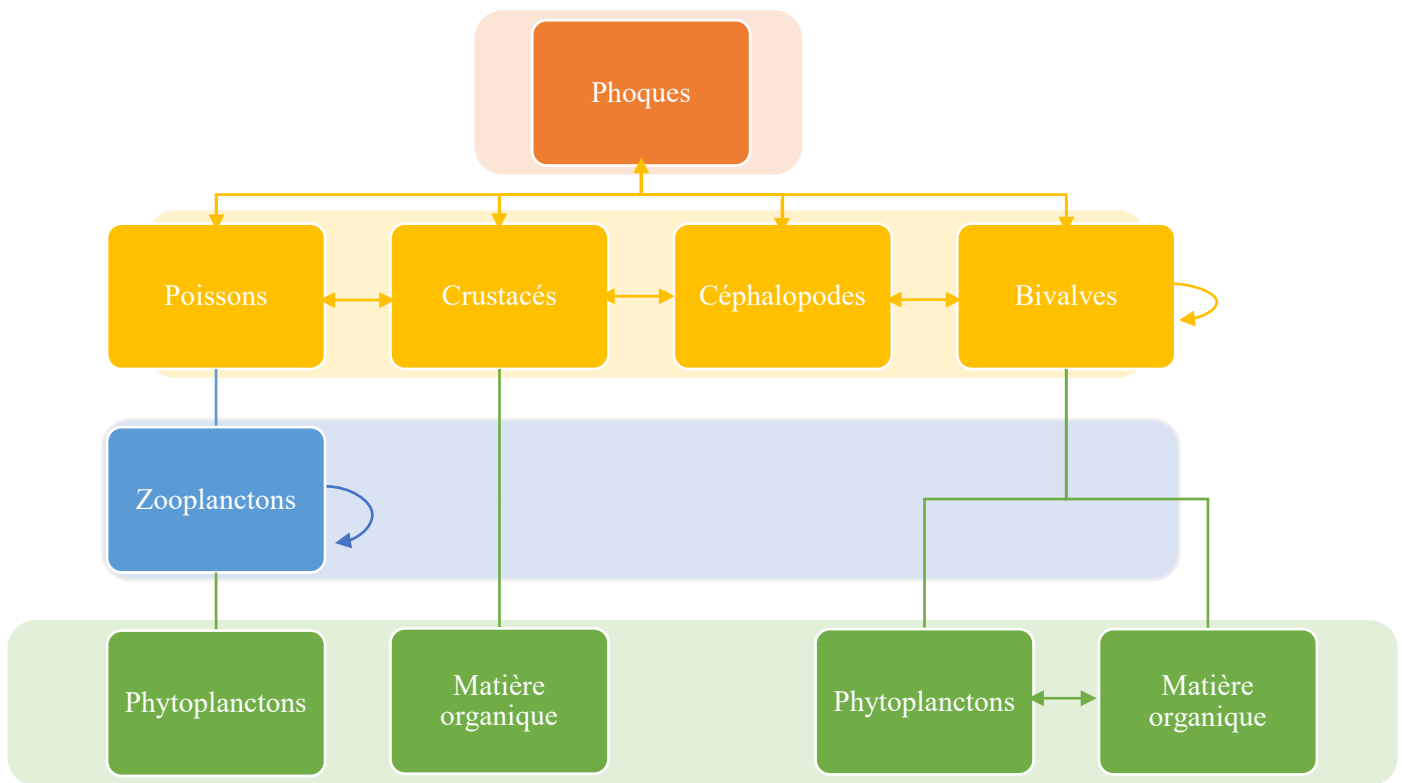


Figure 11. Schéma de la chaîne trophique générale des phoques. Source : GAU Romane

Chaque espèce de phoque a ses particularités et ses proies préférentielles.

i. Les phoques à capuchon

Ses proies préférentielles sont benthiques et pélagiques, impliquant des relations trophiques spécifiques, comme le présente la Figure 12. Une espèce d'un embranchement ou un sous-embranchement peut consommer une espèce de ce même embranchement ou sous-embranchement. Le niveau trophique n'est pas linéaire, mais la Figure 12 présente une version simplifiée des relations trophiques dans l'alimentation du phoque à capuchon.

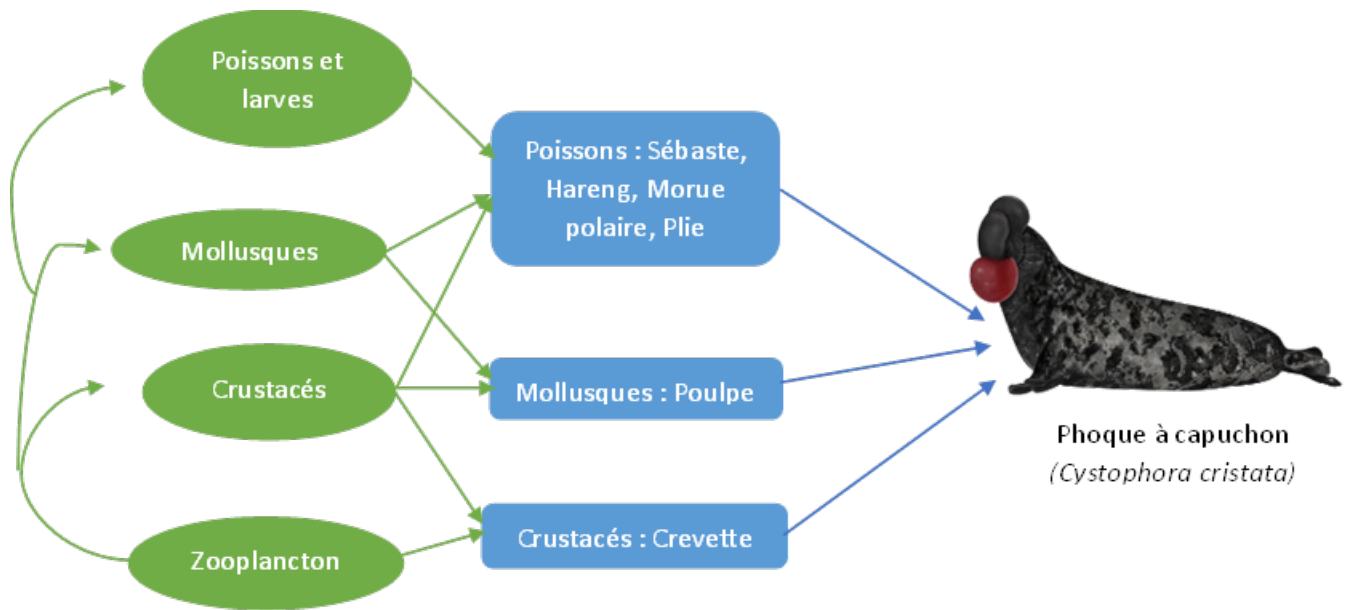


Figure 12. Chaîne trophique du phoque capuchon avec ses proies préférées. Sources : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries

Certaines études suggèrent que durant l'hiver et l'automne, les phoques à capuchon privilégient la consommation de calmars, tandis qu'en été, ils se tournent majoritairement vers le poisson, en particulier, la morue polaire (47).

Les petits commencent à se nourrir près du rivage et se nourrissent principalement de calmars et de crustacés pélagiques (46, 47).

ii. Les phoques annelés et barbus

Les phoques annelés et barbus préfèrent les poissons aux crustacés. Ils partagent donc cette chaîne trophique simplifiée de la Figure 13. Les phoques annelés ont un régime côtier et les phoques barbus ont un régime benthique (47).

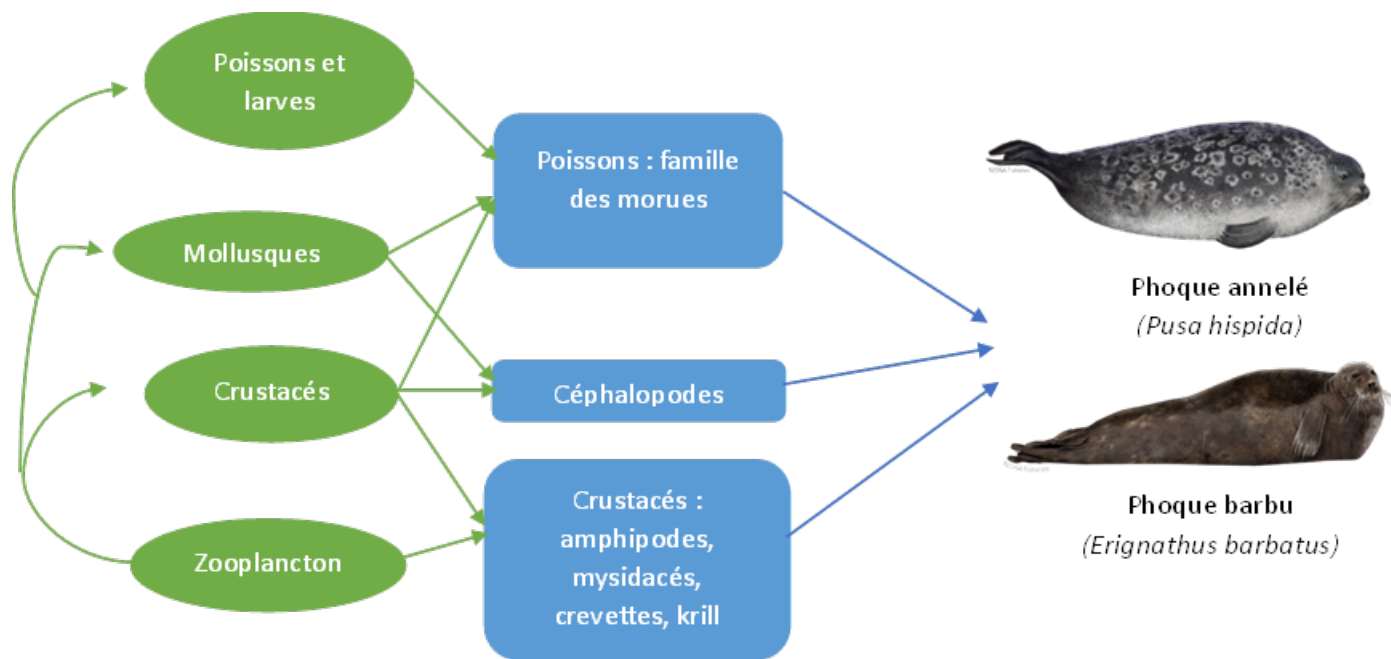


Figure 13. Chaîne trophique du phoque annelé et barbu avec leurs proies préférées. Sources : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries ; NAMMCO

Les jeunes phoques annelés consomment davantage de crustacés que les adultes, et les phoques annelés réduisent leur alimentation pendant la mue printanière. À l'automne, l'emplacement des aglus⁴ est déterminé par la disponibilité des proies, car à cette période, les phoques stockent de la graisse pour l'hiver (45, 47).

En croisant leurs répartitions géographiques et les analyses de leurs acides gras issus de leurs graisses, il est affirmé que les phoques consomment des espèces de plusieurs localisations. Au sein d'une espèce, l'alimentation peut varier. Par exemple, les phoques annelés de Sachs Harbour (Inuvik) consomment plus de lançons (poisson subarctique) et de capelan (poisson subarctique et arctique) que de morue polaire, par rapport aux phoques annelés d'Arctique (48).

iii. Les phoques commun et gris

Les phoques communs consomment principalement des poissons de taille moyenne, pélagiques et benthiques, et des céphalopodes. Les espèces consommées par ces phoques ont-elles aussi une alimentation préférentielle, telle que le montre la Figure 14.

⁴ Trous de respiration des phoques dans la banquise

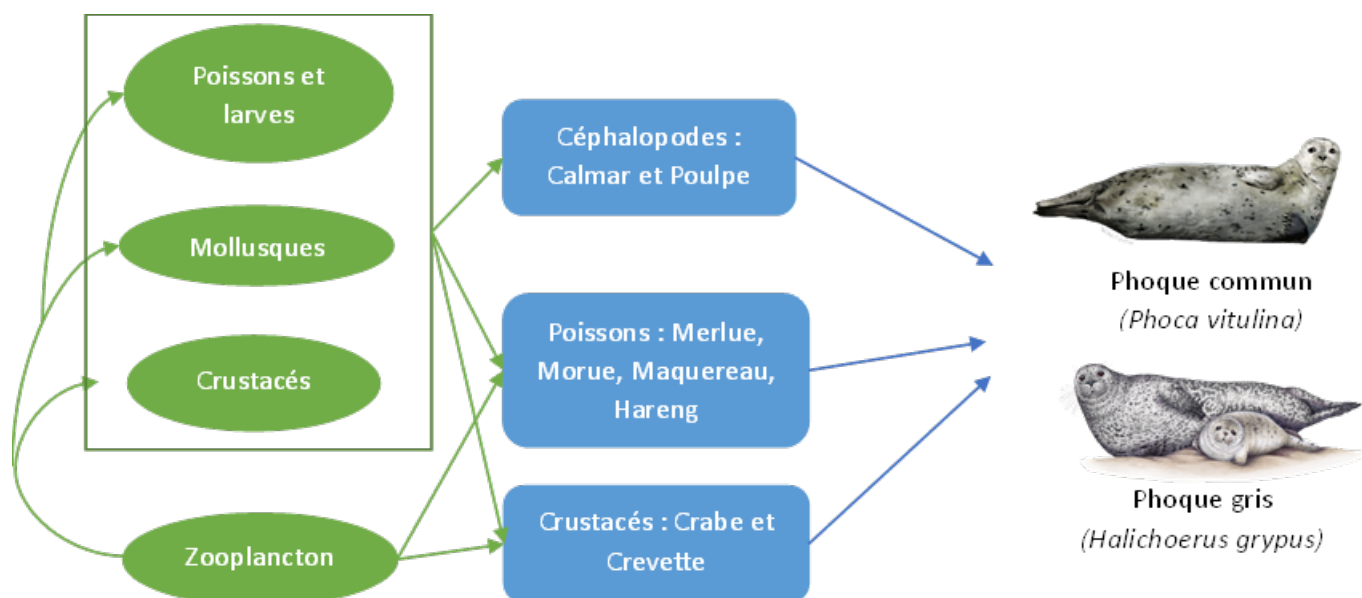


Figure 14. Chaîne trophique du phoque commun et gris avec leurs proies préférentielles. Sources : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries ; NAMMCO

Les jeunes phoques communs nouvellement sevrés ne peuvent pas plonger très profondément, donc leur régime alimentaire principal est constitué de crustacés, qui sont plus faciles à attraper (47).

Les phoques gris consomment entre 4 à 6 % de leur poids corporel en un seul repas. La chasse en groupe est une pratique fréquente chez ces animaux, ce qui facilite la capture de leurs proies. Leur alimentation évolue en fonction de l'âge, du sexe, de la saison et de la localisation (45–47).

iv. Les phoques du Groenland

Ils ont tendance à se nourrir essentiellement de petits poissons tels que le capelan, la morue arctique et la morue polaire. Ils consomment aussi des crustacés tels que les krills ou des amphipodes.

v. Les phoques tachetés et rubanés

Les phoques tachetés et rubanés sont des consommateurs de proies pélagiques, telles que celles montrées par la Figure 15. Les jeunes animaux consomment surtout des crustacés et les phoques adultes mangent principalement du poisson et des mollusques. Les phoques rubanés sont des animaux solitaires pour chasser (46, 47).

En moyenne, les phoques rubanés consomment 7,7 kg de nourriture par jour. Les données récoltées sur leurs habitudes alimentaires sont limitées et se focalisent principalement sur le printemps, période où ils se nourrissent généralement moins (46, 47).

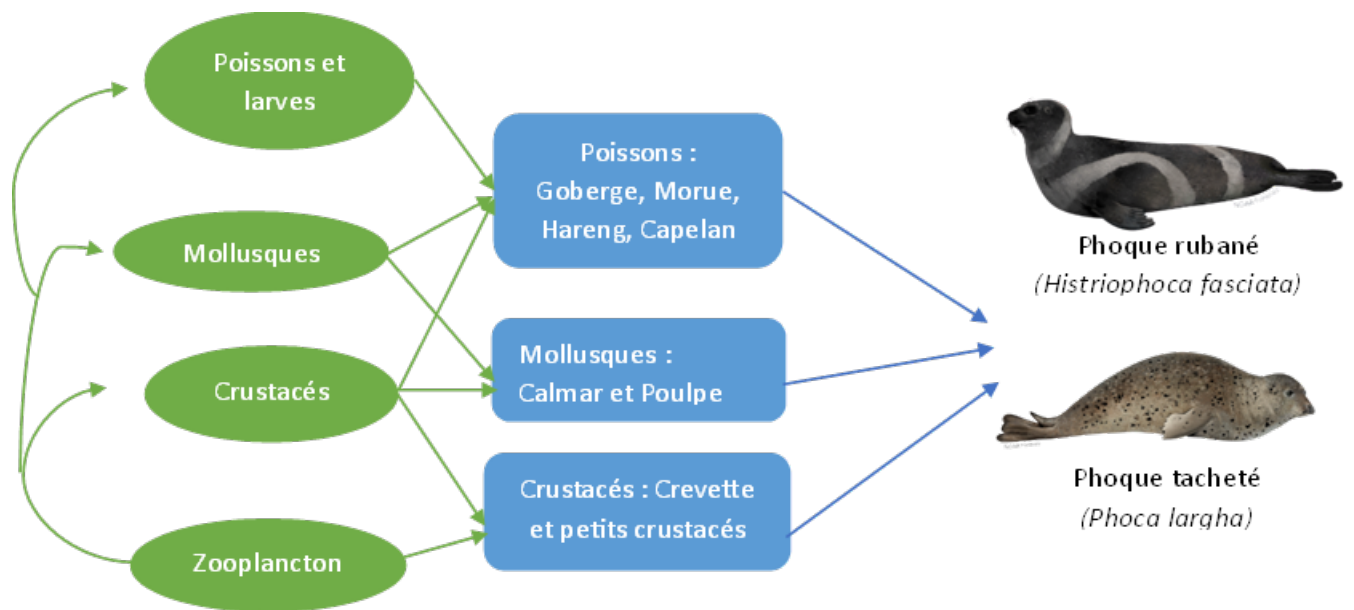


Figure 15. Chaîne trophique du phoque rubané et tacheté avec leurs proies préférentielles. Source : GAU Romane, à partir d'AnimalDiversity ; NOAA fisheries

Les chaînes trophiques des phoques peuvent changer, ainsi que le taux de mercure accumulé à chaque chaînon. Des preuves d'un changement d'alimentation ont été documentées dans le subarctique, changement qu'il n'y a pas encore en Arctique. Ces changements suggèrent que les conditions actuelles dans le subarctique pourraient être un signe avant-coureur des futures conditions en Arctique. À Sachs Harbour, le régime alimentaire des phoques annelés se composait essentiellement de morue arctique et d'invertébrés dans les années 1980 et actuellement, la consommation de poissons du subarctique a augmenté (48).

Ce changement proviendrait d'un réchauffement des eaux et une migration d'espèces tempérées et boréales vers le nord (31).

Nous allons ainsi voir le taux de mercure dans ces espèces composant la chaîne alimentaire des phoques. Les écosystèmes marins de l'Arctique ont de longues chaînes alimentaires (environ 4 à 5 niveaux trophiques) et les phoques sont à un niveau trophique élevé (5).

Les concentrations de mercure dans les organismes de niveau trophique supérieur sont contrôlées par des processus « ascendants » ou « descendants » telles que ceux de la Figure 16.

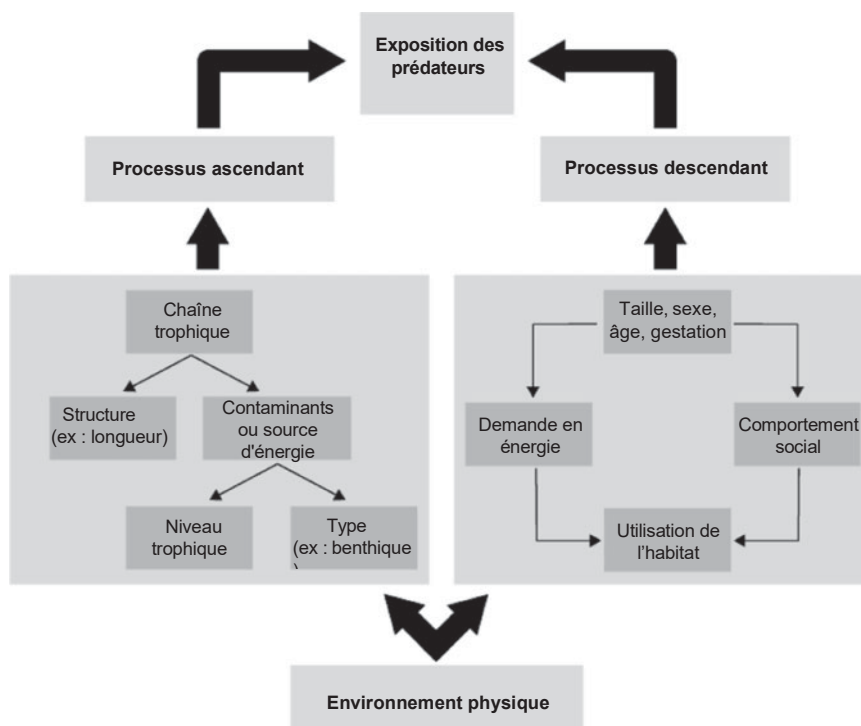


Figure 16. Les processus affectant les concentrations de Hg dans les espèces de niveau trophique supérieur. Traduit de Loseto et al., 2007.

Les concentrations initiales en MeHg entrant dans le biote, à la base de la chaîne alimentaire et l'élimination du Hg vont influencer la bioaccumulation et la bioamplification du MeHg. Les préférences alimentaires sont influencées par divers facteurs, tels que le sexe, la taille, l'âge et le statut de reproduction d'un animal. Ces éléments et la structure de la chaîne alimentaire, à leur tour, ainsi que les interactions sociales (ex : comportement de prédation) entre les niveaux trophiques ou entre les chaînes trophiques dictent les transferts énergétiques et de Hg (ex : couplage benthique-pélagique) (11, 12).

Les huit espèces de phoques considérées ont des caractéristiques différentes, concernant la taille, le poids, comportement social, alimentation, durée du sevrage, migration. Communément, les jeunes phoques consomment beaucoup de crustacés et les adultes consomment beaucoup de poissons et mollusques. Chaque caractéristique est difficile à analyser et c'est pour cela que la suite sera simplifiée en une seule chaîne trophique, avec une grande diversité d'espèces.

Le THg présenté dans les études suivantes comprend le Hg inorganique et le Hg organique.

2. Le mercure dans la chaîne trophique des phoques

L'alimentation est la source principale de MeHg pour les animaux de niveaux trophiques supérieurs. Souvent, les relations de prédation et la concentration initiale de MeHg à la base

des chaînes alimentaires peuvent exercer la plus grande influence pour définir le processus et le taux de transfert du MeHg au sein des espèces de niveaux trophiques supérieurs. Le MeHg se bioaccumule considérablement dans les organismes en raison de son assimilation dans les tissus et de son élimination lente de l'organisme. L'âge et le taux de croissance des prédateurs influent aussi sur leur accumulation de MeHg : les individus à croissance plus lente ont tendance à présenter des concentrations de MeHg plus élevées, car moins de biomasses sont produites par unité de Hg consommée ; au contraire, les individus à croissance plus rapide ont des concentrations de MeHg plus faibles, ce qui est généralement appelé « l'effet de biodilution » (12).

Comme seul le MeHg, parmi les autres formes de Hg, est bioaccumulable, la fraction de MeHg augmente avec le niveau trophique, atteignant généralement plus de 90 % du THg dans les tissus des prédateurs (12).

Les concentrations de MeHg augmentent avec le temps (bioaccumulation) chez un organisme et croissent à chaque niveau trophique successif (bioamplification). Le terme « biodisponibilité » du Hg désigne la disponibilité d'espèces de Hg inorganique pour les populations microbiennes responsables de la méthylation du Hg et le transfert du MeHg des proies aux prédateurs au sein des réseaux trophiques (12).

Chetelat et al. (2018) suggèrent que, globalement, les systèmes aquatiques de l'Arctique, caractérisés par des concentrations plus faibles en carbone organique dissous, ainsi que d'autres paramètres physicochimiques, présentent des taux plus élevés de bioaccumulation et de bioamplification du Hg au sein du biote. Pour l'instant, la méthylation et la déméthylation ne sont pas encore bien compris, il s'agit seulement d'hypothèses (5).

a. Les mécanismes d'absorption

L'absorption de Hg par le biote dépend, non seulement de la quantité d'émissions de Hg dans l'Arctique, mais aussi des processus biogéochimiques et écologiques qui se déroulent là-bas. Ces processus influencent l'absorption du mercure dans le biote en régulant la biodisponibilité, la méthylation et la déméthylation, l'absorption, la bioaccumulation et la bioamplification du mercure au sein des écosystèmes arctiques (5).

Les espèces de Hg et de MeHg peuvent être assimilées par le biote à des niveaux trophiques inférieurs (bactéries, archées, phytoplancton et autres algues), mais seul le MeHg est bioamplifié au sein des chaînes alimentaires et présente donc le principal risque d'exposition pour la faune et les humains de l'Arctique. Le MeHg se bioamplifie plus que le Hg(II)

inorganique, pourtant plus abondant dans l'environnement abiotique. L'absorption de Hg organique (contenant le MeHg) par la muqueuse intestinale varie de 10 % à 100 %, ce qui est un taux d'absorption plus élevé que celui observé pour le Hg inorganique, lequel varie de 2 % à 51 % (5, 12).

i. Absorption par le phytoplancton et les zooplanctons

Le MeHg subit une absorption cellulaire par le phytoplancton par transport passif ou actif, à travers les membranes cellulaires. Ce mécanisme est possible grâce aux petites cellules des phytoplanctons qui ont des rapports surface/volume plus grands et, par conséquent, bioconcentrent plus de MeHg que les grandes cellules. Des organismes phytoplanctoniques de plus petite taille favorisent une production accrue de MeHg. Ils sont localisés, comme vu précédemment, dans la colonne d'eau entre 100 à 300 m de profondeur, où l'absorption de phytoplancton peut être une voie d'entrée importante dans les réseaux trophiques pélagiques (5, 49). Le phytoplancton assimile environ quatre fois plus de MeHg que de Hg inorganique (12).

Une fois absorbé, le Hg affecte divers processus physiologiques, y compris la photosynthèse. Pour contrer ces effets indésirables, le phytoplancton a élaboré plusieurs mécanismes de détoxification, tels que la réduction du Hg en Hg(0) ou son confinement grâce à des ligands intracellulaires. La probabilité que le Hg soit toxique pour le phytoplancton est peu probable pour les scientifiques, sous réserve de nouvelles données (49).

Après production à un certain endroit, le MeHg serait transporté puis bioaccumulé par les niveaux trophiques inférieurs, d'eau douce et marine, avant d'être transféré par les interactions proies-prédateurs vers des organismes de niveau trophique supérieur (12).

ii. Absorption par les poissons et les crustacés

Une analyse récente des informations existantes sur les isotopes du Hg dans le biote marin suggère que le Hg provenant des sédiments prédomine dans l'origine du MeHg observé dans de nombreux prédateurs de haut niveau trophique dans l'océan Arctique (8).

Un grand nombre d'invertébrés benthiques, tels que les polychètes, les bivalves et les crustacés, sont soumis à l'exposition au MeHg et l'absorbent par le biais de leurs surfaces respiratoires, en plus de leur exposition par le biais de leur alimentation (16).

Dans le réseau trophique benthique, il y a une absence de relation significative entre la concentration de MeHg et le niveau trophique et cela pourrait refléter : i) l'intégration interne de MeHg par des voies non alimentaires, telles que les branchies ; ii) une utilisation différente

de l'habitat non obligatoirement dû au niveau trophique ; iii) la grande diversité des stratégies alimentaires présentées par les espèces benthiques (par exemple : détritivores, suspensivores) ; iv) des individus se nourrissant à plusieurs niveaux trophiques (16).

iii. Accumulation de mercure et accumulation de sélénium.

En fonction de la teneur en lipides, les rapports en sélénium (Se) et Hg varient. Les poissons plus gros et plus pélagiques ont tendance à avoir des niveaux en Se plus élevés par rapport aux poissons plus petits et benthiques (50).

Selon une étude, la variation Se:Hg entre les espèces seraient principalement due au MeHg. Bien qu'il y ait encore un débat sur la sécurité des ratios Se:Hg par rapport au Hg seul, les poissons de l'Arctique contiendraient suffisamment de Se pour prévenir la toxicité du MeHg, tout en maintenant des fonctions métaboliques dépendantes du sélénium (50).

Chez certaines espèces comme le chabot, le cisco ou la morue du Groenland, les rapports Se:Hg sont plus faibles. Les hypothèses seraient une absorption plus élevée de MeHg et/ou une bioaccumulation plus importante, par rapport aux espèces plus petites comme les morues d'Arctique, le capelan et le lançon (50).

b. Le taux de mercure dans le zooplancton et le phytoplancton

Le zooplancton occupe une position centrale au sein des chaînes trophiques marines, influençant la quantité et la qualité de l'énergie disponible aux niveaux trophiques supérieurs. Ils exercent un rôle crucial en tant qu'acteurs clés dans le transfert de Hg tout au long de la chaîne alimentaire marine (51).

Chez les producteurs primaires, à la base du réseau trophique, le MeHg représente entre 1 et 15 % du THg. Pour le zooplancton, cette fraction augmente jusqu'à 10 à 80 %. Cette fraction est respectivement en fonction s'ils sont herbivores ou carnivores et selon l'espèce (12, 51).

i. Selon la localisation

Une méta-analyse mondiale, en 2012, a montré que les taux de bioamplification étaient plus élevés aux latitudes nord par rapport aux tropiques. Ce résultat confirme les enjeux de la bioaccumulation en Arctique pour les différents organismes et la santé publique (5).

Dans le zooplancton, la fraction du MeHg par rapport au THg est variable, allant de 30 % dans la mer de Beaufort (ouest canadien) à 70 % dans la baie de Baffin (est canadien) entre 2000 et 2008. Cette disparité est en relation avec le taux de méthylation, et donc attribuée à une

hétérogénéité spatiale et saisonnière, et/ou à une variabilité selon les espèces de zooplanctons (12).

En revanche, dans le sud de la mer de Beaufort, ont été retrouvées les plus fortes concentrations de THg et de MeHg, ainsi que la plus forte bioaccumulation entre des petits crustacés planctoniques et benthiques (*Calanus* spp.), et deux de ses prédateurs zooplanctons : *Themisto* spp. et *Paraeuchaeta* spp. Les résultats de cette même étude montrent bien une variation géographique significative pour les concentrations en THg et des signatures isotopiques propres aux espèces, en relation avec les particularités de l'écosystème régional, telles que des différences entre des masses d'eau et les apports d'eau douce. Cela met en lumière une exposition accrue au Hg au sein de la chaîne alimentaire marine dans le sud de la mer de Beaufort (51).

D'autres études appuient cette constatation : les concentrations en MeHg sont les plus élevées dans la mer de Beaufort par rapport à la mer des Tchouktches, à l'archipel arctique canadien, à la baie d'Hudson et au nord de la baie de Baffin. Elles oscillaient, en 2016, entre 0,008 et 0,096 µg/g poids sec. Une bioamplification du MeHg a été observée entre les taxons herbivores et omnivores (ex : *Themisto* spp. et *Paraeuchaeta* spp.) (5).

Les producteurs primaires des failles sous-marines peuvent fournir une alimentation coïncidant avec le pic de dépôt provenant des AMDE, au printemps. Ce phénomène favorise l'entrée du Hg dans la chaîne alimentaire au-delà de ce que l'eau libre pourrait provoquer. À mesure que la zone photique est épuisée en nutriments, les proliférations s'effondrent, donnant un maximum de chlorophylle profonde dans des zones dans lesquelles la production alimentaire se poursuit. Les sources de carbone et de Hg associées peuvent devenir accessibles à d'autres réseaux comme pour l'épifaune (12).

ii. Selon la saison

Des changements saisonniers se produisent dans l'absorption de Hg par le phytoplancton marin, où la réduction de la couverture de glace de mer et la production primaire ont amélioré la bioaccumulation saisonnière (5).

Même en hiver, là où la concentration en glace de mer est la plus forte, une accumulation se produit. Le MeHg dans la glace de mer peut être absorbé par le biote sympagique et se bioaccumuler chez des animaux dépendants de la glace tels que certains poissons (5).

iii. Selon le niveau trophique

En 2012, une étude a été faite dans la baie d'Hudson (baie à l'est du Nunavut). La plage de concentrations en THg, dans tous les échantillons de zooplancton, était de 0,005 à 0,24 µg/g poids sec. Ce résultat signifie que le zooplancton n'est pas à un niveau trophique unique, ici les niveaux correspondants seraient entre le niveau 1 et 4. Ainsi, la bioaccumulation en THg n'est pas la même. Cette étude suggère que si le niveau trophique augmente chez le zooplancton, les concentrations de THg diminuent principalement à cause de la diminution de l'absorption et/ou de la rétention de Hg inorganique. Au contraire, la part de MeHg augmente, car les concentrations en MeHg restent constantes malgré la diminution des concentrations de THg. Ainsi, le MeHg semble être retenu efficacement à mesure de sa progression dans la chaîne alimentaire et le Hg inorganique semble être plus facilement éliminé (52).

La bioconcentration du MeHg dans les bactéries et les algues, soit en suspension dans les colonnes d'eau (phytoplancton), soit en croissance dans les biofilms de surfaces (sédiments, glace, roches, etc.), est considérée dorénavant comme une étape critique dans le transfert de Hg aux niveaux trophiques supérieurs. Actuellement, malgré le rôle important du phytoplancton comme source d'énergie pour la chaîne alimentaire, peu de mesures de MeHg ont été faites sur ce chaînon (5).

c. Le taux de mercure dans les poissons et crustacés consommés par les phoques

La concentration en Hg chez les poissons est mesurée dans les muscles, car il s'agit de la zone prioritaire de bioaccumulation et la partie consommée par les humains.

Pour les niveaux trophiques supérieurs, tels que les poissons et les mammifères, le MeHg est > 70 % du THg. Pour les niveaux trophiques inférieurs, et les bivalves en particulier, une variation considérable a été observée, avec des rapports MeHg sur Hg s'étendant de 10 % à 40 % dans les eaux danoises (12, 53).

L'évaluation de la quantité de tissus contaminés par le THg pouvant être consommé par les humains s'est appuyé durant des années principalement sur les données de surveillance de la concentration en THg. Elles ont ensuite influencé la décision des seuils dans la législation (54).

Dans la législation canadienne et européenne (sauf exceptions), la concentration maximale en THg acceptable, dans les tissus des poissons, à partir de laquelle il y aura plus de risques d'effets chez les humains est de 0,5 µg/g poids humide (55, 56) (Annexe 1). Il existe des normes internationales fixées par les organisations internationales écrites dans le *Codex Alimentarius*.

Les concentrations seuils actuelles pour le MeHg dans le poisson sont de 1 µg/g pour les poissons prédateurs et de 0,5 µg/g pour les autres espèces de poissons, poids humide (57). On considèrera aussi ces valeurs seuils pour avoir une référence dans l'alimentation des phoques, en gardant en tête que les phoques mangent environ une dizaine de kilos de poissons par jour.

Dans les études suivantes, certains résultats sont donnés en fonction du poids secs. Cette mesure permet de comparer plus facilement la teneur en mercure de différents poissons, car elle élimine la variable de l'humidité. Les mesures en poids humide permet d'évaluer la quantité de mercure à laquelle une personne pourrait être exposée en consommant du poisson.

Un poisson est composé en moyenne de 80 % d'eau, donc 20 % de matière sèche (58), ainsi, la concentration de THg en poids humide se trouve avec cette formule : (Concentration en poids sec) x (Fraction de matière sèche). La concentration en poids secs sera supérieure à la concentration en poids humide. Ainsi, si la législation fixe une concentration seuil de 0,5 µg/g poids humide, elle sera équivalente à 2,5 µg/g poids sec (59).

i. Selon la localisation

La morue polaire contient 80 à 97 % de MeHg par rapport au THg dans la mer de Beaufort (ouest canadien) et 100 % dans la baie de Baffin (entre le Canada et le Groenland) entre 2000 et 2008. Les collectes de morue polaire dans le golfe Amundsen (mer de Beaufort) et dans la baie Franklin (nord de la mer de Baffin) ont mis en évidence, en hiver, une concentration moyenne de THg de 380 µg/g poids sec et 80 % était du MeHg (environ 304 µg/g poids sec). Les concentrations chez la morue polaire en été variaient de 200 µg/g de poids sec dans le détroit de Lancaster (ouest de la mer de Baffin) à 400 µg/g de poids sec dans les mers de Tchouktches (entre l'Alaska et la Russie) et de Beaufort (12). Ces valeurs sont bien au-dessus des valeurs seuils fixés par le gouvernement.

Dietz et al. (2021) a fait une revue de la littérature pour 11 espèces de poissons, la majorité consommés par les phoques. Ils ont construit un tableau avec des seuils de risques fondés sur les données de l'agence de protection environnementale suède et du conseil international pour l'exploration de la mer. Seule la perche européenne prélevée dans la mer Baltique présentait des concentrations dans les intervalles dits « à risque ». Dans la mer du Nord et l'océan

Atlantique Nord, 40 % des stocks de poissons semblaient avoir des concentrations dans la catégorie « risque élevé »⁵ (53).

Cette étude a aussi porté sur quatre espèces de bivalves. La majorité des mollusques bivalves étaient classés dans les catégories « sans risque »⁶ ou « risque faible », à l'exception du macoma de la Baltique et de la moule bleue, représentés par des individus présentant un risque plus élevé, se situant ainsi dans la catégorie « risque modéré », voire « risque sévère » (53).

Le biais de cette étude est qu'elle ne tient pas compte de la variation potentielle des tissus et des espèces par rapport à la teneur en Hg et principalement le MeHg. De plus, il est préférable de regarder uniquement les différences plutôt que les risques, car avec les différentes formes de Hg, il est difficile d'évaluer un risque (53).

En plus des disparités entre l'est et l'ouest, des diminutions des taux de Hg dans les poissons du sud vers le nord ont été mises en évidence, au niveau de l'Arctique russe. Les poissons dans l'Arctique présentent des taux de croissance plus modérés et des cycles de vie plus étendus, ce qui peut entraîner une accumulation plus prononcée de contaminants que dans les régions plus productives situées au sud (60).

Les processus océaniques peuvent spatialement organiser les espèces proies (ex : le long des fronts et des zones convergentes) et cela peut affecter l'absorption du Hg par la proie et la probabilité que la proie soit consommée (61).

Il y a aussi des disparités entre les poissons côtiers et les poissons de pleine mer. Les poissons côtiers comme l'éperlan arc-en-ciel, le hareng du Pacifique, le cisco arctique et le petit cisco, présents le long du plateau du Mackenzie (ouest canadien), présentaient des concentrations de Hg inférieures à 200 µg/g de poids secs. Le MeHg représenterait 78 à 94 % du THg chez ces poissons adultes. La morue arctique côtière aurait des concentrations analogues à ces poissons et nettement inférieures aux concentrations chez la morue arctique au large (62).

Les poissons démersaux (vivant près du fond sans pour autant y vivre de façon permanente) tels que les chabots, ont des concentrations en THg variant entre 240 µg/g de poids sec (déroit de Lancaster, nord canadien) et 590 µg/g de poids sec (mer de Beaufort) (62).

⁵ Dans les muscles : sans risque : <0,10 µg/g ; risque faible : 0,10–0,30 µg/g ; risque modéré : 0,30–0,50 µg/g ; risque élevé : 0,50–2,00 µg/g ; risque sévère : >2,00 µg/g.

⁶ Dans les tissus mous : sans risque : <0,01 µg/g ; risque faible : 0,01–0,05 µg/g ; risque modéré : 0,05–0,15 µg/g ; risque élevé : 0,15–0,40 µg/g ; risque sévère : >0,40 µg/g

Ainsi, les concentrations de THg plus élevées observées chez certaines espèces, comme le chabot par rapport à d'autres espèces de poissons, s'expliquent probablement, en partie, par leurs habitats d'alimentation (31).

ii. Selon les espèces

L'espèce indigène clé des chaînes alimentaires des phoques considérés est la morue polaire. Ses espèces de « remplacement » sont le capelan et le lançon. Des études ont montré que la concentration en THg était plus élevée chez la morue arctique que chez le capelan. D'ailleurs chez la morue arctique, le MeHg est pratiquement la seule forme de Hg. La longueur du poisson expliquerait dans certains cas et de manière significative la variation de concentrations en THg, mais pas pour le lançon par exemple. Ainsi, en consommant plus d'espèces de « remplacement », les phoques ingéreraient moins de Hg. À l'inverse, le capelan contiendrait des concentrations plus élevées de certains pesticides et polluants organiques persistants (POP). Ces concentrations seraient probablement liées à la migration vers des régions plus tempérées où ces contaminants sont beaucoup plus présents (31, 63).

Entre 2012 et 2014, une étude a été conduite pour mesurer la concentration des contaminants chez différentes espèces, dont le chabot indigène et la crevette nordique. Ces deux espèces présentaient les concentrations globales les plus élevées en THg : $0,17 \pm 0,02$ et $0,21 \pm 0,01$ $\mu\text{g/g}$, poids humide. Pour certains individus, les concentrations de THg étaient de 0,5 à 1,2 $\mu\text{g/g}$ poids humide. La concentration musculaire maximale autorisée en consommation humaine, pour ces individus, a été atteinte. La taille et l'âge rentrent en compte : les espèces plus grandes et les individus plus âgés peuvent montrer de hauts niveaux de THg (31).

Une analyse des niveaux de Hg dans les muscles de 1 569 ombles chevaliers (salmonidés, donc espèce anadrome : migre de l'océan vers l'eau douce pour se reproduire), de 83 sites différents, a montré que les concentrations en MeHg dépassaient le critère de qualité de 0,3 $\mu\text{g/g}$ poids humide de l'US EPA, dans 21 % des sites (5).

De 2017 à 2018, des études ont été faites sur des espèces de poissons consommées par les autochtones en Arctique Russe. La concentration moyenne de THg dans les muscles variait de 0,018-0,019 $\mu\text{g/g}$ chez l'omble chevalier et le saumon rose, à 0,188 $\mu\text{g/g}$ chez le grand brochet. Ainsi, les concentrations en THg sont significativement plus élevées chez des espèces comme le grand brochet, par rapport aux espèces anadromes et aux espèces de niveaux trophiques inférieurs : le corégone et l'omble chevalier se nourrissent principalement de zooplancton, d'œufs de saumon, d'insectes et de benthos ; ce qui montre bien la bioamplification du Hg (60). Ces valeurs, dans toutes les espèces de poissons sont inférieures à celles spécifiées dans la

réglementation russe relative aux substances toxiques inorganiques selon le poids humide : 0,3 mg/kg pour les poissons d'eau douce non prédateurs, 0,6 µg/g pour les prédateurs d'eau douce et 0,5 µg/g pour les poissons d'eau de mer (64). Les concentrations étaient également inférieures aux concentrations maximales de l'UE : 1,0 µg/g pour le brochet et 0,5 µg/g pour les autres espèces de poissons (56).

iii. Selon les écosystèmes pélagiques et/ou benthiques

Les réseaux trophiques benthiques marins sont très complexes. Dans les écosystèmes marins côtiers, les réseaux alimentaires benthiques puisent leur énergie à partir de plusieurs sources de carbone, parmi lesquelles le phytoplancton pélagique (vivant en pleine eau) et sympagique (vivant sous la glace) qui a subi une sédimentation, la matière organique d'origine terrestre transportée par les rivières, ainsi que les macrophytes benthiques (16).

Les réseaux alimentaires pélagiques reposent principalement sur du phytoplancton pélagique et sympagique (16).

Les réseaux trophiques benthopélagiques associent des sources de carbone benthiques et pélagiques. Cette association est importante pour le cycle des nutriments et pour le transfert d'énergie entre les réseaux trophiques et les habitats (16).

Le réseau alimentaire benthique chevauche le réseau alimentaire benthopélagique, suggérant que des espèces benthopélagiques de niveaux trophiques supérieurs se nourrissent de proies benthiques. Aucun chevauchement n'a été observé entre les réseaux trophiques pélagiques et benthopélagiques. Cette situation peut résulter d'une représentation imparfaite des espèces au sein du réseau alimentaire benthopélagique, en particulier les espèces de niveaux trophiques inférieurs, ou encore être attribuée à la saisonnalité des régimes alimentaires (16).

Les prédateurs peuvent se nourrir à la fois d'espèces benthiques et d'espèces pélagiques, ou dans les réseaux trophiques proches des côtes et au large. Ces espèces ont des sources de carbones, des cycles biogéochimiques, des structures, etc. différents et ces facteurs peuvent influencer le transfert trophique du MeHg (61).

En 2021, dans la baie Frobisher (près d'Iqaluit au Nunavut), une étude montre que le pourcentage de MeHg n'a pas augmenté de manière significative avec l'augmentation du niveau trophique. De plus, le $\delta^{15}\text{N}$, c'est-à-dire le cycle de l'azote qui permet d'analyser l'utilisation de l'habitat par les espèces, expliquait seulement de 9 % la variation observée de la part de MeHg. En revanche, selon l'écosystème, les concentrations varient (16) :

- Le réseau trophique benthique présentait les plus fortes concentrations moyennes de THg (0,98 µg/g poids sec) et de MeHg (0,99 µg/g poids sec). Le MeHg ne s'est pas bioamplifié dans ce réseau trophique. Ce réseau présente la plus grande diversité trophique, la plus grande redondance trophique (c'est-à-dire les espèces occupant des positions trophiques similaires) et la plus grande zone de niche isotopique.
- Le réseau trophique benthopélagique, présente une contamination inférieure, avec des concentrations respectivement pour le THg et le MeHg (0,54 et 0,55 µg/g poids sec). Le MeHg s'est bioamplifié dans ce réseau trophique. Au sein de ce réseau et du réseau benthique, les espèces présentant les concentrations en THg et en MeHg les plus importantes étaient respectivement le chabot vinaigrier arctique (THg = MeHg : 0,99 µg/g poids sec) et le chabot à deux cornes (THg = MeHg : 0,57 µg/g poids sec).
- Le réseau trophique pélagique est celui qui présente les plus faibles concentrations. En revanche, le MeHg s'est bioamplifié dans ce réseau trophique. Au sein de ce réseau, *Limacina sp* (ptéropode) avait la concentration en THg la plus élevée (0,12 µg/g poids sec) ; la morue arctique avait la concentration en MeHg la plus élevée (0,06 µg/g poids sec).

Ces différences sont probablement liées aux différents mécanismes d'absorption du Hg par les espèces benthiques, du fait de la variété de leurs modes d'alimentation et des diverses conditions physico-chimiques, et par conséquent, aux concentrations de Hg ressenties par le biote de l'endofaune (organismes enfouis dans un substrat tel que la vase ou le sable) et de l'épifaune (organismes à la surface du fond marin). L'épifaune et l'endofaune forment l'ensemble des organismes du benthos (12, 16).

Dans les réseaux pélagiques, en augmentant de niveau trophique, une légère augmentation de la concentration en MeHg biodisponible en bas du réseau peut entraîner une augmentation relativement importante des organismes de niveau supérieur (12).

L'élimination du MeHg va aussi jouer un rôle dans la bioaccumulation dans les niveaux trophiques. Certains invertébrés muent, éliminant ainsi une partie de la charge en MeHg et entraîne une variabilité des concentrations en MeHg au sein du réseau benthique.

iv. Selon la saison et les années

Une variation saisonnière existe pour la bioaccumulation et la bioconcentration du Hg, notamment chez l'omble anadrome, au nord du Québec. Chez cette espèce, les concentrations étaient élevées durant les mois d'été, potentiellement en raison d'un pourcentage plus faible de lipides et d'un poids corporel inférieur dû au jeûne hivernal (5).

Entre 2004 et 2016, dans la baie d'Hudson (est du Nunavut), une réduction de la concentration en Hg chez les poissons a été mise en évidence. Les scientifiques pensent que les proies migrent de plus en plus vers le large (hauturières) et deviennent pélagiques, tout en conservant la même taille de niche. Ainsi, elles accumulent moins de Hg, car en haute mer les concentrations sont plus faibles. L'autre facteur, selon les scientifiques est que grâce à la convention de Minamata, les réductions mondiales des émissions de Hg ont entraîné une diminution des apports de Hg, des dépôts ou des cycles biogéochimiques via les précipitations, et, à leur tour, aient influencé la réduction des taux de Hg dans les chaînes alimentaires. Avec le réchauffement climatique, cette tendance risque de s'inverser. En effet, avec la fonte du pergélisol, le Hg stocké dans le sol et dans les plantes est libéré et s'accumule dans les chaînes trophiques. C'est pour cela que malgré la Convention de Minnamata la concentration en Hg chez les animaux d'Arctique augmente (5, 36, 65).

d. Les effets du mercure chez les poissons et les crustacés

L'exemple le plus frappant de l'exposition au Hg des poissons et de ses effets est dans la baie de Minamata. Les concentrations en Hg dans les tissus ont atteint 10 à 20 µg/g poids humide et les poissons « tournaient en continu et flottaient le ventre vers la surface » (66).

Trudel et Rasmussen (2006) démontré que la concentration de Hg peut être corrélée de manière négative avec les variations de croissance et d'efficacité de croissance, en fonction de la manière dont les poissons répartissent leur énergie entre les coûts d'activité et les taux de croissance. Par exemple, pour l'omble chevalier, les concentrations tissulaires sont corrélées négativement avec la condition physique (5).

En comparant les concentrations moyennes de THg dans les muscles propres à un site avec la concentration résiduelle la plus faible ayant un effet (0,33 µg/g poids humide), il apparaît que 21 % des populations d'ombles chevaliers non anadromes sont potentiellement exposées à une toxicité due au MeHg. Les populations dépassant ce seuil étaient principalement localisées au Groenland et au Canada. De manière presque exclusive, ces populations se trouvaient dans des régions caractérisées par la présence de pergélisol discontinu ou continu (5).

À des concentrations élevées de mercure (5 à 20 µg/g en poids humide, dans le muscle), qui sont généralement liées à une contamination ponctuelle, des effets manifestes sur la croissance et la survie des poissons se produisent (67).

Pour le MeHg, sa toxicité peut être liée à sa capacité à pénétrer les membranes cellulaires et à interagir avec les sites subcellulaires sensibles. Il provoquerait un stress oxydatif, une

modification de l'expression des gènes, une induction de changements biochimiques et provoquerait des lésions tissulaires chez les poissons exposés au MeHg, que ce soit dans un environnement naturel ou en laboratoire, en submergeant les défenses antioxydantes à l'intérieur des cellules. En laboratoire, le MeHg s'est accumulé de manière significative dans le cerveau des poissons nourris avec 5 ou 10 µg/g, au bout de 4 mois (fin de l'expérience), et le Hg inorganique s'est accumulé dans le cerveau à des niveaux d'exposition de 100 µg/g :

- Exposition à 5 µg/g de MeHg : augmentation notable, équivalant à deux fois, de l'enzyme antioxydante superoxyde dismutase⁷ dans le cerveau.
- Exposition à 10 µg/g de MeHg : augmentation de près de sept fois des produits issus de la peroxydation lipidique⁸ et une diminution subséquente de 1,5 fois de l'activité enzymatique antioxydante. Ces poissons présentaient des dommages pathologiques (vacuolisation et nécrose) d'abord dans le tronc cérébral puis dans d'autres zones, une activité enzymatique neurale réduite de manière significative et un comportement diminué post prandial.
- Exposition à 100 µg/g de MeHg : activité enzymatique neurale réduite de manière significative, des changements pathologiques tels qu'une prolifération des astrocytes dans le cerveau. Les autres activités décrites ne sont pas différentes de ceux des témoins. Les dommages dus à la peroxydation lipidique, des dommages pathologiques importants et comportements indésirables deviennent apparents.

Des études en laboratoires ont montré aussi des changements de comportement d'évitement des prédateurs ont été observés chez les poissons exposés au MeHg. De plus, les compétences liées à la recherche de nourriture et à l'évitement des prédateurs chez les poissons juvéniles ont été altérées à la suite de l'exposition au MeHg, par transfert maternel (5, 68).

Les concentrations alimentaires de MeHg significatives ont un impact négatif sur la reproduction des poissons. Cela se traduit par la diminution des niveaux d'hormones sexuelles circulantes, une réduction de la fécondité et des altérations dans le comportement de reproduction (5).

⁷ Enzyme piégeant les radicaux libres produits par le métabolisme. Il en existe quatre formes selon le métal contenu dans sa molécule : fer, manganèse, cuivre ou zinc.

⁸ Processus métabolique qui provoque une détérioration oxydative des lipides par les espèces réactives de l'oxygène

Le système aquatique Arctique présenterait le taux le plus élevé de bioaccumulation et de bioamplification dans le biote. En effet, les taux de croissance seraient plus modérés et le cycle de vie plus étendu, favorisant la bioaccumulation. Le THg rentre par absorption cellulaire chez le phytoplancton, par ingestion chez les autres organismes, même si quelques fois, il rentre dans la chaîne par la respiration chez les invertébrés. Chez les zooplanctons et les phytoplanctons, la part de MeHg varie selon l'espèce et le niveau trophique, sauf pour les espèces benthiques ; selon la saison, l'accumulation de THg sera plus importante en été et au printemps, même si en hiver les zooplanctons de glace de mer vont accumuler ; selon la localisation. Les espèces de zooplanctons ont des niveaux trophiques différents, ainsi selon l'espèce consommée la concentration initiale peut être déjà élevée. Chez les poissons, le Hg va s'accumuler préférentiellement dans les muscles. Les Inuits consomment les mêmes espèces de poissons que les phoques, et le THg accumulé dans ceux-ci peut se bioaccumuler soit chez les phoques, soit chez les Inuits. Dans certaines régions, les valeurs de Hg sont environ dix fois supérieures aux valeurs seuils réglementaires, mais toutes les mers et les deux océans, Arctique et Atlantique Nord, abritent des espèces dépassant les seuils réglementaires. Les taux dans les poissons varient selon la saison (l'alimentation des poissons change et il peut y avoir des migrations : en été la concentration en THg est plus élevée), l'habitat (les poissons côtiers contiennent moins de THg que les poissons de pleine mer et le réseau benthique en contient davantage que le réseau pélagique), l'âge (en fonction de l'alimentation et de la taille) et le niveau trophique (sauf pour les réseaux benthiques). Les crustacés sont de niveaux trophiques inférieurs que certains poissons, ainsi, ils présentent moins de risques. Le Hg, chez les poissons et les crustacés, provoquent le plus souvent des variations de croissance et des stress oxydatifs.

Ce sont toutes ces caractéristiques qui vont être combinées à celles du phoque et qui vont influencer la bioaccumulation chez ces espèces. Le changement climatique, avec la fonte du pergélisol, augmente les quantités bioaccumulées chez les poissons, et donc chez les phoques.

Ces résultats montrent pourquoi et comment les phoques peuvent accumuler et amplifier le Hg à partir de leur alimentation et leur environnement. Nous allons maintenant nous intéresser au mercure chez les phoques en termes de mécanismes d'absorption, de concentration et de toxicité.

3. Le mercure chez les phoques

a. Les mécanismes d'absorption et d'excrétion du mercure

Trois voies principales d'exposition du mercure chez les mammifères marins ont été

décrites par Law (1996) (69) et illustrées par la Figure 17 :

- *via* le placenta avant la naissance ;
- *via* le lait lors de l'allaitement ;
- *via* l'alimentation ;

Ainsi, après le sevrage, l'exposition au Hg semble se produire principalement par son alimentation. Les mammifères marins absorbent essentiellement le Hg sous forme de MeHg, qui provient en grande partie du tissu musculaire des poissons, lequel représente la majeure partie de la masse corporelle du poisson. Le contenu des tissus en Hg n'est alors que le reflet de la balance entre ingestion et élimination (54).

La Figure 17 montre les processus interne et externe qui peuvent influencer la concentration en mercure, sous toutes ses formes.

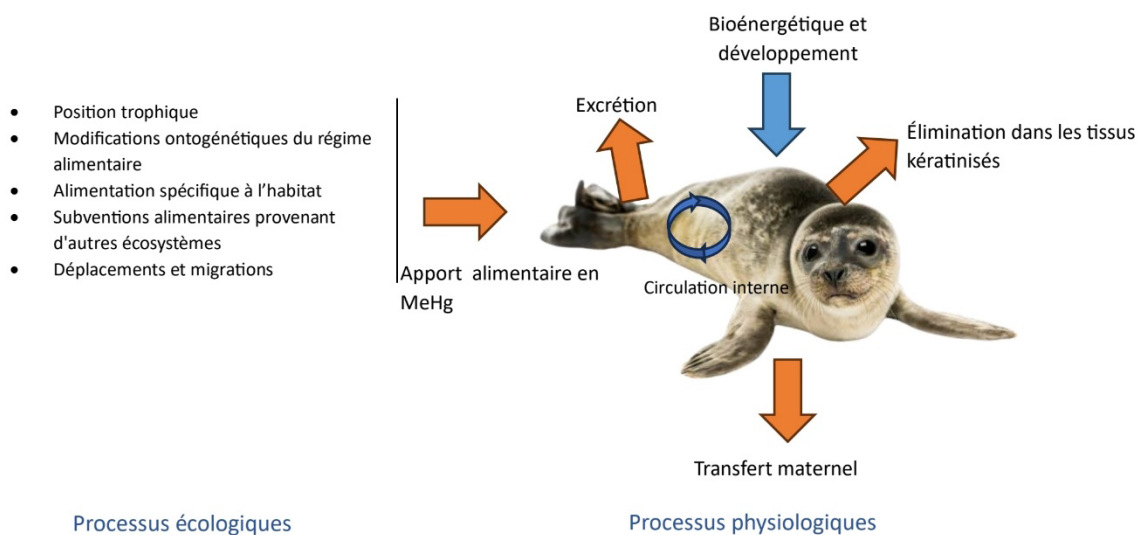


Figure 17. Processus écologiques et physiologiques qui influent sur les concentrations de mercure chez les phoques. Inspirée de Chételat et al., 2020.

Selon la forme du Hg et le métabolisme de l'animal, le MeHg ingéré ne se stockera pas dans les mêmes tissus et pas à la même concentration, comme le montre la Figure 18.

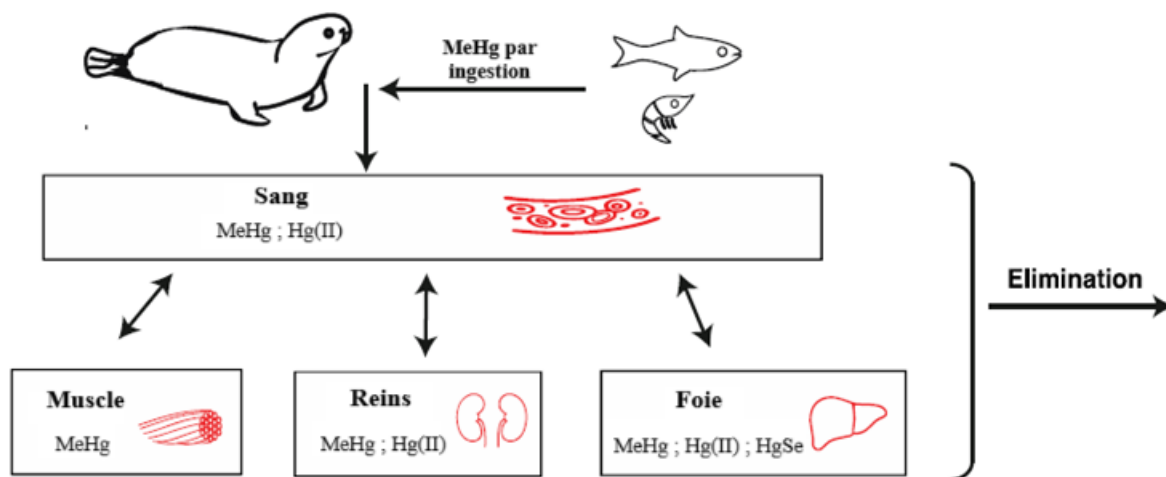


Figure 18. Répartition entre les organes des différentes formes de mercure après ingestion, chez le phoque. Traduit à partir d'Ewald et al. (2019)

La Figure 18 illustre que dans les muscles, la forme prédominante est le MeHg, tandis que dans le foie et les reins, il peut y avoir du MeHg, du Hg(II) et un complexe inorganique de sélénure de mercure (HgSe). Le HgSe, dans les tissus des mammifères marins, serait un mécanisme protecteur de détoxification à tous les stades de vie, mais il est encore méconnu. Parfois, des proportions en HgSe plus élevées sont trouvées chez les phoques plus matures et cela proviendrait de la lente accumulation et de l'élimination du HgSe (demi-vie corporelle totale = 500 jours) par rapport aux autres espèces de Hg. La proportion estimée de HgSe dans le foie d'un phoque annelé adulte oscillait entre 26 % et 79 % en fonction de divers scénarios alimentaires aléatoires. Chez cette même espèce, la proportion la plus élevée de HgSe se produirait lorsque l'apport alimentaire en MeHg diminue soudainement (20).

En effet, la modification de l'apport alimentaire en MeHg chez les phoques modifie différemment la proportion des différentes formes de Hg dans le foie. Dans le foie, les demi-vies sont : i) Hg(II) : 20 jours ; ii) MeHg : 50 jours ; iii) HgSe : 500 jours (20).

Une déméthylation interne se déroule en permanence et les cinétiques des espèces de Hg jouent sur la composition hépatique en Hg. Cette différence de cinétique ne permet pas d'utiliser les proportions de MeHg et HgSe comme des indicateurs utiles de la capacité de déméthylation des phoques individuels. HgSe n'est formé que de 6 % du MeHg présent dans le sang en raison de sa cinétique de formation lente (20).

Le HgSe se formerait à la suite du changement de composition cellulaire du foie du phoque lorsqu'il se développe, entraînant une augmentation du nombre de molécules hépatiques contenant du thiol et une augmentation de la répartition du Hg(II) après 4-5 mois. Pour rentrer

dans le foie, le Hg(II) se lie aux érythrocytes, se dissocie et se lie facilement aux molécules contenant du thiol dans les tissus cibles lorsque le sang est distribué dans tout le corps. Les niveaux les plus élevés de concentration totale de THg se trouvent habituellement dans le foie des mammifères marins adultes (20).

Actuellement, la biotransformation du MeHg en HgSe est un mécanisme de déméthylation mal compris chez les mammifères marins (20), en revanche, il est connu comme un produit final stable, inerte et apparemment non toxique (54) : des valeurs inférieures à 1 peuvent augmenter le potentiel toxique et celles supérieures à 1 peuvent améliorer la protection contre la toxicité du Hg (60). Ce HgSe se trouve dans le foie des mammifères marins sous forme de petits granules sphériques, mesurant environ 15 nanomètres de diamètre, de couleur noire et inertes, regroupés en amas de 5 à 6 µm, et situés dans les macrophages (cellules de Kupffer) du foie (54).

Peu de données sont disponibles concernant les concentrations en Hg dans le cerveau des phoques, mais des concentrations excessives (>100 µg/g) de Hg et d'organochlorés ont été signalés dans le foie et la graisse, respectivement, de phoques annelés (70).

Ensuite, l'élimination peut se faire chez les phoques par les poils, par l'urine ou la bile (5).

b. Le taux de mercure chez les phoques

i. Selon l'âge

L'âge serait un des facteurs principaux qui expliquent l'accumulation de THg dans le foie des phoques. La variation serait expliquée à 11,3 % pour l'ensemble de l'Arctique canadien (43).

La concentration de THg dans le foie augmente avec l'âge chez toutes les espèces de phoques et d'autant plus chez le phoque gris (71–73). En revanche, les concentrations de THg dans les muscles n'ont montré aucune tendance globale avec l'âge. L'absence de corrélation entre la concentration de THg dans les muscles et l'âge des phoques pourrait être due à l'élimination plus rapide du MeHg, présent dans les muscles à 81 % du THg. Au contraire, l'augmentation de la concentration THg avec l'âge dans le foie suggère un stockage à plus long terme du Hg inorganique (37).

Les jeunes mammifères marins ont tendance à avoir une proportion plus élevée de THg dans leur foie sous forme de MeHg par rapport aux individus plus âgés. La raison est encore indéterminée ; les hypothèses sont soit une déméthylation plus faible du MeHg ou, soit un manque d'accumulation significative de HgSe chez les jeunes phoques (20, 54). Apparemment, la part de MeHg dans le foie diminue jusqu'à un minimum vers 5 ans et reste relativement

constant avec l'âge. Cela suggère que l'absorption de MeHg provenant de leur alimentation chez ces phoques soit maintenue en équilibre avec les mécanismes physiologiques de détoxification (74).

Chez les phoques barbus, la part de MeHg suit une fonction hyperbolique de dégradation en fonction de l'âge, alors que chez les phoques tachetés cette part est variable. En revanche, les phoques qui ont des lésions au niveau du foie, souvent chez les phoques matures, ont une teneur relative plus grande en MeHg (74).

Une étude a été faite sur les phoques gris et les scientifiques se sont aperçus que chez les phoques âgés de plus de cinq mois, la concentration en THg augmente d'abord dans le foie, puis les reins, les muscles et enfin le cœur. La différence entre les tissus cardiaques et les tissus hépatiques est d'environ un facteur 100. Pour le MeHg, les concentrations sont moins variables en fonction des tissus, toutefois, elles sont toujours infimes dans les tissus cardiaques par rapport aux autres tissus (75). L'accumulation proportionnellement plus importante de Hg(II) dans le foie en comparaison aux reins des phoques adultes semble être une adaptation visant à prévenir la néphrotoxicité (20).

Chez les phoques juvéniles (1 à 4 ans), les tissus musculaires ont une part de MeHg moyen significativement plus faible en hiver (76 %) qu'au printemps (87 %). En revanche, cette variation n'existe pas chez les phoques adultes (plus de 4 ans) : une part autour de 83 %. En moyenne, la proportion de MeHg dans le foie est nettement plus élevée chez les jeunes de moins de 6 semaines (21-28 %) par rapport aux juvéniles (1 à 4 ans) et aux adultes (plus de 4 ans), dont la concentration de MeHg était inférieure à 5 % (37, 75).

Cette corrélation positive entre le THg et l'âge du foie et des reins des phoques suggère une absorption continue de THg/MeHg par l'alimentation, une élimination ou un stockage lent, et donc une demi-vie relativement longue du THg dans ces organes, 10 ans selon Wagemann et al. (2000) (74).

Comme évoqué précédemment, la transmission du Hg peut se faire par le lait maternel, pour les phoques non sevrés. La concentration en THg dans le lait varierait entre 0,0037 et 0,01 µg/g. Un petit de 22 kg aurait une charge estimée de THg de 862 µg. Il aurait ingéré environ 195 µg de THg (30 kg de lait), sans tenir compte de l'excrétion fécale et urinaire. Ainsi, la charge totale estimée serait 4 à 5 fois supérieure à ce qu'ils ont ingéré et cela signifie que la majeure partie du THg était présente à la naissance par un transfert placentaire. Le transfert placentaire aurait un rôle plus important dans la diffusion maternelle du THg que le lait (76).

Une comparaison a été faite entre la concentration en THg dans les tissus des jeunes qui prennent du lait et leurs mères :

- Foie : 0,32 et 10,4 µg/g de poids humide, respectivement
- Reins : : 0,29 et 0,83 µg/g de poids humide, respectivement
- Muscle : 0,14 et 0,38 µg/g poids humide, respectivement

À cet âge, les concentrations dans le foie et les reins sont très proches. Une hypothèse est que le THg est réparti différemment entre les reins et le foie chez les adultes, par rapport aux jeunes d'approximativement six mois et moins, et cela permet une protection contre la néphrotoxicité. La détermination entre les tissus est bien visible chez les mères (20). Dans le foie, la fraction de MeHg était plus élevée chez les petits que chez les mères : 70 % contre 14 % (76). Ce résultat rejoint l'hypothèse que cela est dû soit à une déméthylation plus faible du MeHg ou, soit un manque d'accumulation significative de HgSe chez les jeunes phoques.

ii. Selon les saisons

La bioaccumulation chez les phoques reflète les taux de Hg dans l'océan Arctique : les taux de précipitations sont négativement corrélés à des fortes concentrations de Hg chez les phoques, dans la mer de Beaufort, le centre de l'Arctique et la baie d'Hudson (43).

La couverture annuelle totale de glace de mer a bien un impact sur le Hg entrant dans la chaîne alimentaire, comme elle a un impact sur le taux de Hg dans l'océan Arctique et sur les continents. Elle est positivement liée au THg hépatique et musculaire, lorsque toutes les régions d'Arctique sont prises en compte. Ces constatations indiquent qu'à l'échelle mondiale, une plus grande étendue de glace est associée à une accumulation accrue de Hg chez les phoques, un constat également valable pour le Se dans le foie de ces animaux. La mer de Beaufort et l'archipel du centre de l'Arctique restent généralement partiellement recouverts de glace en été, en raison de la présence d'une combinaison de glace pluriannuelle et saisonnière, tandis que la baie d'Hudson et le nord de la mer du Labrador sont généralement des zones de glace saisonnière (43).

Gaden et al. (2009) ont constaté que les liens entre les niveaux de Hg chez les phoques annelés du Groenland et les conditions de la glace varient d'un site à l'autre. L'influence de la glace de mer sur la composition et la disponibilité des proies pourrait expliquer les disparités dans les associations et l'accumulation de Hg entre les différents sites. Par exemple, les niveaux de THg dans les phoques étaient plus élevés au cours des années présentant des saisons sans glace courtes (environ 60 jours) et longues (plus de 140 jours). La couverture de glace influencerait

de 3,5 à 4,1 % l'accumulation de THg chez les phoques, dans la mer de Beaufort, le centre de l'Arctique et la Baie d'Hudson. Les scientifiques ont émis l'hypothèse que les variations dans la durée de la saison sans glace aient eu un impact sur la population de morue arctique, qui est la proie privilégiée des phoques annelés en hiver et des autres proies, et ainsi sur la concentration en THg chez les phoques (37, 43).

De plus, les phoques annelés sont susceptibles de changer leur régime alimentaire de manière saisonnière. Les phoques annelés ont tendance à se nourrir davantage d'invertébrés pendant la saison d'eau libre. De même, les discordances entre les taux de THg et la position trophique entre les différents sites pourraient résulter d'une modification de leur écologie alimentaire durant la période sans ou avec moins de glace (38).

Une corrélation négative avec la température de l'air a été mise en évidence, pour les concentrations en THg musculaires chez les phoques du centre de l'Arctique. Les concentrations en THg dans le foie sont positivement corrélées à l'oscillation arctique⁹ nord atlantique. L'oscillation arctique est liée à l'oscillation nord-atlantique, qui décrit la force et la direction des vents d'ouest et l'emplacement des trajectoires des tempêtes à travers l'Atlantique Nord (43).

Le climat, et donc par association les saisons, serait l'un des facteurs explicatifs qui représenterait 4 % de la variation de la concentration en THg, pour l'ensemble de l'Arctique canadien (43).

iii. Selon l'espèce

Chez le phoque gris, dans le golf du St-Lawrence, la part de MeHg était en moyenne de 83 % dans les muscles, de 3,4 % dans le foie (de 0,3 à 40 % selon l'âge), de 88 % dans le cœur et de 33 % dans les reins. Ces différences montrent bien une déméthylation au sein du foie et des reins, et peut-être une élimination (75). Il ne faut pas oublier qu'on parle du ratio et que la concentration en THg reste la plus élevée dans le foie des phoques.

Les concentrations toute espèce de Hg confondues chez les phoques gris sont généralement du même ordre de grandeur que celles trouvées pour les phoques communs et annelés, en faisant la moyenne de toutes les formes de Hg (70).

⁹ Variation de la différence de pression atmosphérique, au niveau de la mer, entre 20° N et le Pôle, d'une année à l'autre. Cette variation est reliée à l'intensité et la position moyenne des dépressions et anticyclones entre l'Arctique et les latitudes de 37° à 45° nord ; ainsi que celle du vortex polaire.

Il existe cependant des disparités pour les formes de Hg. Selon une étude de 2005 faites entre les phoques annelés, tachetés et barbus, de l'Arctique Canadien et d'Alaska (74) :

- Pour les phoques tachetés :
 - Dans le foie : Rapport le plus élevé de MeHg/THg } Pourcentage de MeHg hépatique le plus élevée (en Alaska)
 - Concentration la plus basse en THg }
 - Rapport molaire Se:THg le plus élevé (dans les reins aussi)
 - Dans les reins : Pourcentage de MeHg le plus élevé
- Pour les phoques barbus :
 - Dans le foie : Rapport le plus bas de MeHg/THg
 - Concentration en THg la plus élevée (Alaska)
 - Dans les muscles : Concentration la plus basse en THg
- Pour les phoques annelés :
 - Dans le foie et les reins :
 - Valeurs moyennes de THg et de MeHg les plus élevées (Canada)
 - Valeurs moyennes intermédiaires en THg et MeHg (Alaska)
 - Rapport molaire Se:THg le plus faible
 - Dans les muscles : Concentration la plus élevée en THg

Plusieurs études lient la concentration en THg dans les organismes avec leur niveau trophique, l'âge et à la consommation de poissons. Cette hypothèse corrèle avec la concentration la plus élevée en MeHg chez le phoque tacheté et son niveau trophique, plus élevé que chez les phoques annelés ou barbus. Cependant, les phoques barbus ont une part importante de poissons dans leur alimentation, surtout benthiques, ce qui expliquerait la concentration élevée en THg. Les phoques annelés d'Alaska se nourrissent d'un régime mixte composé de poissons et de crustacés, et cela collabore avec leurs valeurs intermédiaires en Hg. Les scientifiques ont conclu que le rapport MeHg/THg est un meilleur indicateur de la piscivorie que le THg seul (74).

Une étude a comparé les phoques du Groenland, les phoques gris, les phoques communs et les phoques à capuchon, dans l'est du Canada, fin du XXe siècle. Les concentrations dans les muscles, les intestins, les poumons et le cœur variaient de 0,16 à 2,35 µg/g. Les valeurs individuelles d'espèce appuient l'hypothèse qui lie la concentration en THg, leur âge et leur niveau trophique. Les phoques du Groenland, qui se nourrissent de petits poissons pélagiques et de crustacés, ont dans leurs foies une concentration en THg entre 0,84 µg/g (1 an) et 10 µg/g

(18 ans). Les phoques gris et les phoques communs, qui se nourrissent de gros poissons pélagiques et benthiques, et de céphalopodes, ont dans leurs foies une concentration en THg entre 0,58 (< 1 an) et 387 µg/g (25 ans) pour les phoques gris et entre 2,14 (1 an) et 21,7 µg/g (5 ans) pour les phoques communs (71).

L'analyse du niveau trophique des phoques est également basée sur l'analyse du régime alimentaire et des isotopes stables (du carbone $\delta^{13}\text{C}$ et de l'azote $\delta^{15}\text{N}$ dans les vibrisses des mêmes individus capturés), pour des animaux vivant dans une même zone géographique. Il est difficile de classer les phoques selon leur niveau trophique, car c'est un animal opportuniste donc il peut y avoir un chevauchement alimentaire et des zones alimentaires préférentielles (pélagique, benthique ou benthopélagique) selon les périodes et les localisations (77).

Selon les espèces, le régime alimentaire est différent. Une étude montre que le régime alimentaire détermine la variation de la concentration en THg de 4,1 % dans l'ensemble de l'Arctique canadien, et ainsi serait un facteur explicatif important (43).

Une autre variable s'ajoute à ces paramètres, la localisation, même si les études se contredisent entre l'est et l'ouest du Canada. Les phoques à capuchon qui vivent principalement dans l'ouest canadien et se nourrissent de céphalopodes et de gros poissons ont aussi des valeurs maximales à 9 ans de 45,2 µg/g (71, 78).

Une autre étude a montré qu'il y avait une corrélation positive et significative entre les concentrations en THg dans l'organisme, l'âge et le poids corporel (73).

Depuis ces études, le réchauffement des eaux arctiques s'est accentué, provoquant ainsi un changement de structuration des réseaux trophiques, dont celle des phoques. Ces changements écologiques et environnementaux s'appellent la boréalisation (79). La structure et les changements spécifiques pour les phoques ne sont pas encore connus.

iv. Selon le sexe

Comme cité auparavant, les mères peuvent principalement transférer du MeHg à travers le placenta. Ce transfert permet une excrétion, et ainsi les mâles auraient plus de THg que les femelles.

Une méta-analyse a été faite sur les phoques gris, les phoques annelés et les phoques communs pour savoir, entre autres, dans l'est de l'Arctique (Norvège, Danemark, Suède), si les concentrations étaient différentes entre les sexes (53) :

- Phoque gris : les femelles adultes avaient les concentrations les plus élevées avec 23,5 % dans la catégorie « pas de risque »¹⁰ et 29,4 % dans la catégorie « risque sévère ». Aucun des juvéniles et des subadultes mâles n'avaient des concentrations qui dépassaient la catégorie « risque faible ». En revanche, 11,1 % des mâles adultes avaient des concentrations à la fois dans la catégorie « risque élevé » et dans la catégorie « risque sévère ».
- Phoque commun : 75 % des femelles adultes ont des concentrations dans la catégorie « risque faible », tandis que seulement 5,3 % des femelles subadultes avaient des concentrations dans cette catégorie. Concernant le « risque sévère », jusqu'à 12,5 % des femelles adultes y ont des concentrations. 77,8 % des mâles adultes ont des concentrations avec des risques pour la santé humaine et des phoques (« risque modéré » : 22,2 %, « risque élevé » : 11,1 %).
- Phoque annelé : les concentrations en THg étaient principalement dans la catégorie « sans risque » et la catégorie « risque faible » pour les deux sexes : 72,5 % des femelles adultes étaient dans la catégorie « sans risque » et 27,5 % dans la catégorie « risque faible » ; 86 % des mâles adultes étaient dans la catégorie « sans risque » et 14 % dans la catégorie « risque faible ». Seuls les mâles adultes présentaient des concentrations rénales, mais non hépatiques, plus élevées de MeHg que les femelles adultes (74).

Si on prend toutes les espèces de phoques, le sexe des phoques n'influence pas l'accumulation de THg dans les tissus (43). L'hypothèse concernant la concentration du THg qui serait plus élevée chez les mâles que chez les femelles n'est donc pas validée, au regard de ces études. Il existe peu d'études portant sur la concentration en THg selon les sexes.

v. *Selon les endroits*

Selon les populations d'une même espèce, ils n'ont pas la même habitude alimentaire, mais surtout, nous avons vu que la localisation a un impact sur la bioaccumulation du Hg au sein de la chaîne alimentaire. Par exemple, chez les phoques annelés, les concentrations de THg étaient plus élevées chez les phoques de la baie de Resolute que chez les phoques de la baie d'Arviat (est du Nunavut) résultant de leur différence de régime alimentaire. En effet, le régime des phoques d'Arviat comprend des proportions plus élevées de proies subarctiques (48).

¹⁰ Dans le foie : sans risque : <16 µg/g ; risque faible : 16-64 µg/g ; risque modéré : 64-83 µg/g ; haut risque : 83-123 µg/g ; risque sévère : >123 µg/g.

Il est difficile de déterminer l'impact et l'influence des localisations en raison de la migration des phoques et de sa chaîne alimentaire selon les saisons. Cette difficulté est accentuée par le réchauffement des eaux et le changement climatique qui modifient la dynamique des réseaux alimentaires, les voies d'exposition dont les conséquences en Arctique sont peu documentées (5).

Il existe des études comparant les phoques de différents sites, sans pouvoir déterminer la cause.

Dans le détroit de Davis (entre le Canada et le Groenland), les phoques à capuchon adultes représentaient le second plus grand groupe d'individus exposés à des niveaux de mercure Hg considérés comme à « risque sévère »¹¹ (57 %) et à « risque élevé » (29 %). En revanche, sur la côte est du Groenland, l'exposition de cette espèce semble être moins forte avec 20 % à « risque élevé » et aucun à « risque sévère » (72).

Il convient d'être prudent avec cette classification du risque et l'extrapolation des données provenant d'autres espèces, surtout en laboratoire. En effet, les caractéristiques de l'Arctique telles que les niveaux de fond élevés, la composition alimentaire des protéines, du calcium, de la vitamine D, du zinc et du sélénium, peuvent affecter la toxicité des métaux. De plus, les caractéristiques biologiques des espèces sont différentes entre elles (78).

Une étude, entre 2007 et 2011, a mesuré les différentes concentrations en THg dans les muscles et le foie des phoque annelés adultes, selon les emplacements. Les concentrations les plus élevées se retrouvent dans le sud de la mer de Beaufort, à Sachs Harbour (ouest canadien) (muscle : $1,07 \pm 0,222$ µg/g poids humide ; foie : $70,4 \pm 34,7$ µg/g poids humide) et à Ulukhaktok (sud-est de Sachs Harbour) (muscle : $0,558 \pm 0,034$ µg/g poids humide ; foie : $23,9 \pm 3,38$ µg/g poids humide). Ces concentrations concordent avec d'autres études qui montrent des concentrations de THg 2 à 3 fois plus élevées chez les phoques annelés échantillonnés dans la mer de Beaufort que dans l'est de l'Arctique canadien (38). Certaines études géologiques corroborent avec ces concentrations en posant l'hypothèse d'un apport plus élevé par le contexte géologique de l'ouest de l'Arctique et l'influence du fleuve Mackenzie. Des études ne montrent pas de différences de concentration en THg dans les eaux polaires entre l'est canadien et l'ouest canadien ; en revanche, il y aurait bien des différences entre l'ouest de l'Arctique et l'est de l'Arctique.

¹¹ Dans le foie, en poids humide : sans risque : <16 µg/g ; risque faible : 16-64 µg/g ; risque modéré : 64-83 µg/g ; haut risque : 83-123 µg/g ; risque sévère : >123 µg/g.

Les plus faibles concentrations dans les foies ont été retrouvées à Arctic Bay (nord du Nunavut) ($8,69 \pm 2,06 \mu\text{g/g}$ poids humide) et Inukjuaq (ouest de la Baie d'Hudson) ($6,08 \pm 2,38 \mu\text{g/g}$ poids humide). L'une des explication est l'écologie alimentaire : ces populations se nourrissent principalement d'omble chevalier, dont les concentrations sont faibles en THg dans tout l'Arctique. Ça serait pour cette raison que les concentrations sont aussi basses dans l'est de l'Arctique (38). Certaines études montrent que les concentrations en THg seraient très élevées dans le centre de l'Arctique canadien (70).

Une étude s'étendant de 1972 à 2017, sur les captures des chasseurs de différentes communautés de la mer de Beaufort, du centre de l'Arctique, de l'est de l'île de Baffin, de la baie d'Hudson et de l'Ungava/Nunatsiavut (Canada), a conclu que niveaux de THg n'ont pas changé au fil du temps dans le foie des phoques annelés. Il y a cependant une diminution du THg dans les muscles : $-0,91 \text{ \%/an}$ dans la baie d'Hudson et $-1,30 \text{ \%/an}$ au Nunatsiavut. Les tendances à la baisse du THg musculaire pourraient refléter la baisse des concentrations de Hg(0), entre 2006 et 2014, au Nunavut. Au cours des dernières décennies, les concentrations atmosphériques de Hg et les flux de dépôts ont connu une diminution globale en Amérique du Nord et en Europe, principalement en raison de la Convention de Minnamata en faveur de la réduction des émissions de Hg (43).

Cependant, au Groenland, les taux de THg dans le foie des phoques annelés ont augmenté entre 1980 et 2010 avec une moyenne de 6 \%/an . En effet, malgré la réduction des émissions, une stabilisation, voire une augmentation, des concentrations en Hg a été observée, dans certaines régions. La présence de Hg hérité, ainsi que les divers processus et métabolismes biogéochimiques, pourraient partiellement expliquer les disparités d'accumulation observées entre les différents tissus et les diverses régions géographiques. Si toutes les régions sont prises en compte, le chevauchement du climat et de l'année explique $0,2 \text{ \%}$ de la variation du THg dans le foie (43).

Les concentrations de Se ont également connu une baisse chez les phoques de la mer de Beaufort et des régions centrales de l'Arctique. Cependant, les rapports Se:THg dans le foie sont restés relativement stables au fil du temps. Il a été estimé que le Se inactivait environ 53 \% du THg présent dans le foie des phoques annelés, ce qui signifie que près de la moitié du THg demeure disponible pour une éventuelle toxicité (43).

c. Les effets du mercure chez les phoques

i. Dans les tissus cérébraux

Les risques de neurotoxicité associés au Hg ont été évalués en comparant les concentrations cérébrales aux concentrations seuils pour les paramètres toxiques définies chez les animaux de laboratoire et les observations de terrain. Ces seuils définis sont (67) :

- Pour les symptômes cliniques : > 6,75 µg/g poids humide
- Pour les signes neuropathologiques : > 4 µg/g poids humide
- Pour les changements neurochimiques : > 4,4 µg/g poids humide
- Pour les changements neurocomportementaux : > 0,1 µg/g poids humide

Dans cette étude, les concentrations de THg dans le cervelet et le lobe frontal des phoques annelés étaient inférieures à 0,5 µg/g poids humide. Ainsi, ces concentrations sont dans la plage des changements neurocomportementaux. En raison de leurs niveaux d'exposition élevés, les phoques annelés pourraient présenter un risque de changements neurochimiques ou d'effets neurocomportementaux, mais il n'y aurait pas de symptômes neuropathologiques ou cliniques d'intoxication au mercure (67).

Ces possibles effets neurocomportementaux peuvent potentiellement être différenciés et clarifiés plus facilement avec une étude qui suggère que la liaison du [3H]-QNB¹² au récepteur muscarinique de l'acétylcholine¹³ dans le cerveau des phoques annelés est inhibée par le Hg *in vitro* (70).

Des rapports molaires en Se:Hg élevés ont été mesurés dans le cerveau, suggérant que le Se pourrait protéger les animaux de la neurotoxicité associée au Hg. La formation de HgSe permettrait des effets limités sur les concentrations de MeHg dans le cerveau. Actuellement, en l'absence d'informations sur le taux d'absorption du mercure issu du HgSe par les animaux et les humains, la question demeure ouverte quant à savoir si le HgSe protège à la fois l'animal en question et les consommateurs contre l'empoisonnement au mercure (20, 54, 67).

ii. Dans les tissus hépatiques et rénaux

¹² Benzilate de 3-quinuclidinyle : agent incapacitant anticholinergique bloquant l'action de l'acétylcholine dans le système nerveux.

¹³ L'acétylcholine représente le plus important neurotransmetteur des motoneurons bulbo-spinaux, des fibres préganglionnaires végétatifs, des fibres post-ganglionnaires cholinergiques (parasympathiques) et de nombreux neurones du système nerveux central. Les récepteurs muscariniques sont situés dans le système nerveux central. Les récepteurs muscariniques sont situés dans le système nerveux central (Maiese 2022).

La toxicité varie entre les différentes formes de mercure, qu'elles soient organiques ou inorganiques.

Le Hg inorganique est toxique pour les tissus hépatiques et rénaux en inhibant des co-enzymes. Elle se produit car le mercure a une forte affinité pour différentes enzymes du groupe SH, présentes dans les microsomes et les mitochondries. Cette inhibition des enzymes a un impact négatif sur la synthèse de l'adénosine triphosphate, qui est une molécule essentielle pour l'énergie cellulaire, et induit du stress oxydatif. Cette toxicité est atténuée par la formation de HgSe (53).

Le Hg organique, lorsqu'il pénètre dans le système circulatoire, a la capacité de traverser la barrière hémato-encéphalique, ce qui conduit à une toxicité significativement plus élevée. Les tissus cibles régulent positivement la synthèse subcellulaire de la métallothionéine¹⁴, et, la liaison du Hg(II) avec le sélénure (Se^{2-}) détoxifie le Hg à mesure qu'il devient inerte. Le rapport Se:Hg permet de savoir si le Se est en surplus ou en déficit et donc s'il est capable former du HgSe. Dans les écosystèmes marins, le Se est le plus souvent en surplus (53).

Le HgSe présent dans le foie peut réduire les concentrations sanguines de MeHg de 6 %. Cependant, la formation de HgSe n'a qu'un impact limité sur la réduction du transport du MeHg à travers la barrière hémato-encéphalique des phoques annelés, les exposant ainsi aux effets neurotoxiques de l'exposition au MeHg (20).

Une seule étude portant sur les phoques annelés a documenté une corrélation entre les niveaux de Hg dans le foie, à Thulé (nord-ouest du Groenland), et l'apparition d'une hémossidrose hépatique. Ces changements histopathologiques seraient le résultat combiné de l'âge et de l'exposition aux contaminants ; ce dernier agissant comme un cofacteur aggravant dans le développement de lésions tissulaires (72).

Seules deux valeurs de toxicité hépatique pour le THg existent pour les mammifères marins, dont 61 $\mu\text{g/g}$ poids humide qui est le seuil de toxicité du THg pour les anomalies hépatiques chez le grand dauphin de l'Atlantique. Une étude, entre 2007 et 2011 dans l'arctique canadien, a pris comme valeur de référence ce seuil de toxicité et cette valeur était dépassée chez les phoques annelés adultes de Sachs Harbour (70 $\mu\text{g/g}$ poids humide) (38).

¹⁴ Petites protéine, riche en groupement thiol et impliquée dans les processus adaptatifs à la suite d'un stress (Jourdan 2001)

iii. Sur le système immunitaire

Le système immunitaire est sensible à une exposition chronique au Hg. Une étude a montré que le nombre de lymphocytes, leur viabilité, leur activité métabolique ainsi que la synthèse d'ADN et d'ARN étaient réduits *in vitro*, chez les phoques du Groenland. La concentration critique est de 1 μM . Ce résultat indique que des conséquences néfastes sont provoquées par les concentrations de MeHg couramment observées chez les phoques en liberté. Des conclusions analogues ont été obtenues pour les lymphocytes humains. L'expression de l'ARNm d'interleukine-2¹⁵ et du facteur de croissance transformant β ¹⁶ était réduite dans les lymphocytes de phoque exposés par rapport aux cellules témoins (à des concentrations de 0,2 et 1 μM). Les résultats suggèrent aussi que les cellules mononucléées sanguines périphériques des phoques et des humains réagissent de manière similaire à l'exposition au MeHg *in vitro*, bien que des variations interindividuelles plus marquées aient été observées (82).

Les phoques sont exposés à de nombreux contaminants tels que les PCB, les polybromodiphényléthers, les pesticides et les éléments traces non essentiels. Les interactions de ce mélange de contaminants chez les mammifères marins sont peu connues. Par exemple, la contamination de la chaîne trophique est associée, entre autres, à des effets néfastes sur les phoques en termes d'altération de la reproduction et de lésions histopathologiques. Ces effets ont de graves impacts sur les populations de phoques. Selon certaines études, le MeHg pourrait s'ajouter aux autres polluants immunosuppresseurs présents dans le sang des phoques et être un cofacteur supplémentaire (5, 53, 82).

Chez les phoques, étant donné que le MeHg représente plus de 70 % du THg, qu'il est difficile de le mesurer de manière précise, et que d'autres formes de Hg peuvent être toxiques, il est courant que les études se concentrent sur la mesure du THg. Cependant, cette approche peut être remise en question si le HgSe est non toxique et stable.

L'exposition des phoques au Hg se fait par voie placentaire, alimentaire et par le lait maternel. Pour les juvéniles, la transmission placentaire apporte beaucoup plus de Hg que le lait maternel. Il est important de considérer le THg dans les comparaisons car des réactions de méthylation et de déméthylation se déroulent en permanence dans l'organisme. Les tissus stockant du THg

¹⁵ Cytokine identifiée comme facteur de croissance des lymphocytes T donc possède un rôle dans les réponses immunitaires.

¹⁶ Protéine qui a un rôle dans le contrôle de la prolifération et la différenciation de plusieurs types de cellules, mais aussi dans la réponse immunitaire.

sont les muscles, les reins, le foie, le cœur et le cerveau. Le foie est le tissu préférentiel de la bioaccumulation du Hg chez les adultes ; chez les jeunes, les reins et le foie accumulent tout autant. Les muscles accumulent aussi du MeHg mais l'élimination est considérée comme plus rapide. L'âge est ainsi un des principaux facteurs de bioaccumulation, surtout dans le foie. Un autre facteur est la saison et donc la présence de glace de mer. Les phoques sont des animaux opportunistes qui changent de régime alimentaire selon la disponibilité des proies, même s'ils ont des zones alimentaires préférentielles. Ainsi, le niveau trophique des phoques ne peut pas être pris en compte. La présence de glace de mer va conditionner la disponibilité des proies et l'accumulation du Hg (selon la localisation et le dépôt de Hg) ; ainsi, sans présence de glace, les phoques mangent plus d'invertébrés. L'espèce va jouer dans l'accumulation du THg car le régime alimentaire n'est pas le même, ni la taille et le poids. En revanche, le sexe n'est pas un facteur explicatif de la bioaccumulation. Une diminution de la concentration a été observée dans les années suivant la Convention de Minnamata en Arctique, sauf au Groenland où la concentration a augmenté. Le Hg inorganique provoque une toxicité hépatique et rénale, tandis que le Hg organique traverse la barrière hémato-encéphalique et la barrière placentaire. Aux concentrations connues, le Hg provoque des effets neurocomportementaux et des changements neurochimiques sur les phoques. Il est un cofacteur aggravant les lésions tissulaires, il réduit l'activité métabolique et le nombre de lymphocytes. Les scientifiques ont des pistes d'effets cocktails, mais il n'existe pas encore de preuves tangibles.

Par la chasse aux phoques et la pêche, activités traditionnelles et de subsistance pour les Inuits, ces derniers sont exposés au Hg. Les caractéristiques d'habitat, d'espèces, l'occidentalisation et la législation influent cette exposition.

III. Les Inuits et les effets du mercure dans leur alimentation

1. Définition et répartition des Inuits

Le terme Inuits en Inuktitut, langue parlée par les Inuits du Canada, signifie « le peuple ». Les occidentaux appellent ce peuple vulgairement « les esquimaux » signifiant « mangeur de viande crue ». Le singulier d'Inuit est Inuk. Comme le dit le documentaire *Angry Inuk* : « *Nous avons été colonisés par quatre États-Nations mais nous sommes demeurés un même peuple. Une langue, une culture et différentes influences.* » (83, 84).

C'est un peuple autochtone dont la majorité habite au Canada. Le terme « peuple autochtone » est d'abord évoqué par la convention n° 107 de l'Organisation Internationale du Travail, en 1957, puis par la Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones, en 2006. Cependant, ce terme n'a jamais fait l'objet d'une définition reconnue internationalement car l'identification d'un peuple autochtone est un droit qui lui est propre. Les Nations Unies écrivent que « *Les peuples autochtones ont en commun une continuité historique avec un territoire donné avant la colonisation et entretiennent un lien fort avec leurs terres. Ils maintiennent, du moins en partie, des systèmes sociaux, économiques et politiques distincts. Ils ont des langues, des cultures, des croyances et des systèmes de connaissances distincts. Ils sont déterminés à maintenir et à développer leur identité et leurs institutions distinctes et ils constituent un secteur non dominant de la société* » (85). La Déclaration des Nations Unies permettent de définir les droits de propriété, culturels et politiques des peuples autochtones, en protégeant à la fois les droits individuels et les droits collectifs (86)

Au Canada, les Inuits habitent au Inuit Nunangat et ce terme fait référence à la terre, à l'eau et à la glace des régions de l'Arctique (87). Les autres populations inuites habitent au Groenland, en Alaska et dans la pointe est de la Sibérie : la péninsule de Tchoukotka.

Les archéologues considèrent que la migration de ce peuple s'est faite à partir de la Sibérie, en plusieurs vagues. Celle qui concerne les ancêtres des Inuits actuels aurait eu lieu autour de 3000-2500 ans av. JC à partir des côtes de l'Alaska (avant 1867 : territoire russe) et qui auraient suivis tout le littoral canadien, jusqu'à atteindre les côtes du Groenland (83).

Dans chaque territoire, les Inuits sont répartis différemment et ont formé des communautés différentes, comme le présente la Figure 19.

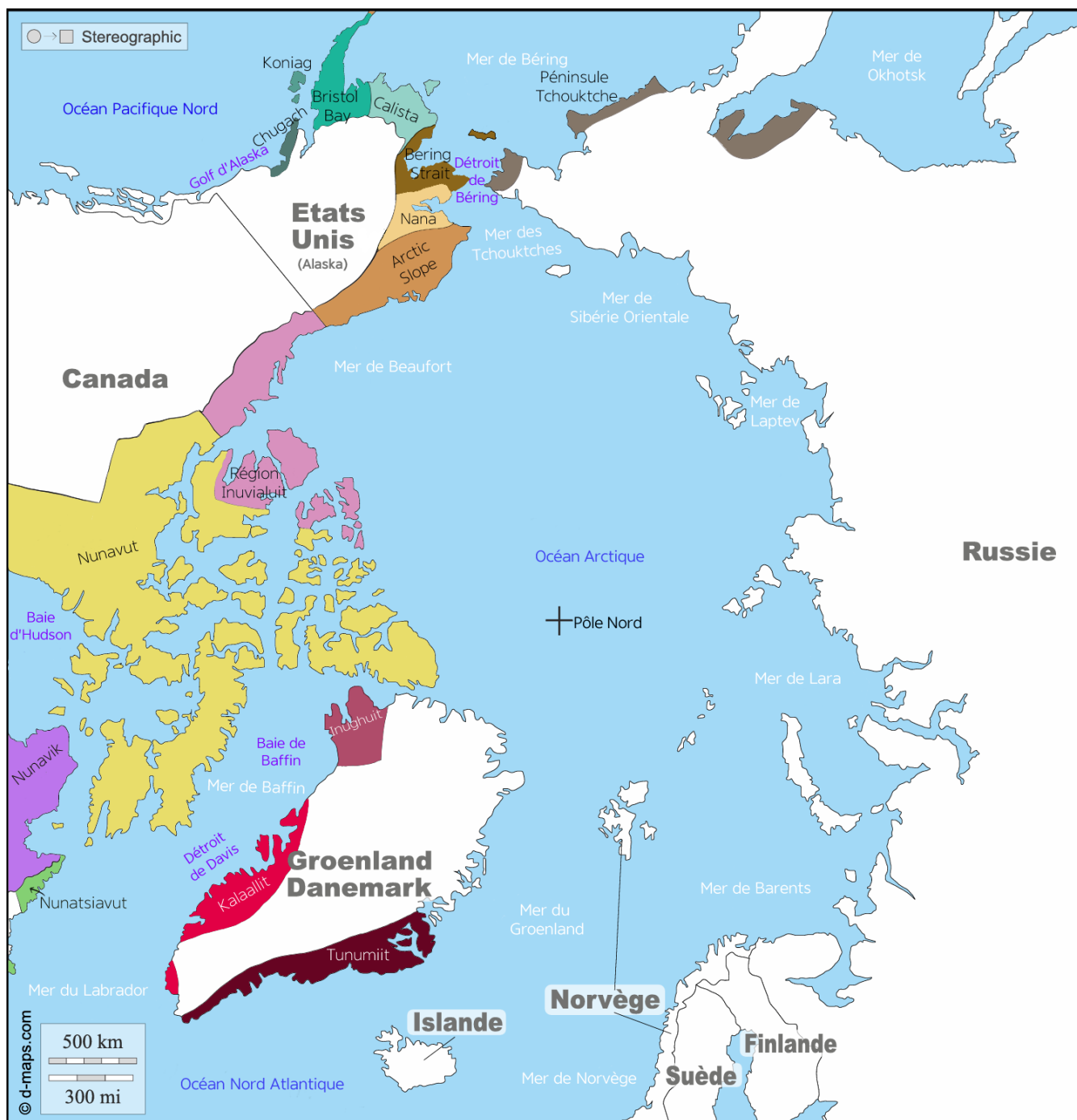


Figure 19. Répartition des différents groupes inuits dans l'Arctique. Inspirée de diverses sources : https://ii.uqam.ca/images_interactives/territoires-autochtones-traditionnels-2/ ; Encyclopédie du Canada ; ancsaregional.com/the-twelve-regions ; www.laenderservice.de ; <https://axl.cefan.ulaval.ca/amnord/alaska.htm>.

i. Canada

Au Canada, il y a neuf principaux groupes d'Inuits : les Labradormiuts (Inuits du Labrador), les Nunavimmiuts (Inuits du Nunavik), les Nunatsiarmiuts (Inuits de l'île de Baffin), les Iglulingmiuts (Inuits Iglulik), les Kivallirmiuts (Inuits du Caribou), les Netsilingmiuts (Inuits de Netsilik), les Inuinnaits (Inuits du cuivre), les Qikirtamiuts (Inuits de Sanikiluaq), les Inuvialuits (Inuits du delta du Mackenzie) (88).

Le Canada est découpé en 10 provinces et 3 territoires fédéraux. Ces groupes Inuits sont donc répartis entre Nunavut (territoire), Territoires du Nord-Ouest (territoire), Terre-Neuve-et-Labrador (province) et Québec (province). Les provinces sont des zones géographiques limitées qui possèdent leur parlement, leur gouvernement, leur budget et leurs tribunaux. Les territoires sont des entités administratives auxquelles le parlement fédéral a accordé l'existence d'une assemblée législative, mais elle reste sous la souveraineté du Gouverneur général du Canada (89).

Le Nunavut est un territoire fédéral créé par la Loi du Nunavut, de juin 1993. Cette loi reconnaît aux Inuits ce territoire et la possibilité d'exercer des pouvoirs législatifs, sous réserve de lois fédérales. Une partie de ce territoire appartenait au Territoire du Nord-Ouest (89, 90). Dans ce territoire, concernant la chasse de subsistance, la loi stipule « *L'article 23 n'a toutefois pas pour effet d'autoriser la législature à adopter des lois restreignant ou interdisant la chasse pratiquée par les autochtones, en vue de leur alimentation, sur les terres inoccupées du domaine public, sauf dans le cas de gibier déclaré, par décret du gouverneur en conseil, menacé d'extinction.* » (90).

Terre-Neuve-et-Labrador est une province mais en 2005, les Inuits ont obtenu le premier gouvernement du Nunatsiavut, un gouvernement régional autonome inuit. Lors de cette occasion, les Labradormiuts sont devenus les premiers Inuits au Canada à atteindre l'autonomie gouvernementale (89).

Québec est une province et à l'intérieur, le territoire inuit se nomme le Nunavik. Cela fait suite à la revendication du territoire, par la convention de la baie James et du Nord québécois (CBJNQ), de 1975. Cette convention accorde des droits préférentiels et/ou exclusifs de chasse et de pêche aux peuples autochtones, selon trois catégories de terres. Certaines espèces leur seront également réservées pour la chasse, la pêche et le trappage (91).

ii. Groenland

Le Groenland se nomme dans la langue des Inuits : « Kalaallit Nunaat », c'est-à-dire la terre des Inuits. La langue parlée par les Inuits au Groenland est le Kalaallisut/le Groenlandais car les Inuits composent la majorité de la population (88 % en 2020) (92).

Le Groenland est un pays autonome au sein du royaume danois, depuis 1979, qui regroupe 3 groupes inuits : les Kalaallit de l'ouest du Groenland, les Tunumiit de Tunu (Groenland oriental) et les Inughuit/Avanersuarmit du nord. La majorité de la population est constituée

d'Inuits, ainsi aucune structure spécifique aux Inuits dans le système de prise de décision politique n'a été mise en place.

Au sein de la mise à jour de la loi sur l'autonomie, en 2009, le peuple du Groenland est considéré comme un peuple au sens du droit international ayant le droit à l'autodétermination. Ainsi, le groenlandais est désigné comme la langue officielle. Le gouvernement du Groenland doit consulter le Conseil des pêches et le Conseil de la chasse sur les questions de gestion en vertu de la législation sur la pêche et la chasse. Les organisations de chasseurs et de pêcheurs sont des membres permanents de ces conseils. En outre, la loi parlementaire sur la chasse oblige le gouvernement à consulter des biologistes et à recevoir les commentaires des chasseurs et des utilisateurs de ressources de mammifères marins lors des processus décisionnels (5).

iii. Alaska

Les Inuits d'Alaska sont appelés Iñupiat ou Inupiks.

En 1971, en réaction aux revendications territoriales autochtones, l'Alaska adopte l'*Alaska Native Claims Settlement Act* définissant la politique fédérale à propos des tribus autochtones. Cet accord a conduit à l'extinction des droits ancestraux sur les terres revendiquées en échange d'une indemnisation financière et de la reconnaissance de la pleine propriété de 180 000 km² de terres et de leurs ressources. À la suite de cette adoption, les territoires ont été divisés en douze régions et a rendu obligatoire la création de douze sociétés régionales privées à but lucratif pour les autochtones d'Alaska (93, 94).

En 1998, le gouvernement fédéral d'Alaska a reconnu les tribus autochtones (distinctes des sociétés autochtones), ouvrant la porte à des relations entre les gouvernements de ces tribus et le gouvernement fédéral (93). Cependant, ils n'ont aucune autonomie politique et sont soumis aux réglementations nationales. Ils n'ont pas de droits de chasse ou de pêche particuliers sur ressources halieutiques et cynégétiques des terres publiques fédérales. Ils ont en revanche un accès prioritaire à ces ressources si c'est pour une activité de subsistance (95).

Selon le *Marine Mammal Protection Act* de 1972, l'*Alaska National Interest Lands Conservation Act* (ANILCA) de 1980 et les autres lois fédérales, les peuples autochtones d'Alaska sont autorisés à chasser les mammifères marins pour des besoins subsistanciers ou pour la création d'objets d'artisanat authentiques, sur les terres fédérales. Ils doivent respecter les règles et réglementations de l'État, y compris les saisons de chasse, les quotas et les restrictions sur les types d'armes utilisées. La *NOAA Fisheries* est responsable de la mise en œuvre de cette

loi pour les phoques. Ces accords sont valables si le prélèvement de subsistance a un faible impact sur le stock de l'espèce (96, 97).

iv. *La péninsule de Tchoukotka (Russie)*

Selon les historiens et les anthropologues, les liens migratoires entre les Yupiks et les Inuits sont différents. Pour les besoins de cette thèse, les Yupiks sibériens seront inclus dans les peuples Inuits afin d'avoir une vision globale, et ainsi prendre en compte toutes les parties prenantes du Conseil circumpolaire inuit (92).

La Tchoukotka est le foyer des populations ancestrales des Inuits et il reste quelques communautés Yupik. Conformément à la législation fédérale, l'ensemble du territoire de la Tchoukotka est réservé aux lieux d'habitation et d'activité économique traditionnels des peuples autochtones de la Fédération de Russie. Les populations autochtones russes sont protégées par l'article 69 de la Constitution russe et par la loi de 2001 qui leur confère des droits d'usage sur leurs territoires ancestraux (98).

2. Régime alimentaire des Inuits

La perception de l'environnement peut différer entre les différents peuples inuits mais les Inuits restent un peuple animiste, c'est-à-dire une croyance selon laquelle la nature est régie par des esprits analogues à la volonté humaine (99). Pour eux, les humains et les écosystèmes forment un ensemble : « *Les Inuits rentrent en relation avec l'animal quand ils le chassent. Ils sont en relation avec tout le territoire, avec tout ce qui habite le territoire. Ce n'est absolument pas un territoire blanc et vierge, c'est un territoire habité par des esprits, par des animaux, par des défunts, par des expériences et par des savoirs* » (anthropologue spécialiste des sociétés inuites) (100).

Selon l'anthropologue interrogée, cette vision animiste se traduit par « *une relation équilibrée entre les humains et son environnement. Quand je vais chasser un phoque, c'est une relation qui se crée : c'est mon savoir qui va arriver à le chasser. C'est lui qui va se donner et les humains vont l'honorer avec des rituels. On peut stéréotyper ça par : je remercie la planète Terre de son don ; mais ce n'est pas tout à fait ça* » (100)

La chasse est une pratique omniprésente et constitutive de l'identité inuite. Elle repose sur le principe de prélever uniquement ce qui est nécessaire et d'exprimer sa gratitude envers l'animal chassé et s'est ainsi offert au chasseur. Ensuite, la viande et le poisson chassés sont partagés avec la communauté (83, 100).

La législation des quatre États-Nations fait une différence entre la chasse commerciale et la chasse de subsistance. Cette dernière a moins de restrictions que la première, surtout au niveau des quotas, des périodes et des espèces. Cependant, les Inuits pratiquent les deux et aucune définition de chasse de subsistance n'existe. On peut donc se demander : « Si l'épouse d'un chasseur traite une peau, la transforme en moufles et vend ces moufles, s'agit-il d'activités de subsistance ? » (101). En effet, l'interdiction des produits dérivés du phoque repose sur l'idée que le commerce de ces produits et les activités de subsistance liées aux phoques sont deux questions distinctes sans lien direct entre elles (102, 103). Nous allons cependant utiliser cette dichotomie dans cette partie pour différencier les chasses pratiquées par les Inuits et celles par les non Inuits.

Les Inuits consomment beaucoup de viande, de graisse et d'organes de mammifères marins qui ont une teneur élevée en acides gras n-3 à longue chaîne. Ces acides gras ne seraient pas disponibles ailleurs sur un territoire comme l'Arctique (104).

Les changements dans le régime alimentaire et la transition culturelle dans les régions circumpolaires du Nord ont été façonnés par l'influence de la culture occidentale ainsi que par le développement de la technologie et des moyens de communication (105).

Pour chaque territoire, des spécificités et des transitions alimentaires existent :

a. Alaska

i. *Régime traditionnel*

Le régime alimentaire traditionnel des autochtones de l'Alaska comprend la baleine boréale, le morse, le phoque, le poisson, les baies, des oiseaux tels que les oies et les canards, le caribou, l'élan et le lièvre arctique (105).

ii. *Changement de régime*

Peu d'informations existent sur les apports alimentaires des Inuits d'Alaska.

Le régime est progressivement passé d'un régime de subsistance principalement basé sur la chasse, la pêche et la récoltes de baies sauvages, de façon saisonnière, à un régime alimentaire mixte composé d'aliments importés et locaux (105).

Avec les systèmes de transport et de communication, tous les villages d'Alaska ont été connectés à des plateformes d'importation de nourriture. Cette disposition s'est traduite par une augmentation de la disponibilité d'aliments transformés et à haute teneur en sucre et en sel, avec des coût important (105).

Selon les données sur l'utilisation alimentaire de subsistance en Alaska, la récolte de subsistance par habitant varie considérablement d'une région à l'autre. Les régions urbaines densément peuplées enregistrent les récoltes les plus modestes, tandis que les zones reculées de l'Arctique et du sud-ouest de l'Alaska présentent les plus importantes. Bien que la plupart des régions de l'Alaska aient connu une diminution du volume des récoltes de subsistance au fil du temps, cela n'est pas uniforme (105).

iii. La chasse aux phoques

La chasse de subsistance est possible toute l'année pour les Inuits. Un permis de chasse niveau 1 et 2 doit être demandé annuellement car il s'agit d'espèces habituellement et traditionnellement consommées à des fins de subsistance (106).

C'est la loi sur la protection des mammifères marins, de 1972 qui légifère la chasse aux phoques en Alaska. Les autorités sont appuyées par *NOAA Fisheries*, responsable de la gestion des ressources océaniques et de leur habitat aux États-Unis (46).

Les quatre espèces présentes en Alaska sont le phoque barbu, le phoque tacheté, le phoque rubané et le phoque annelé. Aucune des chasses de subsistance pratiquées ne constitue une menace sur les populations de ces espèces (46).

La vente de produits issus du phoque est interdite aux États-Unis par le *Marine Mammal Protection Act* (1972). Ainsi, les Inuits d'Alaska ne peuvent pas valoriser les produits dans le pays.

b. Canada

i. Régime traditionnel

Traditionnellement, les Inuits étaient des chasseurs-cueilleurs nomades.

Leur alimentation traditionnelle ou de subsistance était composée d'une variété d'aliments riches en protéines tels que le caribou, le lièvre arctique, le phoque, le poisson, les oiseaux (comme le lagopède, l'oie), ainsi que des plantes et des baies, tous disponibles localement.

Les liens sociaux ont été créés et renforcés, et la survie de la famille élargie, et des membres de la communauté, a été assurée par les systèmes de partage de nourriture, définissant ainsi l'identité inuite. Les populations autochtones du Nord maintiennent leur santé spirituelle, culturelle, physique et mentale grâce à la récolte, à la cueillette et à la consommation d'aliments traditionnels. Ces pratiques favorisent un lien avec la terre, offrent des avantages culturels par le partage de la récolte et constituent une source de nourriture nutritive (105).

Plus de 250 espèces sont consommées dans le régime traditionnel inuit mais seulement quelques-unes, telles que le corégone, la morue, le caribou, l'orignal, le béluga, le narval, le phoque et l'omble chevalier, contribuent majoritairement aux nutriments alimentaires et à l'exposition aux contaminants (105).

Le phoque du Groenland alimente la quasi-totalité de la chasse commerciale au Canada, suivi par le phoque gris qui est peu chassé.

La chasse commerciale peut généralement être catégorisée en deux types : la chasse en eaux lointaines menée par des navires océaniques, ciblant les zones de mise bas et de mue éloignées des terres, et la chasse terrestre qui cible les zones de mise bas proches des terres (45).

ii. Changement de régime

Bien que les aliments traditionnels jouent un rôle crucial dans la santé, le bien-être, les systèmes sociaux et culturels des peuples autochtones du Canada, une transition alimentaire a entraîné une diminution significative de leur consommation. Une évaluation dans le cadre du Programme Canadien de Lutte contre les Contaminants du Nord de 1990 à 2017, a montré des preuves d'une transition alimentaire chez les Inuits du Canada, avec une baisse de la consommation globale d'aliments traditionnels et moins d'espèces consommées (105).

Le rapport d'évaluation des contaminants de 1997, montrait que les apports alimentaires journaliers traditionnels allaient de 82 à 562 g/personne/jour selon l'âge, le sexe et la communauté. Les aliments traditionnels représentaient 10 à 40 % de l'apport énergétique de l'ensemble du régime alimentaire. Cela constituait une source importante de protéines, de fer, d'acides gras oméga-3, de vitamine A et de calcium (105).

Une étude financée par *International Polar Year* a fait une étude des facteurs de choix dans l'alimentation quotidienne. Les scientifiques se sont rendus compte que les facteurs socioculturels (ex : le partage de nourriture et les réseaux difficiles à maintenir au fil du temps), les ressources disponibles (ex : économiques) et les conditions environnementales (ex : le changement climatique) étaient les facteurs les plus importants influençant le choix alimentaire. D'autres facteurs, tels que le temps et la commodité, les connaissances, les facteurs nutritionnels, le goût et la variété, ont également influencé le choix alimentaire (105).

Little et al. (2020) ont inclus comme facteur de transition : les processus coloniaux historiques, la pauvreté et les facteurs socio-économiques, l'évolution des préférences et des connaissances alimentaires, ainsi que le changement climatique (105).

L'augmentation de la consommation d'aliments peu riches en nutriments provenant de l'industrie agro-alimentaire, aggrave les carences en micronutriments et l'insuffisance alimentaire, entraînant des conséquences sur la santé, notamment le surpoids, l'obésité et les problèmes de santé cardio-métaboliques associés (105).

En 2007-2008, une étude a été faite pour déterminer les aliments traditionnels les plus contributeurs à l'apport en mercure consommés par les enfants inuits du Nunavut, dont les résultats sont répertoriés au Tableau 2.

Produit alimentaire	Rang	Prise journalière (g/j)	Répartition proportionnelle de l'apport alimentaire total (%)	Concentration de mercure dans le produit ($\mu\text{g/g}$ poids vif)	Prise journalière de mercure ($\mu\text{g/jour}$)	Répartition proportionnelle de l'exposition totale (%)
Muktuk de Beluga	1	12,95	12,44	0,42	5,43	33,37
Muktuk de Narval	2	8,95	8,60	0,47	4,22	25,90
Foie de phoque annelé	3	0,23	0,22	10,47	2,39	14,71
Poisson	4	13,04	12,53	0,13	1,73	10,60
Viande de caribou	5	31,14	29,92	0,03	0,98	6,02
Viande de phoque annelé	6	5,75	5,52	0,13	0,75	4,59

Tableau 2. Aliments les plus contributeurs en mercure, pour les enfants inuits, au Nunavut (2007-2008).

iii. La chasse aux phoques

L'une des restrictions de la chasse commerciale sont les espèces de phoques pêchées. Par exemple, les phoques du Groenland sont chassés commercialement dans le Canada Atlantique, depuis les années 1700 et leurs captures annuelles étaient d'environ 272 600, entre 1996 et 2006. Les captures sont restées inférieures à 100 000 depuis 2009, avec une moyenne de 63 000 animaux, surtout à cause de la fonte des glaces et de la faiblesse des marchés. Les captures minimales fut de 32 038, en 2019, représentant 8 % des captures autorisées totales (107).

La chasse commerciale concernait, avant 1930, les adultes pour la peau et l'huile, permettant d'alimenter les marchés mondiaux. Cependant, avec l'effondrement du marché de l'huile de phoque, principalement dû à sa substitution par des produits pétroliers et au développement de meilleures méthodes de conservation des peaux, la chasse s'est fixée sur la chasse aux jeunes phoques à capuchon, pour le secteur de la mode. Avec l'interdiction d'importation des sous-

produits de phoques dans l'UE, la viabilité économique de la chasse aux phoques a diminué et la chasse commerciale a été réduite (45). Le *Marine Mammal Protection Act* (1972) interdit aussi la vente de produits issus du phoque aux États-Unis. Tous les chasseurs pratiquant la chasse commerciale ont des formations aux techniques de chasse avec des vétérinaires et doivent avoir un permis de chasse (108–110)

Les espèces présentes sur les façades maritimes nord du Canada, d'après la Figure 10, sont les phoques annelés, les phoques barbus, les phoques du Groenland, les phoques à capuchon et les phoques communs. Les espèces présentes sur la façade ouest du Canada sont les phoques communs et les phoques gris. Seulement trois espèces sont chassées commercialement (phoques gris, du Groenland, et à capuchon) et cette chasse annuelle concerne principalement les phoques gris et les phoques du Groenland (111).

Au Canada, l'espèce la plus chassée commercialement est le phoque du Groenland. Cependant, la valeur totale de sa chasse a diminué depuis 2006, pour atteindre en 2010, 1,3 million de dollars et 20 \$ pour une peau. Avant 2006, elle était évaluée à 34 millions de dollars et une peau à 100 \$. Cette tendance s'explique principalement par des baisses significatives dans la quantité et la valeur des peaux chassées, ainsi que par d'importantes fluctuations des prix des peaux (112). En 1972, le Canada met en place des quotas trisannuels : le total de capture autorisée (TAC). Pour le phoque gris et le phoque à capuchon, il est sur deux ans et de 10 000 animaux. Pour le phoque du Groenland, en 2005, il a été fixé à 320 000 animaux (113).

Pour la chasse de subsistance, il n'existe pas de statistique préférentielle entre les espèces. En revanche, les principaux aliments qui ont contribué à l'apport en Hg, entre 1987 et 1988, étaient la viande de phoque annelé (46,6 %) et le muktuk¹⁷ de narval (114). Le phoque barbu est seulement chassé à des fins de subsistance (45).

Comparativement, entre 2016 et 2019, les statistiques de chasse affichent (115) :

- En 2016 :

Espèces de phoques	Nombre de phoques chassés
Phoque annelé	/
Phoque du Groenland (116)	68 000
Phoque à capuchon	Pas d'informations
Phoque barbu	/
Phoque gris	1 612

¹⁷ Aliment traditionnel inuit et tchouktche, composé de peau et de lard congelés

- En 2019 :

Espèces de phoques	Nombre de phoques chassés
Phoque annelé	/
Phoque du Groenland (116)	32 000
Phoque à capuchon	Pas d'informations
Phoque barbu	/
Phoque gris	1 612

Par exemple, pour le phoque annelé, il n'y a aucun quota de chasse. Cette absence signifie que les registres de chasses ne représentent qu'une proportion variable, voire faible, du nombre réel de phoques capturés. Ainsi, ces statistiques, bien qu'elles montrent une diminution de la chasse, ne peuvent pas être informatives sur la quantité de phoques prélevés (45).

Les phoques gris sont chassés principalement le long de la côte est de la Nouvelle-Écosse et dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Depuis 2016, le ministère de la Pêches et des Océans n'a pas fixé de quotas pour la chasse aux phoque gris. Cette décision découle de la faible participation à la chasse aux phoques dans ces régions et de la demande limitée sur le marché des phoques. Toutefois, le ministère maintient une surveillance constante des débarquements et est habilité à mettre fin à la chasse rapidement si nécessaire (45).

La chasse aux phoques se fait à partir d'embarcations, avec des fusils. Si l'animal est juste blessé, les chasseurs remontent le phoque et utilisent une matraque. Pour les jeunes phoques, les chasseurs utilisent un hakapik car le crâne est plus malléable que celui des adultes. Cette méthode a été considérée par des vétérinaires comme la méthode qui garantit la meilleure bienveillance des phoques, malgré le visuel impressionnant (109, 117).

c. Groenland (Danemark)

i. Régime traditionnel

Le régime traditionnel des Inuits du Groenland comprend surtout des espèces marines : des mammifères marins, des poissons et des oiseaux aquatiques. Ils consomment aussi des espèces terrestres comme le caribou, le bœuf musqué et le lagopède ; et des plantes comme des algues et des baies. Par leur relation à la nature, toutes les parties de l'animal étaient consommées ou utilisées : peau, graisse, organes et viandes. Traditionnellement, les Inuits faisaient bouillir ou consommaient crue (105).

ii. Changement de régime

La transition alimentaire au Groenland est très bien documentée. Une enquête de 1953 a montré que dans les villes, 21 % de l'alimentation était basée sur les aliments récoltés localement (viande de phoque, morue du Groenland et du flétan du Groenland), contre 45 % dans les villages. Selon une enquête sur la santé de la population menée de 2005 à 2010, la part d'aliments collectés localement chez les Inuits avait chuté à 17 % dans les villes et à 32 % dans les villages. En 2018, ces chiffres étaient de 14 % dans les villes et de 21 % dans les villages. Au total, il est considéré que le régime moderne inuite comprend 15 % d'aliments traditionnels et 85 % d'aliments importés (via ou du Danemark). Dans la capitale, Nuuk, et les grandes villes, les mêmes options alimentaires que dans les grandes villes du Danemark sont disponibles, mais à des tarifs plus élevés (105).

Actuellement, les Inuits consomment surtout la viande qu'ils font frire, cuire au four, bouillir ou qu'ils mangent cru. Les organes sont délaissés dans l'alimentation. À partir du XVIII^e siècle, les aliments collectés localement ont progressivement été supplémentés par l'introduction d'aliments tels que les céréales, le riz, le sucre, les pois secs et les fruits secs importés. Cependant, au tournant du XX^e siècle, les aliments localement récoltés représentaient toujours 82 % de l'apport énergétique total. Trente ans plus tard, cette proportion a atteint les 37 %, avec une importation limitée aux céréales, à la farine et au sucre. Aujourd'hui l'importation concerne également la viande, les fruits, les légumes, les produits laitiers et de l'alimentation industrielle (104, 105).

Les groupes alimentaires les plus consommés en 2018, et qui représentent 76 % de l'apport énergétique, sont (105) :

1. Céréales raffinées ou non (19,5 % de l'apport énergétique)
2. Sucrieries et Sodas (19 % de l'apport énergétique)
3. Viande rouge importée (14,5 % de l'apport énergétique)
4. Produits laitiers et œufs (6,9 % de l'apport énergétique)
5. Poissons (6,6 % de l'apport énergétique)
6. Fruits (5,3 % de l'apport énergétique)
7. Pommes de terre (4,2 % de l'apport énergétique)

Une étude portant sur 2 224 inuits, entre 2005 et 2008, a examiné les aliments consommés, ainsi que les taux de Hg dans le sang et a révélé que la consommation de phoques était l'un des principal contributeur à l'exposition au MeHg (118, 119).

iii. La chasse aux phoques

Globalement, la gestion de la chasse au Groenland est organisée par espèce, par région, et à travers un système de double permis, réglementé par deux arrêtés ministériels qui autorisent respectivement la chasse à temps plein et la chasse récréative. Elle se base sur la loi de 1999 sur la chasse et celle de 2003 sur la protection de la nature et de la faune.

C'est le ministère de la Pêche, de la Chasse et de l'Agriculture du Groenland qui réglemente la chasse aux phoques sur la base du décret du 1^e décembre 2010. Les réglementations locales en matière de chasse au phoque sont déterminées par les municipalités. La chasse au phoque peut avoir lieu toute l'année, à condition que les chasseurs possèdent un permis. Les permis sont délivrés annuellement pour réguler et surveiller la chasse, car les chasseurs doivent déclarer leurs prises chaque année. Les agents de la faune sont chargés localement de veiller au respect des quotas et autres réglementations. Quelquefois, des agents de la Commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord (NAMMCO) viennent observer les chasses pour savoir si les législations nationales sont respectées (45, 103, 120).

La chasse au phoque n'est pas réglementée par un organisme directeur international. Cependant, des conseils sur la chasse et la gestion durable de ces phoques sont fournis par NAMMCO.

La chasse au phoque fait partie d'une économie mixte au Groenland, alliant subsistance et commerce. Selon les statistiques du Groenland (121) et NAMMCO (45), une comparaison est possible et visible entre 2022 et 2020. Il y a une diminution de la chasse pour les phoques annelés et les phoques du Groenland, sachant qu'aucun quota n'existe :

- En 2022 :

Espèces de phoques	Nombre de phoques chassés
Phoque annelé	26 113
Phoque du Groenland	31 735
Phoque à capuchon	986
Phoque barbu	964
Phoque commun	0
Phoque gris	/

- En 2020 :

Espèces de phoques	Nombre de phoques chassés
Phoque annelé	40 633
Phoque du Groenland	50 162
Phoque à capuchon	909
Phoque barbu	994
Phoque commun	1
Phoque gris	/

Ces statistiques proviennent, pour la plupart, des rapports annuels de captures. Elles permettent de surveiller et d'évaluer les niveaux de capture des différentes espèces de phoques, tant au niveau local que national (45).

Les espèces les plus chassées sont les espèces privilégiées dans l'alimentation et la transformation des sous-produits animaux, tels que leur peau (122). Les phoques gris et les phoques communs sont protégés depuis le décret du 1^e décembre 2010, jusqu'à ce que les avis scientifiques indiquent que le nombre de phoques de ces espèces soit suffisamment élevé au Groenland (120).

Les chasseurs du Groenland visent principalement les phoques pendant la saison des eaux libres, en été et au printemps, en les traquant depuis de petites embarcations à l'aide de fusils. Pendant l'hiver, dans le nord du Groenland, les phoques sont chassés lorsqu'ils remontent pour respirer à travers les aglus dans la glace avec des filets. Les aglus sont trouvés grâce à des chiens de traîneau expérimentés. L'autorisation des filets dans le sud du Groenland fait débat. En effet, dans le nord du Groenland, la nuit est présente pendant tout l'hiver, rendant l'utilisation de fusil dangereux ; au sud du Groenland, en hiver, il y a du soleil la journée, ne justifiant pas l'utilisation de cette méthode (45, 103).

Depuis 2009, seuls les chasseurs à temps plein (dont 50 % des revenus viennent de la chasse) peuvent vendre des peaux de phoque à la tannerie *Great Greenland A/S*, seule tannerie qui achète les peaux depuis l'interdiction d'importation de l'UE (45).

Il existe quand même des restrictions sur la chasse aux phoques dans la réserve naturelle de Melville Bay et dans le parc national du nord et de l'est du Groenland (45).

En 2010, a été mis en place, par le gouvernement groenlandais, une interdiction totale de la chasse aux phoques communs à cause de la diminution des stocks. L'Institut des ressources naturelles du Groenland est missionné pour surveiller les différents sites (45).

d. Tchoukotka (Russie)

i. *Régime traditionnel*

Historiquement, les Inuits se nourrissaient exclusivement des ressources qu'ils pouvaient obtenir localement, notamment par la chasse, la pêche et la cueillette (105).

ii. *Changement de régime*

Entre 2001 et 2016, la consommation de mammifères marins dans la péninsule Tchoukotke a diminué de moitié environ, tandis que la consommation de poisson a peu changé. Cela peut s'expliquer par plusieurs facteurs : i) les villages interrogés en 2001 étaient très techniques d'un point de vue chasse ; ii) en 2001, les aliments localement récoltés étaient souvent la principale source de nutrition, d'autant plus qu'ils se remettaient encore de la crise socio-économique à la suite de l'effondrement de l'Union soviétique ; iii) En s'améliorant, l'économie a permis une disponibilité d'aliments en magasins (105).

Actuellement, les Inuits consomment un assortiment d'aliments traditionnels et d'origine slave/est-européenne, accompagnés d'une quantité restreinte de plats préparés industriellement. L'accès limité aux magasins du village en raison de difficultés de communication et des coûts élevés impacte l'approvisionnement en denrées. Souvent, les produits surgelés ou en conserve proposés ont dépassé leur date de consommation, montrant des altérations pour la viande et le poulet. Les résidents du village se procurent principalement des aliments non périssables tels que pâtes, soupes instantanées, farine, céréales, lait et œufs en poudre, pommes de terre déshydratées, huile, thé et café. Les familles, souvent confrontées à des difficultés financières, ont du mal à acheter des produits de magasin, se tournant donc davantage vers la récolte d'aliments locaux (105).

Avec le réchauffement climatique, les glaces disparaissent, ce qui met en danger les différentes espèces de phoques et ainsi obligera les Inuits à changer leur alimentation (46).

iii. *La chasse aux phoques*

En Russie, la "Loi sur la pêche et la préservation des ressources aquatiques" autorise la chasse aux phoques de subsistance par les peuples autochtones russes, et chaque année, un TAC est déterminé pour les captures commerciales, pour le phoque barbu, par l'Agence fédérale des pêches de Russie. La Russie est le seul pays qui fixe un quota sur le nombre de phoques barbues pouvant être chassés (45).

Pour la chasse commerciale, au phoque barbu, en 2010, les TAC, pour la mer d'Okhotsk, était de 2 100, tandis que les TAC pour la mer Blanche et la mer de Barents étaient respectivement de 20 et 50, et de 150 pour la mer de Kara. Aucun des TAC n'inclut la chasse à des fins de subsistance (45).

Pour les phoques annelés aux Canada, au Groenland et en Russie, il n'y a pratiquement aucune restriction quant à la saison ou au nombre d'animaux pouvant être capturés.

En conséquence de la décision de l'UE sur l'importation de sous-produits issus du phoque, la Russie a décidé d'interdire en 2009, dans le sud-est de la mer de Barents, l'abattage des blanchons (jeunes phoques du Groenland) (45)

3. Toxicité du mercure pour les Inuits

L'alimentation des Inuits n'est pas basée uniquement sur les phoques. Elle contient aussi d'autres mammifères marins dont les bélugas et les narvals, qui contiennent plus de Hg que les phoques. Ils se nourrissent aussi énormément de poissons tels que la morue, le capelan ou le hareng, qui sont partagés avec le régime alimentaire des phoques. Les mammifères consommés, tels que le caribou, contient aussi du Hg dans ses tissus à cause des dépôts continentaux de Hg.

a. Les recommandations des différents pays

En 2003, le Comité mixte d'experts des additifs alimentaires de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et de l'OMS a établi une dose hebdomadaire tolérable provisoire¹⁸ (DHTP) d'exposition alimentaire au MeHg à 1,6 µg/kg poids corporel, pour protéger le fœtus et les enfants (jusqu'à 17 ans) contre les effets neurotoxiques. Pour le THg, la DHTP est de 5 µg/kg de poids corporel. Pour les adultes, une DHTP jusqu'à deux fois supérieure ne présenterait pas de risque de neurotoxicité (123, 124).

i. *Recommandations en Alaska*

L'apport quotidien accepté dans l'alimentation par l'état d'Alaska est de 0,56 µg de MeHg/kg de poids corporel/jour pour les femmes en âge de procréer (125).

¹⁸ Quantité qu'un individu peut ingérer tous les jours de sa vie (exposition chronique), sans avoir un risque pour sa santé

L'agence de protection environnementale des États-Unis (US EPA) recommande un critère de qualité de l'eau établi à partir des tissus des poissons, de 0,3 µg/g et fixe une dose de référence à 0,1 µg de MeHg/kg de poids corporel/jour (126, 127).

L'apport quotidien accepté par l'État d'Alaska est environ cinq fois supérieur à celui conseillé par l'US EPA. Cela se justifie par le positionnement différent entre les agences de santé et les ministères. Les responsables de la santé publique ont décidé de ce seuil pour équilibrer les avantages connus de la consommation de poisson avec les risques d'exposition aux contaminants. Ils doivent élaborer les directives de consommation les plus appropriées, compte tenu des circonstances auxquelles sont confrontées leurs juridictions respectives, tout en réagissant à la pollution environnementale déjà survenue (125).

Les États, tribus et territoires sont responsables de la publication d'avis concernant la consommation d'animaux pêchés localement. Globalement, la concentration maximale permise dans les poissons et les mammifères marins est de 0,5 µg/g de MeHg (127).

La Food and Drug Administration a émis des recommandations demandant aux femmes enceintes, aux femmes en âge de procréer susceptibles de devenir enceintes, aux mères qui allaitent et aux jeunes enfants de restreindre leur consommation d'animaux marins. (125)

ii. Recommandations au Canada

Le ministère de la santé canadien soutient le Comité mixte FAO/OMS et a établi une dose journalière tolérable de 0,2 µg/kg de poids corporel/jour pour les femmes en âge de procréer et les nourrissons et de 0,47 µg/kg de poids corporel/jour pour les autres adultes (128).

Il a établi une concentration maximale dans les poissons de 0,5 µg/g poids humide de THg. Cependant, pour les autochtones, la limite maximale admissible est de 0,2 µg/g poids humide de THg (128).

Des recommandations spécifiques à la Russie et au Groenland n'ont pas été trouvées dans le cadre de cette recherche. Ces pays se réfèrent aux recommandations du Canada, des organisations internationales et de l'UE. En revanche, la Russie surveille le Hg des produits importés. Pour le gibier, les niveaux admissibles sont de 0,03 µg/g

b. Les effets du mercure par l'alimentation sur les Inuits

Des études mettent en évidence des différences dans les fréquences alléliques des gènes sensibles à l'environnement entre les Inuits et d'autres groupes ethniques. L'intégration de ces

données génétiques peut contribuer à expliquer les variations des niveaux de biomarqueurs de Hg (129).

L'exposition au Hg est une part importante dans la contamination. Cependant, le risque et la propagation de la contamination résultent d'une interaction complexe entre les facteurs environnementaux. Les polymorphismes génétiques dans les principaux gènes sensibles à l'environnement peuvent influencer les niveaux de biomarqueurs et/ou modifier les associations entre les sources d'exposition et les biomarqueurs des contaminants préoccupants pour les populations de l'Arctique (129).

Comme vu précédemment, le MeHg traverse facilement la barrière placentaire et hématoencéphalique, ce qui en fait la forme la plus dangereuse pour les Inuits qui consomment des animaux marins. Toutes les formes de mercure présentent un potentiel danger.

Les facteurs qui déterminent les effets sur la santé et la gravité, après une ingestion sont (117) :

- La forme chimique
- La dose
- L'âge et/ou le stade de développement de la personne exposée
- La durée d'exposition (chronique ou aiguë)

Par l'alimentation, l'intoxication au Hg est chronique.

i. Chez les enfants et les fœtus

En raison de leurs comportements distincts, de leur développement rapide, de leurs organes et systèmes immatures ou en développement, de leur poids corporel plus faible, et en général, de seuils d'effets neurologiques plus bas que les adultes, les enfants sont considérés comme présentant un risque plus élevé d'effets néfastes sur la santé associés à l'exposition au MeHg (130).

La concentration de MeHg dans le cerveau du fœtus peut-être cinq à sept fois plus élevée que la concentration sanguine maternelle. Les manifestations neurologiques liées à une exposition prénatale au MeHg semblent se manifester au-delà d'un seuil estimé à 10 µg/g, ce qui est confirmé par des études expérimentales menées sur des singes. Cependant, la question de l'existence d'un risque pour la santé à de faibles doses d'exposition demeure controversée (19).

Une étude au Nunavik sur le développement de l'enfant à l'âge de 11 ans a révélé que l'exposition prénatale au THg et au MeHg était associée à une réduction des capacités de

traitement précoce de l'information visuelle, à une diminution du quotient intellectuel, à une altération de la compréhension et du raisonnement perceptuel, à des performances mémoire inférieures, ainsi qu'à un risque accru de problèmes d'attention et de comportements liés au trouble du déficit de l'attention avec hyperactivité. Les constatations d'un risque accru de déficit d'attention sont en accord avec les résultats d'évaluations neuropsychologiques menées sur les enfants des îles Féroé, ainsi qu'avec les conclusions d'une étude sur le potentiel. L'exposition prénatale au MeHg perturbe les mécanismes attentionnels primaires qui régulent le traitement précoce des informations sensorielles. Des perturbations corticales et des altérations de la neurotransmission, notamment au sein des systèmes dopaminergiques et GABAergiques, ont été suggérées comme étant impliquées dans la neurotoxicité résultant de cette exposition prénatale au MeHg. Des liens avec des comportements semblables au TDAH ont été constatés à des concentrations de Hg dans le sang du cordon supérieures à 11,4 µg/L, et ces concentrations sont fréquentes chez les enfants du Nunavik. Une concentration supérieure à 7,5 µg/L dans le sang du cordon augmente d'un facteur 4 le risque que le quotient intellectuel soit inférieur à 80 : le seuil clinique d'une déficience intellectuelle (5, 131–133).

Même s'il est généralement reconnu que la période prénatale est celle où la susceptibilité à l'exposition au Hg est la plus élevée, il existe des périodes de vulnérabilité à différents stades de la vie. Par exemple, des évaluations neurophysiologiques de la fonction cérébrale suggèrent que l'exposition au Hg après la naissance et jusqu'à l'adolescence peut avoir des effets préjudiciables (5).

Des études chez les Inuits ont constaté des liens négatifs entre l'exposition prénatale au mercure et le poids et/ou la longueur à la naissance après ajustement en fonction de l'âge gestationnel. Cependant, elles n'ont pas rapporté de corrélations spécifiques avec la durée de la grossesse. Les effets du mercure sur la durée de la grossesse demeurent peu clairs, mais des recherches sur des animaux ont révélé que ce métal peut favoriser l'agrégation plaquettaire, la production de thromboxane, et induire un stress oxydatif et un dysfonctionnement endothélial. Ces facteurs peuvent accroître la résistance vasculaire et augmenter le risque d'hypertension (134).

Le MeHg passe aussi dans le lait maternel de la femme, contaminant l'alimentation du nourrisson dès son jeune âge (19).

En revanche, aucune étude n'évoque l'acrodyne¹⁹ chez les Inuits.

ii. Chez les adultes

Chez les adultes, l'une des principales préoccupations est que l'exposition peut accélérer les déclinés liés à l'âge. Les adultes exposés à des niveaux élevés de MeHg présentent des altérations des fonctions neurocognitives, notamment de la motricité fine et de la mémoire verbale, ce qui correspond aux résultats observés chez les enfants exposés pendant la grossesse (135).

En plus des effets neurologiques probables, des études de méta-analyses ont recueilli des preuves scientifiques suffisantes pour établir un lien entre les expositions au MeHg et des effets cardiovasculaires indésirables. Cependant, il est important de noter qu'il existe des résultats contradictoires dans les régions arctiques malgré cette base de preuves (5).

Des atteintes rénales peuvent aussi survenir suite à la formation secondaire de Hg inorganique. Les atteintes tubulaires semblent se manifester au-delà d'un certain seuil d'exposition, à savoir lorsque l'excrétion urinaire du mercure dépasse 50 µg/g de créatinine. En revanche, aucun seuil n'a été établi pour la survenue des atteintes glomérulaires. Ces lésions se manifestent à des niveaux d'exposition supérieurs à ceux requis pour provoquer des dommages neurologiques (9, 19).

iii. Associés à d'autres contaminants

Il existe un effet cocktail du Hg avec d'autres substances telles que les polychlorobiphényles (PCB), l'hexachlorobenzène (HCB). Une étude de 2013 sur les Inuits, au Canada, montre que les concentrations de PCB153, HCB et Hg dans le cordon ombilical étaient liées à une réduction de la durée de la grossesse et qu'une telle association entraînait une réduction de la croissance fœtale. Toutefois, il n'a pas encore été prouvé que ces substances soient la cause directe de ces effets (134).

Une étude menée au Nunavik sur les effets neurocomportementaux de l'exposition prénatale au Hg et aux PCB a mis en évidence un impact négatif significatif sur le traitement visuel du cerveau. Toutefois, il n'est pas clair si cet effet est dû à un effet cocktail ou non (136).

¹⁹ Pathologie infantile touchant les extrémités, qui sont tuméfiées, douloureuses, cyanosées, et provoquant des troubles nerveux et circulatoires. La cause mise en avant est l'intoxication au mercure.

4. Taux de mercure chez les Inuits

Les taux sanguins et les taux dans les cheveux permettent de mesurer les taux de Hg chez les Inuits. Les taux sanguins sont des biomarqueurs utiles pour caractériser l'exposition à court terme au MeHg et au Hg(II) inorganique (1 à 2 mois), et le sang peut être utilisé comme mesure à long terme du Hg chez les individus adoptant un régime alimentaire caractérisé par une consommation régulière de poisson. Les échantillons de cheveux sont utiles pour évaluer l'exposition à long terme au Hg et suivre les variations d'exposition au fil du temps, car une fois incorporé le Hg reste dans les cheveux. Ce biomarqueur permet un suivi minutieux, car la vitesse de pousse est d'environ 1 cm/mois. Les niveaux de Hg dans les cheveux sont généralement 250 à 300 fois supérieurs que ceux dans le sang. Ce ratio permet d'estimer les niveaux dans le sang à partir des cheveux dans les évaluations de risques (5, 137).

Pour les mesures pendant les grossesses, le biomarqueur utilisé est le sang ombilical. L'analyse du mercure dans le sang du cordon ombilical offre des indications sur l'exposition durant le développement. Afin de mesurer le taux de Hg inorganique, le biomarqueur utilisé est l'urine (5).

Les premiers signes neurotoxiques (ex : la paresthésie) se manifestent à des concentrations de 200 µg/L dans le sang et de 50 µg/L dans les capillaires. Dans les populations générales avec une consommation modérée de poisson, les niveaux de mercure total dans le sang ou le plasma doivent rester en dessous de 5 µg/L, tandis que les niveaux de mercure total dans l'urine doivent être maintenus sous les 3 µg/g de créatinine (9, 138).

Les taux sanguins inférieurs à 20 µg/L (ou 6 µg/g dans les cheveux) sont qualifiés comme « acceptable » et les niveaux supérieurs à 100 µg/L dans le sang (ou 30 µg/g dans les cheveux) sont considérés comme « à risque ». Une concentration de 10 µg/g dans les cheveux maternels est la référence toxicologique permettant de fixer une dose tolérable pour ce groupe sensible. Le Canada a fixé une dose journalière acceptable pour les femmes enceintes, les femmes en âge de procréer et les enfants de 0,2 µg/kg de poids corporel/jour (138).

Santé Canada a émis une recommandation de 6 µg/g pour le THg dans les cheveux pour l'ensemble des adultes, considérant toute concentration inférieure à cette valeur comme acceptable. Pour les personnes de moins de 18 ans, les femmes enceintes et celles en âge de procréer (moins de 50 ans), Santé Canada a suggéré une valeur guide provisoire de 8 µg/L dans le sang, équivalente à 2 µg/g dans les cheveux (139).

Binnington et al. ont créé des modèles pour calculer les taux d'absorption quotidienne de mercure et de nutriments. Les changements réels de la charge corporelle humaine, surtout pour les contaminants à demi-vie plus courte comme le mercure, étaient étroitement liés aux modifications alimentaires théoriques à court terme. Le biais des questionnaires a été pris en compte, c'est-à-dire une surestimation des expositions alimentaires et leur charge en contaminants (105).

Suite aux changements alimentaires évoqués précédemment, l'évaluation sur les contaminants dans l'Arctique canadien de 2009 a démontré que les concentrations de contaminants chez les mères inuites ont diminué entre les années 1990 et le début des années 2000 (105).

Il faut garder en tête tout au long de cette partie que les taux obtenus ne sont pas liés seulement aux phoques consommés mais bien à tous les aliments. De plus, la viande de béluga est considérée comme la source principale d'exposition au MeHg (140).

a. Taux de mercure chez les enfants et les fœtus

Au Groenland, une étude a été faite, entre 2012 et 2015, sur 333 enfants avec une moyenne d'âge de 10 ans et la concentration médiane dans le sang de 3,83 µg/L. Cette concentration était supérieure à 12 fois celle des enfants des mêmes âges, dans le cadre de l'enquête nationale américaine sur la santé et la nutrition. Ce résultat montre bien l'impact du régime alimentaire sur la concentration en Hg (141).

Une étude sur les enfants âgés entre 3 et 5 ans, au Nunavut, entre 2007 et 2008 a obtenu une concentration moyenne de THg dans les cheveux des enfants de 1,43 µg/g. Cette concentration variait entre les régions. Près de 25 % des enfants avaient des concentrations au-dessus de la valeur de référence de 2 µg/g. Pour ces enfants, les aliments provenant de la mer représentaient 95 % de leur régime alimentaire. La même étude a été faite sur des enfants de 4 à 6 ans, au Nunavik et la concentration moyenne était de 2,7 µg/g. Ces niveaux sont 10 à 20 fois plus élevés que ceux des enfants américains âgés de 1 à 5 ans avec une concentration moyenne de 0,22 µg/g. Cette étude montre une corrélation significative entre les taux de Hg dans les cheveux des enfants et ceux des adultes du même foyer, suggérant une source commune d'exposition provenant de la nourriture partagée. Cette étude fait envisager que les enfants ayant des concentrations supérieures de Hg dans les cheveux aient également été plus exposés pendant la période prénatale, que ceux présentant des niveaux plus bas de Hg capillaire (114).

b. Taux de mercure chez les adultes

En 2018, dans le contexte de l'évaluation mondiale du Hg des Nations Unies, une recherche systématique financée par l'OMS a été menée pour examiner 312 études de haute qualité (c'est-à-dire identifiées selon des critères d'inclusion stricts) publiées depuis l'an 2000. L'analyse a explicitement révélé que les Inuits de l'Arctique présentent parmi les niveaux de MeHg les plus élevés au monde. Les données de 15 populations arctiques ont été analysées et la concentration médiane centrale de mercure dans le sang de ces groupes était de 8,6 µg/L, avec une concentration médiane maximale de 70,5 µg/L. Ces concentrations sont analogues à celles des peuples autochtones amazoniens ou des mineurs d'or artisanaux à petite échelle, qui présentent des niveaux médians de mercure sanguin de 15,4 µg/L et 10,4 µg/L, respectivement (5).

Puisque le Hg change de forme, il est intéressant de mesurer aussi les concentrations dans les urines pour avoir des données sur le Hg inorganique éliminé. Une étude au Canada a rapporté que 60 % des valeurs de Hg urinaires étaient inférieures à la limite de détection analytique de 0,2 µg/L. Les valeurs trouvées sont inférieures à celles des populations du monde entier, chez lesquelles la concentration médiane centrale globale de Hg était de 1,0 µg/L. Nous pouvons en conclure que soit le MeHg se transforme peu en Hg inorganique, soit le Hg inorganique est peu éliminé (5).

Une étude au Nunavik, entre 2004 et 2009, a mis en évidence une augmentation significative de la glycémie à jeun corrélant avec un taux de Hg dans le sang élevé (> 16 µg/L) (90).

i. Variation saisonnière

Une variation saisonnière de l'exposition au MeHg chez les femmes enceintes a été mise en évidence au Nunavik. Le niveau moyen de Hg dans les cheveux était de 1,5 µg/g (0,2-8,1) en hiver et 2,9 µg/g (0,2-22,4) en été. Cette variabilité saisonnière correspond bien à la variabilité saisonnière de la consommation en mammifères marins (5).

Une biosurveillance a eu lieu dans les Territoires du Nord-Ouest sur 512 adultes. Les concentrations de mercure les plus élevées dans les cheveux ont généralement été constatées dans les segments alignés sur septembre/octobre et novembre/décembre, tandis que les concentrations les plus faibles étaient associées à mars/avril et mai/juin. Selon les questionnaires autodéclarés, la consommation d'animaux marins suit ce schéma saisonnier : une grande consommation à la fin de l'été, diminuant au cours de l'hiver et réaugmentant au printemps. L'hypothèse formulée suggère que les variations saisonnières des concentrations de mercure dans les cheveux pourraient être davantage influencées par la consommation d'espèces de poissons spécifiques plutôt que par l'ensemble des poissons capturés dans la nature en général (137).

ii. Taux dans les organes humains

Une analyse biologique d'une autopsie de foies, de reins et de rates d'adultes groenlandais décédés dans les années 90's a montré qu'aucune différence n'existe entre les hommes et les femmes. Les concentrations en THg les plus élevées ont été trouvées dans les reins (1,40 µg/g poids humide), puis dans le foie (0,54 µg/g poids humide) et enfin dans la rate (0,10 µg/g poids humide). Les concentrations en MeHg suivaient cette hiérarchie et constituaient uniquement 19 % du THg dans le foie et la rate, et 3 % dans les reins. Les détails sur les facteurs alimentaires et de mode de vie influençant l'exposition au mercure de chaque individu sont inconnus. La consommation d'aliments traditionnels fluctue selon la saison, l'âge (plus faible chez les jeunes) et le lieu de résidence (plus élevée en milieu rural) (142).

Une autopsie de cerveau de 17 adultes groenlandais a également été faite, et la concentration médiane de THg était de 0,17 µg/g poids humide. La même autopsie a été faite chez 12 danois et la concentration médiane était sept à huit fois moins élevée, c'est-à-dire à 0,004 µg/g poids humide (142).

iii. Variation entre les localisations

Les concentrations moyennes sanguines de THg, chez des femmes enceintes, entre 2010 et 2016, sont les plus élevées au Nunavik (5,20 µg/L), suivies par le Groenland (3,79 µg/L), et enfin l'Alaska (2,13 µg/L). Ces concentrations ont diminué de 4,7 % (depuis 1992), 7,5 % (depuis 2000) et 2,7 % (depuis 2010), respectivement. Les dates de référentiel sont différentes, donc on ne peut pas conclure sur les changements de régime selon les localisations. Cependant, ces réductions associées à la consommation d'animaux marins peuvent être utilisées pour évaluer les tendances et l'efficacité de la Convention de Minamata (119).

Les concentrations moyennes sanguines dépassant la valeur recommandée de 8 µg/L ont été observées au Nunavik (37,9 % de valeurs supérieures), au Groenland (8 % de valeurs supérieures) et en Alaska (3 % des valeurs supérieures). Au sein du Groenland, selon les régions, il y a des disparités. Les communautés du nord et de l'est avaient des concentrations plus élevées, comprises entre 5,64 et 29,2 µg/L ; alors qu'à l'ouest, les concentrations étaient entre 1,77 et 5,68 µg/L (119). En effet, les Inuits de l'est et du nord chassent beaucoup plus que ceux de l'ouest (103).

Entre trois juridiction de l'Arctique canadien (Nunatsiavut, Nunavut et région désignée des Inuvialuit), une étude a évalué l'apport moyen de Hg. Cet apport est estimé à 7,9 µg/kg par

semaine, ce qui dépasse la valeur toxicologique de référence fixée à 5 µg/kg poids corporel par semaine. Les populations analysées sont à 35 % au-dessus de cette valeur (143).

c. Taux de mercure total dans les aliments traditionnels

Les taux chez les humains sont analysés, en revanche, il existe peu de mesures directes de la présence de MeHg dans l'alimentation (122). Il serait cependant intéressant de savoir les concentrations réelles consommées au moment d'un repas

Johansen et al. (2004) ont calculé un apport moyen en Hg de 42 µg/jour/personne à l'automne et de 66 µg/jour/personne au printemps. Ce calcul est basé sur une étude alimentaire menée dans une région du Groenland où l'alimentation traditionnelle est importante. Cet apport est environ dix fois supérieur à l'apport calculé en Hg au Danemark (5 µg/jour/personne). La dose journalière acceptable calculée à partir de la DHTP du *Codex Alimentarius* est de 13,7 µg/jour de mercure total pour une personne pesant 60 kg. Cette dose est largement dépassée en Arctique (142).

Les Inuits sont un peuple vivant dans quatre états différents : le Canada, les États-Unis (Alaska), le Groenland et la Russie (Péninsule Tchoukotka). Ainsi, ils sont soumis à différentes législations nationales, aux législations internationales et considération de leur culture ; menant à différentes gestions de la chasse aux phoques. Globalement, pour chasser dans ces pays, il faut aux Inuits un permis de chasse et si des espèces sont protégées nationalement, ils doivent s'y plier. Les techniques de chasses diffèrent selon les pays et selon la présence de nuit polaire. Aucune législation n'oblige à des seuils de THg réglementaire mais le Canada, les États-Unis et les organisations internationales ont établi des recommandations. Cependant, les Inuits ont des niveaux de MeHg parmi les plus élevés au monde. Les effets sur les humains dépendent de la forme du Hg, la dose, l'âge et la durée d'exposition. Chez les enfants, il a été noté des affections neurologiques comme une baisse du quotient intellectuel, de la capacité de traitement et une augmentation des troubles de l'attention. Le Hg influe aussi sur le poids et la taille des enfants. Ces affections découlent principalement d'une exposition fœtale mais les préjudices existent aussi de la naissance à l'adolescence. Le taux de Hg dans leurs sang est douze fois supérieur à celui d'enfants américains. Chez les adultes, le Hg accélère le déclin lié à l'âge en altérant les fonctions neurocognitives. Des liens avec des effets cardiovasculaires ont aussi été démontrés. En présence de PCB, le Hg réduit la durée de la grossesse et donc la croissance fœtale. Il existe une variabilité saisonnière dans les taux de THg chez les Inuits, corrélée aux variations saisonnières des phoques et des poissons mais aussi en fonction des périodes de chasse, plus importante en été. Le THg s'accumule le plus dans les reins, puis dans le foie, dans

le cerveau et enfin dans la rate. Les Inuits du Canada ont des taux plus importants que les Inuits du Groenland, qui eux-mêmes ont des taux plus élevés que les Inuits d'Alaska.

Cette exposition et les conséquences pour la santé publique sont claires. Cependant, la chasse fait partie de leur identité et a un impact social, sanitaire, culturel et économique. De plus, les émissions de Hg ne proviennent pas de l'Arctique donc il est compliqué d'imposer l'arrêt de cette pratique. Il faut donc trouver des solutions pour qu'elle perdure sans contaminer les Inuits, sachant que le Hg n'est pas le seul contaminant touchant les Inuits. Il peut y avoir des contaminants comme le PCB, les POPs, le plomb ou encore des nanoparticules de plastiques. C'est de ces dilemmes que traitera la prochaine partie.

IV. Face à cette constatation : plusieurs dilemmes

Les Inuits sont un même peuple mais vivant dans des pays différents avec des législations et des considérations différentes, leurs besoins diffèrent aussi entre le Canada, l'Alaska, la Russie et le Groenland.

Cette thèse d'exercice s'ancre dans ce « dilemme arctique ». Il s'agit d'un côté d'une exposition à des contaminants (ici le Hg) dans le régime alimentaire traditionnel des Inuits, par les réseaux trophiques arctiques. De l'autre côté, ce régime alimentaire est riche en nutriments et revêt des valeurs sociales et culturelles extrêmement importantes pour les Inuits (144).

Pour répondre à certains questionnements, dans le cadre de cette thèse, des entretiens semi-directifs ont été menés auprès de quatre spécialistes :

- un ethnologue maritime et polaire (13/07/2023)
- un membre du bureau de l'organisation NAMMCO (23/10/2023)
- une anthropologue travaillant sur les relations avec les Inuits dans un contexte de changement climatique au Nunavut, Canada (02/11/2023)
- un vétérinaire ayant travaillé sur la chasse aux phoques au Canada et spécialiste de la gestion de la santé de la faune sauvage (22/12/2023)

Les entretiens sont arrivés à des phases différentes de la thèse menant à quatre guides d'entretien distincts, présentés respectivement en Annexe 2, 3, 4, 5.

1. Dilemme sanitaire

a. Une forte mortalité inuite

L'indicateur clé de la santé est l'espérance de vie. Celle-ci est en moyenne inférieure de 4,6 à 12,2 ans pour les Inuits par rapport à la moyenne nationale dans les quatre pays. Au Canada et au Groenland, l'écart est plus prononcé, avec une espérance de vie d'environ 10 ans de moins pour les hommes et les femmes inuits par rapport à la moyenne nationale (144). Les taux de mortalité infantile sont nettement plus élevés chez les Inuits que dans les populations nationales. Au Tchoukotka et au Nunavut, la mortalité infantile est particulièrement élevée, dépassant respectivement 2,9 et 2,6 fois la moyenne nationale du Canada et du Danemark.

Les causes de ces mortalités sont les maladies circulatoires et les cancers ; mais aussi le suicide et les blessures. Les suicides des autochtones canadiens sont commis principalement par des hommes (51 %) et des femmes (14 %) de moins de 25 ans. Il y a eu 745 décès d'Inuits par suicide entre 1999 et 2013.

Les causes décelées de ces suicides sont principalement dues aux effets de la colonisation, des pensionnats forcés, du retrait des enfants autochtones dans les années 1960 et des déplacements forcés. Ces événements ont conduit à l'effondrement des familles et des communautés, à la perte de langues, de cultures et de traditions, à des abus, à une transmission intergénérationnelle de traumatismes et à la marginalisation. Dans les mêmes années, s'est ajouté l'abattage des chiens du Nunavik par le gouvernement canadien, sur motif de santé publique. Ces abattages sont aujourd'hui encore reprochés car cela a renforcé la sédentarisation et la perte de culture liée à la chasse des Inuits. Ces événements ont été complétés par l'interdiction de l'importation de sous-produits issus du phoque en UE, qui était la source principale de leurs salaires (84, 145, 146).

b. La sécurité alimentaire à préserver

En parallèle, entre 2006 et 2016, la population des Inuits canadiens a crû de 29,2 % et elle continue de croître (147). Il faut donc trouver des solutions pour garantir la sécurité alimentaire.

Le cadre conceptuel de la sécurité alimentaire des Inuits d'Alaska publié par le Conseil circumpolaire inuit en Alaska, en 2015 stipulait que : « La sécurité alimentaire des Inuits se caractérise par la santé environnementale et se compose de six dimensions interconnectées : i) Disponibilité ; ii) Culture inuite; iii) Pouvoir décisionnel et gestion ; iv) Santé et bien-être ; v) Stabilité ; et vi) Accessibilité ». Cette définition tient compte du fait que sans souveraineté alimentaire, la sécurité alimentaire n'existera pas. » (148).

L'Arctique est un puit majeur de pollution au Hg contaminant les aliments traditionnels (tissus de certains mammifères marins et de certains poissons d'eau douce dans certaines régions), soulevant des inquiétudes quant à la sécurité alimentaire des Inuits. Cependant, l'accès continu aux ressources traditionnelles est fréquemment perçu comme un élément essentiel d'une stratégie de sécurité alimentaire, même si la récolte d'aliments traditionnels n'est plus la principale source de ressources alimentaires pour de nombreux ménages dans les communautés inuites de l'Arctique (105, 149).

Les facteurs qui contribuent principalement à l'insécurité alimentaire sont les coûts élevés de la nourriture dans les communautés éloignées, les dépenses liées à la chasse, des revenus limités, un soutien gouvernemental insuffisant, ainsi que d'autres défis sociaux et individuels. Les aliments importés ont des prix élevés et sont des aliments composés en grande partie de glucides raffinés et d'acides gras saturés, avec un contenu limité en vitamines et acides gras insaturés essentiels (5, 144).

Au Nunavut, 46,8 % des ménages ont été classés comme étant en situation d'insécurité alimentaire grave dans la plus récente enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes, en 2014. En 2012, 63 % des Inuits de l'Arctique canadien étaient en situation d'insécurité alimentaire et 27 % étaient classés en situation d'insécurité alimentaire grave à la suite d'une étude transversale portant sur près de 2 000 ménages. Cependant, ce type d'étude peuvent être trompeuses en l'absence de recherche qualitative pour examiner comment les Inuits accèdent à la fois aux aliments des magasins et aux aliments traditionnels. Toutefois, en 2018, l'insécurité alimentaire grave dans le monde était en moyenne de 9,2 %. La sécurité alimentaire est devenue une préoccupation majeure au Nunavut. En 2011, le gouvernement fédéral a lancé le programme Nutrition Nord Canada visant à améliorer l'abordabilité et l'accessibilité des aliments périssables et nutritifs dans les magasins locaux (5, 150).

Les adultes résidant dans des foyers touchés par l'insécurité alimentaire présentent fréquemment des problèmes de santé physique et mentale accrus, incluant des risques plus élevés de maladies cardiaques, de diabète et de dépression. Pour les enfants, l'insécurité alimentaire affecte leur développement cognitif, leur performance scolaire et leur bien-être psychosocial. Pour les Inuits, cette insécurité impacte également leur bien-être culturel, du fait de l'importance persistante des aliments traditionnels tels que le phoque, la baleine et le poisson, issus de l'environnement local (147).

Leurs possibilités de se nourrir par eux-mêmes dépend aussi de l'économie inuite. En effet, les Inuits déclarent un accès inadéquat aux équipements de pêche et de chasse car ils n'ont pas les moyens de s'acheter du matériel et des équipements (151). En 2018, le revenu individuel médian avant impôt des Inuits de l'Inuit Nunangat était de \$23 485, alors qu'il était de \$92 011 dans le reste du Canada (147).

Le changement climatique contribue à l'insécurité alimentaire, car les conditions de glace de mer de plus en plus aléatoires rendent plus difficile l'accès aux aliments locaux (105).

c. La sédentarisation et ses conséquences augmentent les problèmes sanitaires

Dans les quatre pays circumpolaires, les Inuits, généralement nomades, ont été contraints de s'installer dans des villages et les enfants autochtones ont été retirés de leur famille pour être éduqués dans des pensionnats. Ces écoles ont souvent interdit l'usage de la langue maternelle, entraînant une perte culturelle. La transition vers un mode de vie plus sédentaire et les effets de la transition nutritionnelle contribuent à des problèmes de santé tels que le diabète et les maladies cardiovasculaires (144).

Les fruits et légumes qui arrivent sont souvent pourris. D'après l'anthropologue interrogée : « *Ils arrivent en deux semaines du sud, ils ont gelé trois fois sur les aéroports divers et variés et ils sont hors de prix* » (100). Ces produits ne garantissent pas la sécurité et la salubrité alimentaire des communautés.

Des initiatives d'installation de serres émergent dans l'Arctique. C'est une solution testée et envisagée mais ce n'est pas une solution à l'insécurité alimentaire. Cependant, en tant que peuple de culture nomade, il a fallu de prime abord expliquer aux Inuits les notions de cultures et d'agriculture. Il est aussi compliqué de leur demander de venir tous les jours arroser. De plus, les serres utilisent énormément d'énergie ce qui peut revenir très cher, surtout en période de nuit polaire (100).

d. La complexité de la gestion des risques liés au mercure

La gestion des risques liés à la présence de contaminants dans les aliments traditionnels constitue une situation spécifique. En effet, ces aliments ne sont pas soumis à la surveillance, à la politique et à la législation régissant la sécurité alimentaire de l'industrie agroalimentaire industrielle. Bien que des recommandations de consommation locales puissent être émises pour certaines espèces ou parties d'animaux (par exemple, le foie de phoque annelé), la décision finale de consommer des aliments traditionnels appartient aux consommateurs (152).

Ces risques ne sont pas mis en lumière par certaines autorités publiques mais par des entreprises. Par exemple, l'institut national de santé publique du Québec, recommande le phoque durant la grossesse pour l'apport en fer et n'évoque pas les risques encourus. Au contraire, Canadian Seal Product, une entreprise soutenant le commerce des produits issus du phoque au Canada, explique tous les risques possibles de la viande et des organes des phoques, selon leurs âges (153, 154). L'omission des risques liés à la consommation de phoque contribue à une gestion inadéquate des risques associés par les services publics.

Il est aussi compliqué de gérer ce risque si la population cible, les inuits, n'est pas réceptive. Les Inuits sont préoccupés par ces contaminants et sont preneurs des différentes études scientifiques. D'après l'entretien avec l'anthropologue travaillant sur les relations avec les Inuits, les Inuits se posent la question de manière globale : « *est-ce que la nourriture de mon territoire est encore bonne ou est-ce que les occidentaux sont arrivés à pourrir aussi ça ? C'est un peu cette idée-là. Quand la qualité de l'alimentation baisse, c'est leur identité qui en prend un coup.* » (100). Cependant, malgré ces questionnements, leur priorité est de se nourrir et ces préoccupations peuvent être reléguées au second plan (100).

2. Dilemme culturel

a. Un animal : plusieurs utilisations au sein de la culture ancestrale

Les populations Inuits utilisent les animaux dans leur entièreté, il n'y a donc pas de « gâchis » ou de surconsommation. Les sous-produits sont utilisés pour l'habillement, par exemple, le pelage des phoques d'hiver permet une imperméabilité des bottes ou des manteaux ; pour les bateaux, les tentes, les lignes de harpon ; pour le combustible (éclairage ou chauffage). En hiver, le phoque est l'aliment de base pour toute la communauté et sert aussi à nourrir les chiens. Cette activité a lieu depuis des millénaires et représente un droit culturel à préserver (5, 155).

Dans cette chasse sont impliquées des croyances anciennes. Ils abattent et préparent les phoques selon des méthodes spécifiques pour éviter le courroux des esprits. La chasse serait un moyen de maintenir un lien respectueux entre les humains et les animaux, exprimant ainsi un respect mutuel. Pour eux, les animaux sont proches des humains et ont les mêmes coutumes et consciences, avec une personnalité semblable. Les chasseurs pensent que les animaux se donnent d'eux-mêmes en fonction des interactions les uns envers les autres. Lorsqu'un phoque est capturé lors d'une chasse collective, il est ramené au village, et la femme du chasseur se charge de l'écorcher et de le dépecer. Les femmes, liées à la même sphère symbolique que le phoque - la mer, associée à l'élément féminin - considèrent que l'entrée du corps de l'animal à travers le seuil de la porte de la maison le fait pénétrer dans leur univers féminin. La femme découpe l'animal en respectant ses caractéristiques anatomiques. Autrefois, elle observait des règles pour distribuer les portions aux femmes des autres chasseurs, les « partenaires de viande », soulignant ainsi l'intégration de la chasse dans la vie sociale (84, 156).

Toutes les parties des phoques peuvent être utilisées (103, 156, 157) :

- L'huile de phoque dans les produits de santé contenant des oméga 3 qui sont/étaient vendus au Canada et à l'étranger. Elle peut aussi être utilisée comme combustible dans les communautés nordiques et inuites.
- Les peaux de phoque transformées notamment en manteaux, gilets, chapeaux, bottes, mitaines et des articles en cuir. Les vêtements en peaux de phoque sont à la fois chauds et imperméables. La peau de phoque est un produit naturel provenant d'une ressource naturelle durable. Chaque espèce de phoque conduit à des utilisations différentes. Par exemple, le phoque barbu servira à faire des bottes, des lanières épaisses, alors que les jeunes phoques serviront à faire des lanières plus fines. La peau de phoque n'est pas un appareil en Arctique mais un vêtement nécessaire pour avoir chaud.

- La viande crue et/ou préparée pour la consommation humaine et animale.

Éviter ces aliments traditionnels n'est pas une option car ils offrent des avantages culturels. La récolte, le partage et la consommation d'aliments traditionnels contribuent au maintien de la culture, à la santé sociale et spirituelle au sein de ces communautés. Ces pratiques sociales permettent le maintien et la perpétuation du transfert intergénérationnel des connaissances, des pratiques ancestrales et le sens de la communauté (105, 158).

L'impact potentiel de l'évolution des océans, avec le changement climatique, aura donc un impact sur les récoltes marines et ainsi sur la santé physique, les dimensions culturelles, psychosociales, mentales et spirituelles de la santé et du bien-être (159).

b. Évolution vers une reconnaissance du droit des Inuits

Au Canada, les droits ancestraux des Inuits ont évolué depuis les systèmes juridiques coutumiers précoloniaux jusqu'à être reconnus dans le droit colonial, constituant ainsi des droits juridiques exécutoires devant les tribunaux canadiens. Ces droits autochtones comprennent des aspects culturels, religieux et sociaux, et peuvent englober des droits sur les ressources naturelles ou le territoire. Au début de la colonisation européenne, les peuples autochtones ont été incités à abandonner leurs droits de *Common Law* sur leurs territoires au profit de l'expansion coloniale et des établissements non autochtones. Cependant, la politique impériale britannique, reflétée dans la Proclamation royale de 1763, visait à régler les revendications territoriales autochtones avant l'occupation européenne et le développement des ressources. Cette approche a été réaffirmée dans la Loi sur l'extension des frontières du Québec de 1912, déplaçant les frontières pour inclure le Nunavik. Malgré cela, la CBJNQ et sa clause d'extinction ne couvrent pas les zones marines entourant le Nunavik et le nord du Labrador, cruciales pour la chasse aux mammifères marins par les Inuits. En 2006, les revendications territoriales des Inuits dans ces régions ont été réglées avec l'Accord sur les revendications territoriales des Inuits du Nunavik (NILCA) et son adoption par le Parlement (149).

La CBJNQ s'inscrit dans la Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones, présentée précédemment. Elle établit les revendications territoriales des Cris et des Inuits du Québec sur une étendue de 410 000 m², basées sur les principes des droits autochtones. Dans le cadre de la CBJNQ, les Inuits bénéficient d'un « droit de récolte » exclusif, englobant la chasse, la pêche, le piégeage, ainsi que des activités commerciales. Ce droit s'étend à l'usage personnel et communautaire, y compris le don, l'échange, et la vente entre les communautés autochtones. Ils participent à la cogestion de ces droits à travers des

processus établis. Toutefois, des limitations liées à la conservation, à la sécurité publique, et au traitement humain des animaux s'appliquent. Des servitudes publiques peuvent être établies sur les terres sans compensation, mais des activités non autochtones ne doivent pas entrer en « conflit déraisonnable » avec les activités de récolte. La coexistence des droits autochtones avec d'autres intérêts fonciers est sujette à une jurisprudence établissant des distinctions entre « extinction » et « violation » des droits autochtones. Les Inuits ne peuvent pas récolter si leurs activités entrent en conflit avec d'autres activités physiques légales, et en cas d'incohérence avec la législation, leurs droits de subsistance doivent céder (91, 149).

Les droits de récolte des Inuits dans la zone marine du Nunavik sont conditionnés par leur compatibilité avec d'autres activités terrestres, nécessitant un accord si le désaccord persiste. Ils reçoivent également une part des redevances annuelles pour l'exploitation des ressources de la région, gérées par le *Nunavik Inuit Trust*. Bien que ces avantages monétaires soient bénéfiques, ils ne fournissent pas la même garantie de sécurité territoriale pour la subsistance que le remplacement des terres (149).

Même si les Inuits ont désormais des droits, les changements sociaux opérés pendant les périodes coloniales continuent d'affecter les systèmes alimentaires inuits. La diminution de la participation des jeunes générations à la récolte et le déclin du transfert intergénérationnel des connaissances écologiques traditionnelles sont des éléments susceptibles d'aggraver l'insécurité alimentaire, en particulier, l'accès aux aliments traditionnels (150).

Au Nunavut, lors de la dernière décennie, des restrictions de chasse ont été mises en place pour plusieurs espèces. Les limitations imposées à la récolte et le déclin de la faune pourraient aggraver l'insécurité alimentaire en renforçant la dépendance aux aliments en magasin, en restreignant les sources de revenus, en perturbant les réseaux de partage et en limitant les opportunités d'apprentissage pour les jeunes dans le domaine de la récolte (150).

Dans les États-nations, pour lesquels des systèmes juridiques élaborés et développés sont en place, la reconnaissance officielle par l'État des revendications autochtones sur les terres et les ressources est essentielle pour assurer un accès sécurisé à ces ressources. Cette reconnaissance peut servir de défense essentielle contre les intérêts divergents de la société dans son ensemble (149).

Farrell et ses collaborateurs ont calculé qu'en ce qui concerne les communautés amérindiennes et autochtones d'Alaska aux États-Unis, la perte combinée des droits territoriaux résultant du colonialisme de peuplement et des politiques fédérales-indiennes représentait 98,9 %, affectant

ainsi 42,1 % des tribus qui ont perdu leurs revendications territoriales dans leur intégralité. Ainsi, ils ont plus de difficultés à accéder à la ressource, creusant l'insécurité alimentaire (160).

Par rapport à la chasse aux mammifères et au mode de vie en général, il y a un vrai dilemme culturel entre les autorités et leurs peuples autochtones. Par exemple, l'interdiction d'importer des produits issus des phoques en UE a été perçue comme une limitation de leur développement économique, un jugement sur leur existence et une hypocrisie de la part des Européens. Selon Aiju Peter, juriste de formation et Inuite : « *En cherchant à limiter le développement économique des Inuits à la chasse de subsistance, le règlement ne reconnaît pas le fait que les Inuits ne sont pas figés dans un stade d'évolution donné mais se doivent de tirer avantage des possibilités de développement économique dont ils disposent tout comme n'importe quel autre habitant du Canada ou de l'Europe.* » (84, 101). Certains Inuits parlent de colonisation « dans l'assiette » et clament que « *Nos traditions sont ignorées et règlementées par des personnes qui vivent ailleurs. Nous avons nos propres règles parce que nous connaissons les animaux et la région. Le gouvernement intervient et dicte d'autres règles sans connaître notre culture.* » (156).

En Estonie, il y a eu exactement les mêmes dilemmes à cause du Hg dans l'environnement, avec les autochtones. À la suite de la réduction du Hg dans l'alimentation marine traditionnelle, l'espace culturel de Kihnu a été inscrit dans le patrimoine immatériel de l'UNESCO, depuis 2008. Ce patrimoine immatériel contient la chasse aux phoques, pour la première fois. Une inscription des cultures inuites pourraient permettre un maintien de la culture, une protection et une attention particulière envers les Inuits (161).

c. La chasse aux phoques : une pratique controversée

D'un côté, les associations de défense pour la cause animale qui a eu, d'abord, une stratégie de défense d'une espèce menacée (phoque du Groenland) et une volonté d'abolir une méthode de chasse dénoncée comme cruelle. Maintenant, elles ont une argumentation associée aux principes de l'écologie profonde, c'est-à-dire les animaux ont le droit d'exister pour eux-mêmes et non dans une perspective utilitariste par les humains. De l'autre côté, les personnes qui font valoir la tradition ancrée dans l'Histoire, la considération animiste des Inuits et la situation économique défavorisée des régions où elle se pratique, ainsi que les droits culturels des Inuits. Les associations dénoncent surtout les activités non autochtones à Terre-Neuve, qui ont cependant des impacts sur la considération inuite (84, 155).

James E. Candow disait, pour résumer la situation : « *La controverse entourant la chasse au phoque est, avant tout, un conflit de cultures. En gros, les protestataires représentent la culture urbaine moderne et les chasseurs de phoques, la culture traditionnelle du passé. Une vision sentimentale de la nature est la clé de voûte de la sensibilité moderne. [...] Le mouvement de protestation contre la chasse au phoque incarne les deux comportements de l'attitude moderne envers la nature. La sensibilité moderne allie le souci de protection contre la cruauté envers les animaux à un engagement pour la préservation des espèces. La première composante intéresse l'IFAW, et la seconde Greenpeace.* » (162)

Le chasseur adapte ses techniques de chasse en fonction de la localisation, de la saison et de l'environnement du gibier qui, nous l'avons vu précédemment, diffère de façon saisonnière. En hiver et au printemps, la chasse aux mammifères marins se pratique sur la banquise, l'été en eaux libres et sur terre. En hiver, au-dessus de 66°N, il fait nuit tout le temps et il est impossible de tirer sur les phoques. Ainsi, la chasse se fait généralement au filet près d'un aglu. C'est la technique qui fait le plus débat pour garantir la bienveillance animale. Quand il fait jour, la chasse se fait au fusil (141).

Les réglementations imposées par les gouvernements sont influencées par diverses organisations non gouvernementales. Ces réglementations restreignent les territoires de chasse, réduisent la durée de la chasse et limitent, à travers des quotas, la quantité de gibiers autorisée à être prélevés. Les chasseurs ressentent cela comme des brimades et de l'ignorance de leurs savoirs cynégétiques ancestraux : « isoler les animaux des potentielles relations qu'ils pourraient entretenir avec les chasseurs pour les protéger a non seulement des effets très importants sur l'éthologie des animaux [...] mais aussi sur les chasseurs qui en perdant leurs proies se perdent eux-mêmes » (156, 163).

Actuellement, il y a une montée en puissance récente d'une fierté d'être autochtone en Arctique, d'après un ethnologue maritime et polaire : « *Cette fierté comprend le fait de pêcher, chasser soi-même et consommer ses propres captures, ainsi que la valorisation de l'alimentation locale. Au Groenland, c'est arrivé plus tôt que dans les autres communautés car il y a eu des liens avec des mouvements gastronomiques danois.* » (164). Au Canada, malgré cette fierté, certains jeunes de communautés mixtes (inuite et blanche) ne prennent plus le temps et n'ont plus l'envie de chasser et de connaître la culture inuite (100).

3. Dilemme nutritionnel

a. Alimentation traditionnelle : des bienfaits reconnus

L'alimentation traditionnelle est promue par les responsables régionaux de santé car plus abordable et de qualité supérieure sur le plan nutritionnel, par rapport aux aliments importés.

Dans l'enquête Inuit Health Survey, de 2007-2008, il a été noté que, bien que leur contribution à l'apport énergétique total soit restreinte (6,4 à 19,6 %, selon la région), les aliments traditionnels constituent une part substantielle des protéines, représentant de 23 à 52 % de l'apport, ainsi qu'une part significative de divers nutriments essentiels, tels que jusqu'à 73 % de la vitamine D, de 50 à 82 % de la vitamine B12 et de 28 à 54 % de fer. Cette alimentation permet aussi un apport élevé en nutriments marins, tels que les acides gras polyinsaturés, le sélénium, et l'iode (105, 165).

Dans la même étude, il a été notifié que les participants qui consommaient principalement des aliments traditionnels avaient une prévalence plus faible de maladie coronarienne, infarctus du myocarde, accident vasculaire cérébral et hyperlipidémie par rapport à ceux qui consommaient davantage d'aliments achetés en magasin. Il est estimé qu'il s'agit de l'apport d'oméga-3 qui permet cette diminution du risque. Cependant, ces associations bénéfiques ont disparu lorsque l'exposition au Hg a été prise en compte dans les modèles (105, 159).

Les Inuits s'indignent de la contamination de leur aliments traditionnels principalement par les activités anthropiques : « *Les scientifiques, ont trouvé de fortes concentrations de toxines dans les poissons. Si ces poissons toxiques sont mangés par un phoque et que nous mangeons le phoque, nous sommes intoxiqués. Cela signifie que notre nourriture traditionnelle nous empoisonne !* » (chasseur de 41 ans du Groenland) (156).

Une étude de 2015 a mis en évidence que dans ces conditions extrêmes liées à l'Arctique, qui a contraint les Inuits à dépendre de la chasse et de la pêche, le génome des Inuits est différent de celui des Européens et des Asiatiques. La forte pression de sélection sur les acides gras désaturases permettent un effet protecteur sur le niveau de cholestérol et de triglycérides. Ces acides gras désaturases participent à la synthèse des acides gras polyinsaturés à longue chaîne. Les scientifiques ont interprété ce résultat comme une adaptation visant à réduire le taux total d'acides gras polyinsaturés dans la population. Cette adaptation permet de comprendre pourquoi le taux de maladies cardiovasculaires est faible, malgré ce régime riche en graisses animales. Les scientifiques ont aussi découvert que ces variants avaient un impact sur le phénotype, notamment les traits physiques comme le poids ou la taille (166).

Un autre élément susceptible de protéger les Inuits, cette fois-ci contre le Hg, c'est le sélénium. Les aliments traditionnels marins en contiennent, comme vu précédemment, et pourrait permettre de compenser, dans une certaine mesure, l'exposition (60).

Le bureau groenlandais de la nutrition, dont la mission est de promouvoir un régime alimentaire sain et nutritif, recommande d'orienter la chasse vers davantage de gibier terrestre et d'espèces trophiques inférieures afin de diminuer l'exposition humaine au mercure (167).

b. Manque de nutriments dans l'alimentation importée

Une analyse sur les effets de la transition alimentaire a démontré que la carence en vitamine D concernait entre 14 % et 76 % des communautés autochtones canadiennes pendant l'été, avec une moyenne d'apport en vitamine D inférieure aux besoins estimés pour tous les groupes d'âges (105).

La plupart des Inuits adultes (environ 75 %) préfèrent maintenant manger un régime mixte composé à la fois d'aliments traditionnels et d'aliments importés. En effet, une plus grande dépendance à l'égard de ces derniers a entraîné une mauvaise qualité de l'alimentation et est liée à une incidence accrue d'obésité et de maladies métaboliques (159).

En effet, entre 1992 et 2004, la fréquence de consommation de viande traditionnelle par les femmes est passée de 5 fois/semaine à 8 fois/semaine. Il y a eu une baisse de 74 % de la consommation d'aliments marins traditionnels par les femmes enceintes Nunavimmiut, entre 1992 et 2017 (168).

L'exposition associée à la consommation d'aliments fait augmenter les risques de maladies cardiovasculaires. En effet, une étude suggère que l'exposition au MeHg entraîne un effet inhibiteur sur l'activité plasmatique de PON1²⁰. Le sélénium et les acides gras polyinsaturés, contenus dans l'alimentation traditionnelle pourrait compenser les effets inhibiteurs du MeHg sur l'activité PON1. Une réduction de l'apport de ces nutriments due à des changements alimentaires pourrait conduire, selon les scientifiques de cette étude, à une diminution de l'activité de PON1, augmentant ainsi le risque de maladie coronarienne (169).

²⁰ Enzyme paraoxonase 1 associée aux lipoprotéines de haute densité et pourrait jouer un rôle dans plusieurs maladies humaines, notamment le diabète sucré et l'athérosclérose. Une faible activité de PON1 a été associée à un risque accru d'événements cardiovasculaires majeurs.

D'après un ethnologue maritime et polaire, « il y a eu une prise de conscience récente à l'échelle des pays arctiques sur les effets néfastes de ces régimes alimentaires contemporains/occidentaux par les populations. Localement, ils ont du mal à s'en détacher car ce régime est devenu rapidement ancré. » (164).

Pour résumer, le dilemme qui partage ces deux types d'alimentations est que d'un côté la contamination de l'environnement peut affecter directement la santé des Inuits, peut également avoir une incidence sur le choix des aliments et les inciter à éviter les aliments traditionnels ; de l'autre côté, éviter les aliments traditionnels peut à son tour contribuer au diabète et aux maladies cardiovasculaires, surtout avec leur génétique (144).

4. Dilemme économique

a. Le coût important des aliments importés

Au Canada, malgré le programme fédéral de subventions alimentaires, le prix des aliments importés dans les communautés inuites, surtout les produits frais, est extrêmement élevé. Par exemple, les prix des produits frais peuvent être de 52 % (pommes) à 303 % (céleri) plus élevés dans les communautés de l'Arctique par rapport au reste du Canada (170). Depuis de nombreuses décennies, les Inuits signalent qu'ils ne disposent pas des ressources nécessaires pour acheter suffisamment de nourriture afin de répondre aux besoins de leur famille. La part dédiée à l'alimentation est d'environ 50 % du salaire de la majorité des membres des communautés (151).

La problématique est partagée au Groenland. La plupart des marchandises arrivent en avion ou en hélicoptères ; les bateaux ne peuvent venir que si les glaces ont fondu. Dans l'est du Groenland, si la chasse n'est pas pratiquée, peu d'emplois existent et les communautés doivent vivre de revenus sociaux et ne pratiquent plus de sport, favorisant l'obésité. De plus, n'ayant pas assez d'argent, ils ne peuvent acheter que des produits de mauvaise qualité, favorisant les maladies métaboliques (103).

Les subventions alimentaires représentent seulement l'une des nombreuses mesures requises pour aborder la problématique complexe de l'insécurité alimentaire. Des modifications au niveau des politiques sont indispensables, pour les anthropologues, afin de renforcer les programmes de soutien aux pêcheurs, tels que le financement des organisations de chasseurs et de trappeurs, investir dans l'infrastructure et le développement des compétences, ainsi que soutenir les programmes de bien-être communautaire. Ces initiatives doivent s'inscrire dans le cadre d'efforts plus étendus visant à réduire la pauvreté, favoriser le développement

communautaire, promouvoir la réconciliation et faciliter le processus de guérison. C'est dans cette dynamique qu'a été créé la Stratégie de Sécurité Alimentaire du Nunavut, en 2014. Elle propose une vision collective et un programme commun ancré dans les valeurs et connaissances inuites (150).

b. Le prix de la chasse influence le quotidien des Inuits

Au Canada, beaucoup ne pratiquent pas la chasse car elle est vue comme un luxe inaccessible. En effet, l'achat d'une motoneige équivaut à celui d'une voiture, les bateaux de pêches ont des prix pouvant atteindre 30 000 dollars, un plein d'essence pour une sortie de chasse vaut environ 200 dollars, sans garantie de retour avec du gibier. Les équipements ne bénéficient d'aucune exonération fiscale gouvernementale, comme c'est courant dans le secteur agricole. Les armes à feu sont distribuées de manière limitée, sous des conditions strictes, incitant ceux qui en sont privés à dépendre de l'aide d'autrui pour accéder à la nourriture « traditionnelle ». L'inégalité de la répartition des revenus implique que certains foyers dépendent entièrement de l'aide de familles et de voisins pour subvenir à leurs besoins alimentaires et obtenir leur équipement de chasse et de pêche (171).

Les chasseurs, malgré leur responsabilité de nourrir leur famille, doivent également faire face à des dépenses liées à l'adoption de modes de vie occidentaux (factures d'électricité, loyer, dépenses alimentaires pour des produits manufacturés, vêtements, etc.). La chasse seule ne suffit plus à assurer les revenus des foyers ni à répondre à leurs besoins. Ainsi, être chasseur à temps plein sans le soutien d'un travail salarié de la part du conjoint devient difficile. Beaucoup d'Inuits se tournent vers la pêche au flétan en hiver et au printemps pour améliorer leurs conditions économiques (156).

Les Inuits ne pratiquent pas l'abattage des blanchons depuis plus de 50 ans, contrairement aux allégations d'organisations non gouvernementales et de défenseurs des animaux. En 1983, l'Assemblée Européenne a voté l'interdiction de l'exportation des peaux de phoques vers la Communauté Économique Européenne, basée sur des accusations erronées. Cette décision unilatérale, prise sans consultation, a entraîné une stigmatisation de leur mode de vie traditionnel, provoquant l'effondrement des prix des peaux de phoques adultes et des difficultés économiques considérables pour la communauté. Cela a conduit à une dépendance accrue à des subventions compensatoires (156).

Des recherches soulignent l'importance de soutenir l'activité économique de subsistance afin de promouvoir un développement communautaire et un maintien de la culture. Les activités de

subsistance s'alignent avec les institutions sociales autochtones, préservant ainsi les connaissances traditionnelles et contribuant à l'autonomie économique recherchée (149).

5. Dilemme climatique

a. Le changement climatique a un impact sur la santé et le quotidien des Inuits...

La santé et la nutrition des Inuits sont également affectées par la capacité des peuples autochtones à accéder aux ressources. En Alaska, les impacts du changement climatique amplifient les fragilités liées aux inégalités sociales et sanitaires déjà présentes, en tenant compte des facteurs sociaux et écologiques qui influencent la santé. Les modifications environnementales, telles que la sécheresse, le déclin de la glace de mer, les inondations, etc., perturbent le lien d'appartenance des communautés autochtones, entraînant des répercussions préjudiciables sur leur identité culturelle et personnelle (160).

La diminution du taux de précipitations en Alaska rend impossible l'accès des chasseurs à de nombreux affluents traditionnels et ont un impact écologique important sur les sites observés (172).

Les conditions changeantes de la glace de mer augmentent les risques pour la sécurité des chasseurs et ont une incidence sur l'accès aux aliments traditionnels. Par exemple, elles peuvent affecter l'accessibilité des zones de chasse, nécessitant de plus grandes distances à parcourir pour les pêcheurs. Ces changements interagissent avec d'autres facteurs sociaux, économiques et politiques. Les chasseurs et les pêcheurs peuvent manquer de temps ou de ressources pour s'adapter à ces changements (159). Les Inuits connaissaient très bien leur environnement mais avec le changement climatique, la lecture de la météorologie ou des déplacements des animaux est plus difficile (100).

Compte tenu de l'ampleur et de la diversité des impacts dû au changement climatique, il est difficile de prédire l'effet cumulatif sur la chasse, la sécurité alimentaire et la santé. De plus, les impacts sont ressentis différemment selon les communautés

b. ... et sur leur alimentation

Le changement climatique a un impact négatif sur l'abondance des espèces dans l'Arctique. Ce n'est pas encore ressenti pour les phoques mais, par exemple, le caribou a changé sa route migratoire, impliquant la non-disponibilité de cette ressource. Cette diminution pourrait entraîner l'instauration de nouveaux quotas de récolte et resserrer davantage ceux déjà en place. En restreignant l'accès aux aliments traditionnels et pouvant altérer la qualité de l'alimentation,

les quotas de récolte peuvent également limiter la flexibilité des chasseurs à réagir aux changements d'accessibilité des zones de chasse et à l'abondance des animaux. Avec le changement de conditions météorologiques, les aliments ne vont plus pouvoir être conservés dans des caves de glaces. Les Inuits devront se tourner vers d'autres modes de conservation pour éviter la détérioration et les maladies (144, 159).

Les stratégies d'adaptation locales, telles que la substitution d'une espèce par une autre par les chasseurs, sont souvent spécifiques à la communauté, médiant ainsi les impacts potentiels du changement de l'écosystème marin arctique sur la sécurité alimentaire et la santé humaine (159).

Dans le contexte du changement climatique, la souveraineté alimentaire offre une voie prometteuse pour améliorer la santé à travers l'alimentation. Cette approche met l'accent sur la revitalisation des systèmes alimentaires locaux, favorisant ainsi un accès accru à des aliments sains et culturellement adaptés. Elle repose sur sept indicateurs clés visant à renforcer les capacités communautaires pour soutenir la souveraineté alimentaire et la consommation alimentaire traditionnelle : i) l'accès aux ressources, ii) la production, iii) le commerce, iv) la consommation alimentaire, v) la politique, vi) l'implication communautaire et vii) la culture (160).

Les impacts du changement climatique sur la sécurité alimentaire restent encore à étudier, tant pour les aliments traditionnels que pour les aliments du marché, ainsi que les stratégies d'adaptation potentielles (105).

Un autre aspect à prendre en compte est le coût écologique de l'alimentation contemporaine : *« Il faut évaluer le cycle de vie des produits et on se rend compte que l'importation de marchandises est plus coûteuse que l'exportation et l'utilisation de peaux de phoques, ainsi que de manger la viande de phoques. »* (un membre du bureau de NAMMCO)

6. La prise en main des Inuits sur leur quotidien

a. L'implication des Inuits dans la recherche et dans la gouvernance

i. *Vers une coproduction des connaissances*

Historiquement, les Inuits ont souvent été traités comme des « objets » de recherche, relégués à un rôle de simples observateurs, dans une approche de recherche teintée de colonialisme. Cette considération a engendré une méfiance envers les scientifiques mais les relations s'améliorent progressivement. Les recherches se transforment de plus en plus en partenariat

mutuellement bénéfique (173, 174). L'idée est de redonner le pouvoir de décision et de compréhension aux principaux intéressés.

Le discours a évolué d'un système de connaissances séparé à l'intégration des connaissances autochtones et maintenant à une volonté de coproduction des connaissances. Ce fonctionnement permet de prendre en compte les connaissances traditionnelles telles que des connaissances écologiques traditionnelles qui sont des connaissances pertinentes pour la science de la conservation et la gestion de la faune. Leur survie, leur culture et leur connexion à la localité ont reposé sur leurs connaissances des conditions environnementales, de la faune et de la végétation. Cette coopération permettrait une meilleure compréhension des changements écosystémiques et des interactions entre les composantes de l'environnement arctique. Ce rapprochement entre ces deux modes de fonctionnement fait encore débat sur son efficacité mais aussi sur les motivations. Pour certains Inuits, l'intégration des savoirs traditionnels pourrait aboutir à une appropriation des connaissances ou à la perte de l'identité culturelle et de la transmission des savoirs. Elle peut aussi parfois être utilisée principalement pour faciliter les exigences académiques ou pour des raisons d'image, sans bénéfices tangibles pour les communautés d'origine. Globalement, il s'agit d'une « décolonisation » de la recherche, reconnue par la recherche elle-même et par les gouvernements arctiques, mais peu de soutien existe de la part des agences de financement et des organismes de réglementation en place (173, 174).

Au Groenland, territoire dans lequel la majorité de la population est inuite, cette reconnaissance des connaissances autochtones dans les politiques publiques n'a pas été établie. Cependant, la gestion durable des ressources naturelles, notamment par le biais de la surveillance, une importance considérable est accordée aux connaissances des chasseurs, des pêcheurs et des communautés locales. Aucune différence n'existe entre les connaissances traditionnelles et les connaissances locales (173).

ii. D'initiatives communautaires à une compréhension et actions globales

Au Canada, diverses communautés de différentes régions ont dirigé ou participé à des initiatives de biosurveillance des contaminants fauniques et humains, ainsi qu'à des projets de recherche associés. Ces études ont bénéficié, durant plus de 25 ans, du soutien continu du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, ainsi que d'organismes locaux, provinciaux/territoriaux et nationaux (5).

Dans la région désignée des Inuvialuit, au Canada, a mis un place un programme de surveillance communautaire (ISR-CBMP) pour aider les Inuits à protéger et à préserver la

faune, l'environnement et la productivité biologique de l'Arctique. Il permet d'améliorer la prise de décision et de respecter les principes de la Convention définitive des Inuvialuit. Le Comité Conjoint de Gestion des Pêches (FJMC), créé dans le cadre de cette convention, permet aussi de fournir des conseils au ministère des Pêches et des Océans, notamment sur la gestion des poissons et des mammifères trouvés (5, 173).

Depuis 2011, le Conseil de l'Arctique et le Comité international des sciences de l'Arctique ont créé les Réseaux Durables d'Observation de l'Arctique (SAON). Ils s'appuient cette coopération des connaissances afin de comprendre les effets sur les systèmes écologiques et socio-économiques, ainsi que des mises en œuvre de mesures d'atténuation et d'adaptation. Ils ont aussi créé un atlas de la surveillance communautaire et de savoir autochtone répertoriant toutes les initiatives de surveillance communautaire dans l'Arctique circumpolaire (5, 175).

L'Arctique russe est la partie de l'Arctique la moins étudiée au sujet des différents contaminants, en particulier sous un angle de connaissances locales et traditionnelles (5).

iii. Création d'un système décisionnel et de concertation

Les peuples autochtones de l'Arctique s'autoreprésentent dans plusieurs systèmes de décisions. Le Conseil de l'Arctique regroupe six organisations permanentes de peuples autochtones : Association Internationale des Aléoutes, Conseil Athabaskan de l'Arctique, Conseil International des Gwich'in, Conseil Circumpolaire Inuit, Association Russe des Peuples Indigènes du Nord et Conseil Saami (173). Ainsi, spécifiquement, les Inuits s'autoreprésentent au sein du Conseil Circumpolaire Inuit.

En 2018, le Conseil de l'Arctique a créé les principes sur les connaissances autochtones d'Ottawa. Il s'agit d'un guide sur l'utilisation des connaissances des peuples autochtones dans le cadre des travaux du conseil de l'Arctique. Selon ce guide, « le savoir autochtone est une façon systématique de penser et de savoir qui est élaborée et appliquée à des phénomènes à travers des systèmes biologiques, physiques, culturels et linguistiques. Le savoir autochtone appartient aux détenteurs de ce savoir, souvent collectivement, et est exprimé et transmis de manière unique dans les langues autochtones. Il s'agit d'un ensemble de connaissances générées par des pratiques culturelles, des expériences vécues, y compris des observations, des leçons et des compétences approfondies et multigénérationnelles. Il a été développé et vérifié au cours des millénaires et continue de se développer dans un processus vivant, y compris les connaissances acquises aujourd'hui et à l'avenir, et il est transmis de génération en génération. » (5, 100). Cette définition permet d'utiliser ces connaissances comme elles sont et fixer la propriété de celles-ci aux autochtones.

b. Gestion des problématiques et implication à différentes échelles

i. *À l'échelle mondiale*

Depuis 1977 est créé le Conseil Circumpolaire Inuit, une organisation non gouvernementale internationale représentant les Inuits d'Alaska, du Groenland, du Canada et de la Chukotka. Il est la première organisation de peuple autochtone à bénéficier du statut consultatif provisoire auprès de l'Organisation Maritime Internationale. Par exemple, il travaille continuellement à actualiser les directives pour la recherche internationale dans les territoires inuits de l'Arctique. En collaboration avec d'autres participants permanents du Conseil de l'Arctique, ils ont élaboré les principes d'Ottawa, mettant l'accent sur l'utilisation des connaissances autochtones, la coproduction de connaissances et l'engagement significatif des peuples autochtones dans la recherche (5, 176).

D'après un entretien avec un ethnographe spécialiste des questions de politiques maritimes, le travail de diplomatie scientifique permet une coordination d'action entre les Inuits des différents pays. Le Conseil Circumpolaire Inuit est relativement actif sur les questions arctiques au sens large. Les questions culturelles et de santé publique commencent à être abordé progressivement grâce à la Covid-19. Cependant, il y a une difficulté de coordination entre cette échelle supranationale et les échelons locaux car les différentes communautés sont dans des enjeux de frontières politiques et de gestions qui les dépassent complètement et avec quatre gouvernances différentes. Aucune coordination n'existe entre les pays donc la gestion et la considération de ce peuple n'est pas homogène (164).

Le rôle joué par les différents peuples autochtones de l'Arctique, dans la négociation de traités internationaux comme la Convention de Minamata, a été souligné. Leur participation a apporté une dimension humaine cruciale à la question des contaminants, dépassant ainsi les considérations purement chiffrées et économiques. Lors des négociations de la Convention de Minamata, le Conseil Circumpolaire Inuit a utilisé les résultats des études du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord et les évaluations de l'AMAP. Ces données, telles que des graphiques illustrant les dépassements des lignes directrices sur le mercure par les femmes enceintes inuites dans l'Arctique circumpolaire, ainsi que des recommandations de consommation basées sur le mercure dans le régime alimentaire traditionnel des Inuits du Nunavik et du Nunavut, ont été utilisées pour mettre en lumière les impacts du mercure sur les Inuits dans l'Arctique. Cette collaboration entre les peuples autochtones de l'Arctique et les États de l'Arctique a abouti à l'inclusion des peuples autochtones de l'Arctique dans le préambule de la convention. L'engagement continu des organisations et des gouvernements

dans le cadre des conventions des Nations Unies implique la participation essentielle des organisations des peuples autochtones de l'Arctique, telles que la *Circumpolar Inuit Health Strategy*, qui jouent un rôle clé dans la mise en œuvre des conventions, notamment en évaluant l'efficacité de la Convention de Minamata (5).

ii. Au Groenland

Au Groenland, les Inuits représentent la majorité de la population. Ainsi, ils sont dans toutes les institutions gouvernementales (103).

Le Conseil Groenlandais pour l'Alimentation et l'Activité Physique a établi quatre conseils mesurables pour une alimentation saine, au sein du Programme de Santé Publique du Groenland : i) Manger des fruits et des légumes tous les jours ; ii) Manger des mammifères marins une à trois fois par semaine ; iii) Manger du poisson une fois par semaine ; iv) Boire plus d'eau et moins de sirops ou de sodas. Contrairement à cet avis, les Inuits consomment moins de poissons et davantage de sirop et de soda. Seulement 15 % des participants à l'enquête évaluative ont appliqué quatre indicateurs ou plus (97).

L'Institut Groenlandais des Ressources Naturelles, dont le mandat est de fournir la base scientifique et des conseils au gouvernement groenlandais sur l'utilisation durable des ressources vivantes (telles que les quotas de pêche et de chasse), inclut les connaissances locales dans ses travaux scientifiques. C'est une progression dans la considération des savoirs autochtones (5).

Conformément à la législation parlementaire sur la chasse, le gouvernement du Groenland est obligé de consulter les biologistes, le conseil des pêches et le conseil de la chasse pour toutes les questions générales de gestion. Les organisations de chasseurs et de pêcheurs, la plupart inuits, sont des membres permanents de ces conseils. De plus, le gouvernement est tenu de prendre en compte les commentaires des chasseurs et des utilisateurs de mammifères marins lors des processus décisionnels (173).

Face aux effets du changement climatique, comme l'absence de glace hivernale en 2023, les chasseurs n'ont pas pu chasser et subvenir aux besoins des communautés. Pour la première fois, le gouvernement groenlandais a déclenché une aide financière d'urgence pour les chasseurs et les pêcheurs. Cette aide est permise grâce aux subventions du Danemark (177).

Cependant, en parallèle, le gouvernement groenlandais veut renforcer son autonomie. Pour cela, il a besoin d'être moins dépendant du Danemark et donc d'avoir des fonds propres en exportant car le marché intérieur ne suffira pas. Au vu de la politique mondiale sur la

diminution de l'utilisation de peaux pour la fabrication d'objets ou de vêtements, le Groenland se questionne d'ouvrir les exploitations de minerais. Il y a donc une forme d'ambivalence dans ce positionnement : les méfaits des exploitations minières sur les cours d'eau et donc sur l'alimentation est connue mais en même temps, cela permettrait de finaliser l'autonomie de l'île, l'auto-développement des communautés locales sans dépendre d'une administration extraterritoriale (164). Cette dilemme montre qu'à partir d'une décision, il faut choisir la priorité pour l'avenir d'un peuple : la santé publique ou la santé économique. Le même débat existe chez les Inupiats d'Alaska, à propos de l'exploitation pétrolière (98).

iii. *En Alaska*

Les Inuits d'Alaska n'ont aucune autonomie politique, cependant depuis les années 1980, certaines populations font des poursuites judiciaires contre les projets pétroliers qui portent atteinte à leurs droits ancestraux et menace les espèces marines. Pour la Cour Fédérale, il y a une incompatibilité des droits ancestraux des peuples autochtones avec la souveraineté des États-Unis (95).

Les conseils régionaux de chasse, mis en place par l'ANILCA et relevant du *Federal Subsistence Board*, régulent les activités de subsistance sur les terres fédérales en Alaska. Il n'y a pas de dispositions spécifiques sur la représentation ou le rôle des savoirs autochtones dans ces comités régionaux, mais malgré cela, les Autochtones y sont largement représentés. Les Inuits jouent un rôle beaucoup plus significatif dans la régulation de leurs activités de subsistance sur les terres fédérales par rapport aux terres étatiques et privées, y compris celles des corporations autochtones. Cette participation accrue se manifeste dans la réglementation en Alaska, où les règles fédérales se montrent plus flexibles et adaptées aux pratiques spécifiques des peuples autochtones (95).

iv. *Dans la péninsule Tchoukotka*

Les peuples autochtones russes jouissent de droits spécifiques, tels que la préservation de leur langue maternelle avec des conditions propices à son enseignement et à son développement, ainsi que des droits particuliers pour les peuples autochtones minoritaires. De plus, ils bénéficient d'un accès privilégié à l'exploitation des ressources renouvelables de leurs terres et aux revenus générés par l'exploitation d'autres ressources, notamment le gaz et le pétrole. Ces peuples se sont regroupés depuis 1990 au sein de la *Russian Association of Indigenous Peoples of the North, Siberia and Far East*, chargée de protéger et promouvoir leurs droits et intérêts dans les domaines sociaux, culturels et environnementaux (94). Elle permet de défendre les

autochtones face au gouvernement qui les considère sous l'appellation « peuples numériquement faibles du Nord » (98).

Pour rentrer dans cette catégorie, un critère numérique doit être respecté (moins de 50 000 individus) et du maintien d'activités traditionnelles, conditionnant ainsi leur accès à des droits individuels et collectifs sur le plan juridique. La législation russe reconnaît les droits des minorités nationales à exploiter les ressources renouvelables telles que l'eau, la faune et la flore, sur les territoires où elles résident. Cependant, il n'existe ni procédure administrative, ni institution, ni moyen financier pour assurer une application concrète de ces droits. Aucun titre de propriété ni permis de longue durée n'est délivré pour la chasse ou l'occupation des pâturages. Les peuples autochtones ne bénéficient d'aucune autorisation de vente de fourrures ni de quotas spécifiques pour la pêche (98).

v. *Au Canada*

Les gouvernements provinciaux et territoriaux, comme le Nunavut, sont responsables de surveiller les niveaux de contaminants dans les aliments et d'émettre des avis de santé publique. Ils sont souvent publiés conjointement avec les guides de pêche. Ainsi, grâce aux lois sur les territoires fédéraux, les Inuits peuvent recommander leur propre population.

Pour aider les Inuits dans leurs problématiques économiques, le gouvernement canadien s'est engagé à maintenir les marchés existants pour les produits du phoque et à encourager de nouveaux débouchés potentiels. En collaboration avec les gouvernements du Nunavut et des Territoires du Nord-Ouest, le Canada soutient leurs démarches pour obtenir une reconnaissance officielle dans l'UE, permettant ainsi aux produits du phoque vendus par les Inuits de ces régions d'accéder au marché européen grâce à une exemption réservée aux communautés autochtones (157).

La chasse aux phoques au Canada suscite des controverses et génère des débats passionnés concernant la gestion durable des populations et le respect des normes d'abattage sans cruauté. Cependant, au vu du passé colonisateur subi par ces communautés, il était compliqué d'imposer un mode de vie et de pensée européens à ces peuples autochtones. Cette décision a été prise face à la pression médiatique des organisations internationales de protection animale et le faible impact économique de l'arrêt de cette filière en Union Européenne. L'exemption de l'interdiction était importante pour les peuples autochtones car la chasse représente un volet économique essentiel pour les communautés et permet aux pêcheurs de diversifier leurs sources

de revenus. Cette exemption est peu connue et reconnue, obligeant une restructuration du marché vers les pays asiatiques (109, 178, 179).

Pour entrer dans cette exception, la chasse doit remplir des critères (180) :

- Pratiquée par des communautés inuites ou d'autres communautés indigènes qui ont une tradition de chasse aux phoques dans la communauté et dans la région géographique ;
- Les produits de ces chasses sont, au moins en partie, utilisés, consommés ou transformés au sein des communautés conformément à leurs traditions ;
- Pratiquée à des fins de subsistance de la communauté.

Avec cette exemption non reconnue, les Inuits ont perdu leurs salaires, ont développé une rancœur contre ces institutions internationales et les gouvernements ont subventionné les inuits, les rendant dépendants d'un système dans lequel ils ne se reconnaissent pas (164).

En 2014, le gouvernement canadien a instauré une journée du patrimoine national en matière de chasse, de piégeage et de pêche (181). Elle précède la Commission « Vérité et Réconciliation » afin de réconcilier et d'intégrer tous les peuples du Canada, post période colonialiste, amenant à une centaine de recommandations face à ce « génocide culturel » (100). C'est un premier pas vers l'intégration des problématiques spécifiques des autochtones mais la question des autochtones au Canada est « *extrêmement sensible et la vision des canadiens envers eux peut-être très caricatural : des gens qui boivent et qui profitent des aides de l'état* ». (anthropologue) (100)

La Cour Suprême du Canada tient de plus en plus en compte le droit des Inuits à l'autodétermination afin de parvenir à une réconciliation. Ainsi, les communautés autochtones titulaires de droits fonciers officiels ont le droit de tirer des avantages économiques de leurs terres et de décider de leur utilisation par les générations futures. En juillet 2018, le ministère des Pêches et des Océans, en collaboration avec le gouvernement du Nunavut, a émis une déclaration annonçant une réorganisation de la gestion des pêches dans la région pour établir officiellement une structure de cogestion dans le cadre du développement et de l'exploitation des pêches (174).

Les Inuits du Nunavut sont près de 50 % en situation d'insécurité alimentaire en 2014. Cette insécurité alimentaire est due aux dépenses liées à la chasse, aux coûts élevés de la nourriture importée amenant à l'achat de produits de mauvaises qualités (glucides raffinés et acides gras saturés), rajouté au fait que les produits peuvent être abimés par le transport de longue durée. Cette insécurité cause des problèmes de santé mentale et physique, renforcés par le changement

climatique. D'ailleurs, leur espérance de vie est inférieure à la moyenne nationale canadienne et danoise, à cause des maladies mais aussi des suicides. Le changement climatique pose des questions sur l'accès aux ressources, les risques pour les chasseurs, les coûts pour parcourir des distances plus grandes.

Les Inuits se battent pour leurs droits et la reconnaissance de leur culture afin de vivre et non de survivre. La chasse aux phoques est une pratique au cœur d'un conflit idéologique entre la vision occidentale et celle des autochtones animistes, la pratiquant depuis des millénaires. Elle a mené à l'interdiction de l'importation des produits dérivés du phoque en UE, causant l'effondrement d'un pan de leur économie. Les effets toxiques de leur alimentation locale renforcent aussi la colère des Inuits contre les occidentaux car la contamination provient des pays de l'hémisphère nord. Leur alimentation locale exempte de contaminants leur fournit un apport en protéines, en nutriments essentiels et en fer ; ils ont d'ailleurs un génome leur permettant de manger ces aliments au quotidien sans développer de maladies. Ce même génome, en mangeant de l'alimentation importée, augmente le risque de maladies coronariennes.

Continuer la chasse aux phoques relève ainsi de dilemmes culturels, économiques, nutritionnels, écologiques et sanitaires.

Une forme de décolonisation par la science est de plus en plus mise en place, en incluant les Inuits dans les recherches pour une meilleure compréhension de l'Arctique. C'est actuellement la seule manière pour tous de travailler ensemble. Les Inuits et les autres autochtones travaillent à leur reconnaissance nationale, dans la mesure du possible, et internationale en fondant des systèmes de décisions et de représentations comme le Conseil de l'Arctique avec à l'intérieur le Conseil Circumpolaire Inuit.

Conclusion

Les Inuits sont répartis à travers quatre états : le Canada, les États-Unis (Alaska), le Groenland (Danemark) et la Russie, en étant un seul peuple et découlant d'une même culture. Dans cette culture, la chasse aux phoques est ancrée pour subvenir aux besoins alimentaires de la communauté, mais aussi pour les matériaux et objets de la vie quotidienne, comme les vêtements.

Avec le cycle mondial du mercure, le mercure émis dans l'hémisphère nord est amené principalement en Arctique. De ce fait, les différents organismes formant la chaîne trophique des phoques, les phoques et les Inuits sont contaminés par ce dernier, sous la forme de MeHg. Cette contamination est d'autant plus renforcée par sa capacité à se bioaccumuler et se bioconcentrer dans les organismes. Dans les années 1960, une contamination au mercure des écosystèmes et des humains a eu lieu dans la baie de Minamata, au Japon, donnant lieu à une prise de conscience de la responsabilité mondiale dans ces événements. Presque tous les pays ont signé la convention de Minamata, afin de diminuer les émissions de mercure et des mesures sont effectuées régulièrement afin de vérifier son efficacité.

Ce contaminant engendre des problèmes de santé et de comportement chez les poissons, les phoques et les Inuits, principalement chez les jeunes de moins de 18 ans et les fœtus. Sous la forme de MeHg, qui traverse la barrière hémato-encéphalique, le mercure affecte le cerveau qui est sa cible principale. L'accumulation de mercure s'ajoute à tous les autres contaminants potentiellement absorbés par les organismes, tels que le plomb ou les PCB. Actuellement, les effets combinés de ces contaminants sont mal compris dans le biotope de l'Arctique et chez les Inuits.

Consommer des mammifères marins, dont des phoques contamine les Inuits. Cependant, cette constatation s'ancre dans des dilemmes sociétaux et environnementaux complexes et la prise en charge ou non prise en charge est différente selon les pays de l'Arctique où habitent les Inuits. Les réponses aux défis posés par cette contamination exigent une approche intégrée, tenant compte des droits des peuples autochtones, de la préservation des traditions alimentaires et de la gestion durable des ressources. Les droits des autochtones sont reconnus sur la scène internationale, mais appliqués différemment selon la représentativité numérique, le passé colonial ou encore la politique nationale. La chasse aux phoques est un sujet illustrant les visions de deux cultures dont découlent des dilemmes économiques, nutritionnels, sanitaires et culturels.

Le changement climatique s'ajoute aux critères à prendre en compte dans la pérennisation de la chasse et de la pêche dans les quotidiens, mais aussi dans la concentration en mercure dans les écosystèmes. En effet, il affecte les caractéristiques physiques et chimiques des écosystèmes de l'Arctique qui interagissent avec le cycle du mercure, dans tous les compartiments. Globalement, il aurait tendance à accentuer la présence de mercure dans les eaux marines, puis dans les organismes. De plus, la fonte des glaces et la hausse des températures ont un impact sur le quotidien des Inuits, ainsi que sur la migration des espèces, et donc sur la sécurité alimentaire.

Afin de mieux comprendre les écosystèmes arctiques en transition et de sensibiliser aux enjeux environnementaux et sociaux qui en découlent, les scientifiques intègrent de plus en plus les savoirs autochtones des Inuits dans différents projets scientifiques et les Inuits s'investissent dans des organismes à visés internationaux comme le Conseil de l'Arctique.

Les intérêts économiques des Inuits dans la chasse aux phoques ont été entendus récemment, par exemple, par l'Union Européenne. En 2024, l'Union Européenne entamera une réévaluation du règlement sur le commerce des produits dérivés du phoque et de la directive relative aux bébés phoques, qui interdit en Union Européenne le commerce des produits dérivés.

Bibliographie

1. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Global Mercury Assessment 2018. In : . Geneva, Switzerland : UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch, 2019. ISBN 978-92-807-3744-8.
2. PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT. Texte de la convention de Minamata sur le mercure et annexes. *Convention de Minamata sur le Mercure*. [en ligne]. 2021. [Consulté le 30 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://minamataconvention.org/fr/about/convention-text>
3. THE HELSINKI COMMISSION (HELCOM). The Helsinki Convention - Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. *HELCOM*. [en ligne]. 1974. [Consulté le 30 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://helcom.fi/about-us/convention/>
4. MORIN, Catherine. La Bioaccumulation et Bioamplification. *Musée de la biodiversité du Québec*. [en ligne]. 11 juillet 2023. [Consulté le 30 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.biodiversite.net/article-scientifique/la-bioaccumulation-et-bioamplification/>
5. ARCTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME (AMAP). *AMAP Assessment 2021: Mercury in the Arctic*. Tromsø, Norway : Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 2021.
6. BENSACKHRIA, Ayoub. Toxicité du Mercure. *Analytical Toxicology*. [en ligne]. 2 octobre 2016. [Consulté le 15 septembre 2021]. Disponible à l'adresse: <https://www.analyticaltoxicology.com/toxicite-mercure/>
7. CHEVALLIER, Anne-Sophie. *Analyse du mercure dans les retombées atmosphériques*. Rapport de stage L3 Physique-Chimie. Université Paris Diderot, 2010.
8. COSSA, Daniel, THIBAUD, Yves, ROMÉO, Michèle et GNASSIA-BARELLI, Mauricette. N°19 : *Le mercure en milieu marin : Biogéochimie et écotoxicologie*. Plouzané : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER), 1990. Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER.
9. BENSEFA-COLAS, L., ANDUJAR, P. et DESCATHA, A. Intoxication par le mercure. *La Revue de Médecine Interne*. juillet 2011. Vol. 32, n° 7, pp.416-424. DOI 10.1016/j.revmed.2009.08.024.
10. BEAUGELIN-SEILLER, K. et SIMON, O. *Fiche radionucléide : Mercure 203 et environnement*. [en ligne]. 12 mai 2004. Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire. [Consulté le 8 février 2023]. Disponible à l'adresse: https://www.irsn.fr/fr/larecherche/publications-documentation/publications_documentation/bdd_publi/dei/secre/pages/mercure-203-2775.aspx#.Y-N1N3bMK3A
11. ARCTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME (AMAP). *AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic*. Oslo, Norway, 2011. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP).
12. DOUGLAS, Thomas A., LOSETO, Lisa L., MACDONALD, Robie W., OUTRIDGE, Peter, DOMMERGUE, Aurélien, POULAIN, Alexandre, AMYOT, Marc, BARKAY, Tamar,

BERG, Torunn, CHÉTELAT, John, CONSTANT, Philippe, EVANS, Marlene, FERRARI, Christophe, GANTNER, Nikolaus, JOHNSON, Matthew S., KIRK, Jane, KROER, Niels, LAROSE, Catherine, LEAN, David, NIELSEN, Torkel Gissel, POISSANT, Laurier, ROGNERUD, Sigurd, SKOV, Henrik, SØRENSEN, Søren, WANG, Feiuye, WILSON, Simon et ZDANOWICZ, Christian M. The fate of mercury in Arctic terrestrial and aquatic ecosystems, a review. *Environmental Chemistry*. 2012. Vol. 9, n° 4, pp. 321. DOI 10.1071/EN11140.

13. PONGRATZ, R. et HEUMANN, K. G. Production of methylated mercury and lead by polar macroalgae — A significant natural source for atmospheric heavy metals in clean room compartments. *Chemosphere*. 1 avril 1998. Vol. 36, n° 9, pp. 1935-1946. DOI 10.1016/S0045-6535(97)10078-9.

14. MENNETEAU, Eric. Le cycle du mercure. *CNRS Prévention du risque chimique*. [en ligne]. 13 septembre 2019. [Consulté le 7 janvier 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.prc.cnrs.fr/le-cycle-du-mercure/>

15. COSSA, D. Le cycle biogéochimique du mercure. . pp. 2.

16. HILGENDAG, Isabel R., SWANSON, Heidi K., LEWIS, Christopher W., EHRMAN, Ashley D. et POWER, Michael. Mercury biomagnification in benthic, pelagic, and benthopelagic food webs in an Arctic marine ecosystem. *Science of The Total Environment*. octobre 2022. Vol. 841, pp. 156424. DOI 10.1016/j.scitotenv.2022.156424.

17. LAVOIE, Raphael, AMYOT, Marc et LAPIERRE, Jean-François. Global Meta-Analysis on the Relationship Between Mercury and Dissolved Organic Carbon in Freshwater Environments. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 20 juin 2019. Vol. 124, pp. 17. DOI 10.1029/2018JG004896.

18. SUNDERLAND, Elsie M., KRABBENHOFT, David P., MOREAU, John W., STRODE, Sarah A. et LANDING, William M. Mercury sources, distribution, and bioavailability in the North Pacific Ocean: Insights from data and models. *Global Biogeochemical Cycles*. juin 2009. Vol. 23, n° 2, pp. 14. DOI 10.1029/2008GB003425.

19. NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Toxicological Effects of Methylmercury*. [en ligne]. Washington, DC : The National Academies Press, 2000. [Consulté le 27 septembre 2021]. ISBN 978-0-309-07140-6.

20. EWALD, Jessica D., KIRK, Jane L., LI, Miling et SUNDERLAND, Elsie M. Organ-specific differences in mercury speciation and accumulation across ringed seal (*Phoca hispida*) life stages. *Science of The Total Environment*. février 2019. Vol. 650, pp. 2013-2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.09.299.

21. MENNETEAU, Eric. Le mercure, cycle et toxicité. *CNRS Prévention du risque chimique*. [en ligne]. 25 juin 2018. [Consulté le 24 juillet 2021]. Disponible à l'adresse: <https://prc.cnrs.fr/spip.php?article75>

22. HANS WEDEPOHL, K. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1 avril 1995. Vol. 59, n° 7, pp. 1217-1232. DOI 10.1016/0016-7037(95)00038-2.

23. VIGNES, Jean-Louis. Mercure. *L'Élémentarium*. [en ligne]. 2023. [Consulté le 24 juillet 2021]. Disponible à l'adresse: <https://lelementarium.fr/element-fiche/mercure/>
24. PIRRONE, Nicola et WICHMANN-FIEBIG, Marion. Some recommendations on mercury measurements and research activities in the European Union. *Atmospheric Environment*. janvier 2003. Vol. 37, pp. 3-8. DOI 10.1016/S1352-2310(03)00234-6.
25. DASTOOR, Ashu, WILSON, Simon J., TRAVNIKOV, Oleg, RYJKOV, Andrei, ANGOT, Hélène, CHRISTENSEN, Jesper H., STEENHUISEN, Frits et MUNTEAN, Marilena. Arctic atmospheric mercury: Sources and changes. *Science of The Total Environment*. septembre 2022. Vol. 839, pp. 156213. DOI 10.1016/j.scitotenv.2022.156213.
26. MARNANE, Ian. Le mercure: une menace persistante pour l'environnement et la santé des citoyens. *European Environment Agency*. [en ligne]. [Consulté le 24 juillet 2021]. Disponible à l'adresse: <https://www.eea.europa.eu/fr/articles/le-mercure-une-menace-persistante>
27. BELL, Lee, DIGANGI, Joe et WEINBERG, Jack. *Manuel d'introduction pour ONG à la pollution par le mercure et la convention de Minamata sur le mercure*. International POPs Elimination Network, 2014.
28. DASTOOR, Ashu, ANGOT, Hélène, BIESER, Johannes, CHRISTENSEN, Jesper H., DOUGLAS, Thomas A., HEIMBÜRGER-BOAVIDA, Lars-Eric, JISKRA, Martin, MASON, Robert P., MCLAGAN, David S., OBRIST, Daniel, OUTRIDGE, Peter M., PETROVA, Mariia V., RYJKOV, Andrei, ST. PIERRE, Kyra A., SCHATUP, Amina T., SOERENSEN, Anne L., TOYOTA, Kenjiro, TRAVNIKOV, Oleg, WILSON, Simon J. et ZDANOWICZ, Christian. Arctic mercury cycling. *Nature Reviews Earth & Environment*. 22 mars 2022. Vol. 3, n° 4, pp. 270-286. DOI 10.1038/s43017-022-00269-w.
29. GOTTOFREY, James. *The disposition of Cadmium, Nickel, Mercury and methylmercury in fish and effects of lipophilic metal chelation*. [en ligne]. Uppsala : Swedish university of agricultural Sciences - Departement of Pharmacology and Toxicology, 1990. Disponible à l'adresse: ISBN10 : 9157644012
30. SOERENSEN, Anne L., JACOB, Daniel J., SCHATUP, Amina T., FISHER, Jenny A., LEHNHERR, Igor, ST. LOUIS, Vincent L., HEIMBÜRGER, Lars-Eric, SONKE, Jeroen E., KRABBENHOFT, David P. et SUNDERLAND, Elsie M. A mass budget for mercury and methylmercury in the Arctic Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*. avril 2016. Vol. 30, n° 4, pp. 560-575. DOI 10.1002/2015GB005280.
31. PEDRO, Sara, FISK, Aaron T., TOMY, Gregg T., FERGUSON, Steven H., HUSSEY, Nigel E., KESSEL, Steven T. et MCKINNEY, Melissa A. Mercury and persistent organic pollutants in native and invading forage species of the Canadian Arctic: Consequences for food web dynamics. *Environmental Pollution*. 1 octobre 2017. Vol. 229, pp. 229-240. DOI 10.1016/j.envpol.2017.05.085.
32. CARMACK, E. C., YAMAMOTO-KAWAI, M., HAINE, T. W. N., BACON, S., BLUHM, B. A., LIQUE, C., MELLING, H., POLYAKOV, I. V., STRANEO, F., TIMMERMANS, M.-L. et WILLIAMS, W. J. Freshwater and its role in the Arctic Marine System: Sources, disposition, storage, export, and physical and biogeochemical consequences

in the Arctic and global oceans. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 2016. Vol. 121, n° 3, pp. 675-717. DOI 10.1002/2015JG003140.

33. PETROVA, Mariia V., KRISCH, Stephan, LODEIRO, Pablo, VALK, Ole, DUFOUR, Aurelie, RIJKENBERG, Micha J.A., ACHTERBERG, Eric P., RABE, Benjamin, RUTGERS VAN DER LOEFF, Michiel, HAMELIN, Bruno, SONKE, Jeroen E., GARNIER, Cédric et HEIMBÜRGER-BOAVIDA, Lars-Eric. Mercury species export from the Arctic to the Atlantic Ocean. *Marine Chemistry*. septembre 2020. Vol. 225, pp. 103855. DOI 10.1016/j.marchem.2020.103855.

34. KOHLER, Stephen G., HEIMBÜRGER-BOAVIDA, Lars-Eric, PETROVA, Mariia V., DIGERNES, Maria G., SANCHEZ, Nicolas, DUFOUR, Aurélie, SIMIĆ, Anica, NDUNGU, Kuria et ARDELAN, Murat V. Arctic Ocean's wintertime mercury concentrations limited by seasonal loss on the shelf. *Nature Geoscience*. août 2022. Vol. 15, n° 8, pp. 621-626. DOI 10.1038/s41561-022-00986-3.

35. POINT, D., SONKE, J. E., DAY, R. D., ROSENEAU, D. G., HOBSON, K. A., VANDER POL, S. S., MOORS, A. J., PUGH, R. S., DONARD, O. F. X. et BECKER, P. R. Methylmercury photodegradation influenced by sea-ice cover in Arctic marine ecosystems. *Nature Geoscience*. mars 2011. Vol. 4, n° 3, pp. 188-194. DOI 10.1038/geo1049.

36. AGATHER, Alison M., BOWMAN, Katlin L., LAMBORG, Carl H. et HAMMERSCHMIDT, Chad R. Distribution of mercury species in the Western Arctic Ocean (U.S. GEOTRACES GN01). *Marine Chemistry*. octobre 2019. Vol. 216, pp. 103686. DOI 10.1016/j.marchem.2019.103686.

37. BRAUNE, Birgit, CHÉTELAT, John, AMYOT, Marc, BROWN, Tanya, CLAYDEN, Meredith, EVANS, Marlene, FISK, Aaron, GADEN, Ashley, GIRARD, Catherine, HARE, Alex, KIRK, Jane, LEHNHERR, Igor, LETCHER, Robert, LOSETO, Lisa, MACDONALD, Robie, MANN, Erin, MCMEANS, Bailey, MUIR, Derek, O'DRISCOLL, Nelson, POULAIN, Alexandre, REIMER, Ken et STERN, Gary. Mercury in the marine environment of the Canadian Arctic: Review of recent findings. *Science of The Total Environment*. mars 2015. Vol. 509-510, pp. 67-90. DOI 10.1016/j.scitotenv.2014.05.133.

38. BROWN, Tanya M., FISK, Aaron T., WANG, Xiaowa, FERGUSON, Steven H., YOUNG, Brent G., REIMER, Ken J. et MUIR, Derek C.G. Mercury and cadmium in ringed seals in the Canadian Arctic: Influence of location and diet. *Science of The Total Environment*. mars 2016. Vol. 545-546, pp. 503-511. DOI 10.1016/j.scitotenv.2015.12.030.

39. DURNFORD, D., DASTOOR, A., RYZHKOV, A., POISSANT, L., PILOTE, M. et FIGUERAS-NIETO, D. How relevant is the deposition of mercury onto snowpacks? – Part 2: A modeling study. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 11 octobre 2012. Vol. 12, n° 19, pp. 9251-9274. DOI 10.5194/acp-12-9251-2012.

40. STEFFEN, A., BOTTENHEIM, J., COLE, A., EBINGHAUS, R., LAWSON, G. et LEAITCH, W. R. Atmospheric mercury speciation and mercury in snow over time at Alert, Canada. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 3 mars 2014. Vol. 14, n° 5, pp. 2219-2231. DOI 10.5194/acp-14-2219-2014.

41. LEMMEN, Donald S et BUSH, Elizabeth. *Canada's Changing Climate Report* [en ligne]. Ottawa : Government of Canada, 2019. [Consulté le 1 octobre 2023]. Environment and climate change Canada. Disponible à l'adresse: ISBN: 978-0-660-30222-5

42. KOVACS, K.M, BELIKOV, S., BOVENG, P., DESPORTES, G., FERGUSON, S., HANSEN, R., LAIDRE, K., STENSON, G., THOMAS, P., UGARTE, F. et VONGRAVEN, D. *State of the Arctic Marine Biodiversity Report Update : Marine Mammals* [en ligne]. Rapport technique. Akureyri, Iceland : Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, 2021. [Consulté le 16 novembre 2023]. State of the Arctic Marine Biodiversity Report (SAMBR) Update: 2021. Disponible à l'adresse: <https://oaarchive.arctic-council.org/server/api/core/bitstreams/6c34066a-63f7-4f90-9ab7-ef5466f9ebc6/content>
43. HOUDE, Magali, TARANU, Zofia E., WANG, Xiaowa, YOUNG, Brent, GAGNON, P., FERGUSON, Steve H., KWAN, Michael et MUIR, Derek C.G. Mercury in Ringed Seals (*Pusa hispida*) from the Canadian Arctic in Relation to Time and Climate Parameters. *Environmental Toxicology and Chemistry*. décembre 2020. Vol. 39, n° 12, pp. 2462-2474. DOI 10.1002/etc.4865.
44. The IUCN Red List of Threatened Species. *International Union for Conservation of Nature's Red List of Threatened Species*. [en ligne]. 2023. [Consulté le 21 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.iucnredlist.org/en>
45. North Atlantic Marine Mammal Commission. *NAMMCO*. [en ligne]. 2023. [Consulté le 3 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://nammco.no/>
46. FISHERIES, NOAA. NOAA Fisheries. *National Oceanic and Atmospheric Administration - U.S Department of Commerce*. [en ligne]. 2023. [Consulté le 7 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.fisheries.noaa.gov/National>
47. MUSEUM OF ZOOLOGY, University of Michigan. Animal Diversity Web. *Animal Diversity Web*. [en ligne]. 2020. [Consulté le 5 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://animaldiversity.org/>
48. FACCIOLA, Nadia, HOUDE, Magali, MUIR, Derek C.G., FERGUSON, Steven H. et MCKINNEY, Melissa A. Feeding and contaminant patterns of sub-arctic and arctic ringed seals: Potential insight into climate change-contaminant interactions. *Environmental Pollution*. novembre 2022. Vol. 313, pp. 120108. DOI 10.1016/j.envpol.2022.120108.
49. LE FAUCHEUR, Séverine, CAMPBELL, Peter G.C., FORTIN, Claude et SLAVEYKOVA, Vera I. Interactions between mercury and phytoplankton: Speciation, bioavailability, and internal handling: Mercury-phytoplankton interactions. *Environmental Toxicology and Chemistry*. juin 2014. Vol. 33, n° 6, pp. 1211-1224. DOI 10.1002/etc.2424.
50. PEDRO, Sara, FISK, Aaron T., FERGUSON, Steven H., HUSSEY, Nigel E., KESSEL, Steven T. et MCKINNEY, Melissa A. Limited effects of changing prey fish communities on food quality for aquatic predators in the eastern Canadian Arctic in terms of essential fatty acids, methylmercury and selenium. *Chemosphere*. 1 janvier 2019. Vol. 214, pp. 855-865. DOI 10.1016/j.chemosphere.2018.09.167.
51. POMERLEAU, Corinne, STERN, Gary A., PUĆKO, Monika, FOSTER, Karen L., MACDONALD, Robie W. et FORTIER, Louis. Pan-Arctic concentrations of mercury and stable isotope ratios of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) in marine zooplankton. *Science of The Total Environment*. mai 2016. Vol. 551-552, pp. 92-100. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.01.172.

52. FOSTER, Karen L., STERN, Gary A., PAZERNIUK, Monica A., HICKIE, Brendan, WALKUSZ, Wojciech, WANG, Feiyue et MACDONALD, Robie W. Mercury Biomagnification in Marine Zooplankton Food Webs in Hudson Bay. *Environmental Science & Technology*. 4 décembre 2012. Vol. 46, n° 23, pp. 12952-12959. DOI 10.1021/es303434p.
53. DIETZ, Rune, FORT, Jérôme, SONNE, Christian, ALBERT, Céline, BUSTNES, Jan Ove, CHRISTENSEN, Thomas Kjær, CIESIELSKI, Tomasz Maciej, DANIELSEN, Jóhannis, DASTNAI, Sam, EENS, Marcel, ERIKSTAD, Kjell Einar, GALATIUS, Anders, GARBUS, Svend-Erik, GILG, Olivier, HANSSSEN, Sveinn Are, HELANDER, Björn, HELBERG, Morten, JASPERS, Veerle L.B., JENSSEN, Bjørn Munro, JÓNSSON, Jón Einar, KAUHALA, Kaarina, KOLBEINSSON, Yann, KYHN, Line Anker, LABANSEN, Aili Lage, LARSEN, Martin Mørk, LINDSTØM, Ulf, REIERTSEN, Tone K., RIGÉT, Frank F., ROOS, Anna, STRAND, Jakob, STRØM, Hallvard, SVEEGAARD, Signe, SØNDERGAARD, Jens, SUN, Jiachen, TEILMANN, Jonas, THERKILDSEN, Ole Roland, THÓRARINSSON, Thorkell Lindberg, TJØRNLØV, Rune Skjold, WILSON, Simon et EULAERS, Igor. A risk assessment of the effects of mercury on Baltic Sea, Greater North Sea and North Atlantic wildlife, fish and bivalves. *Environment International*. janvier 2021. Vol. 146, pp. 106178. DOI 10.1016/j.envint.2020.106178.
54. WAGEMANN, Rudolf, TREBACZ, Ewa, BOILA, Gail et LOCKHART, W. L. Mercury species in the liver of ringed seals. *Science of The Total Environment*. 16 octobre 2000. Vol. 261, n° 1, pp. 21-32. DOI 10.1016/S0048-9697(00)00592-1.
55. GOUVERNEMENT DU CANADA. *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants*. [en ligne]. 6 juin 2002. DORS/2002-222. [Consulté le 30 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/dors-2002-222/TexteCompleet.html> Les ressources en ligne des lois et règlements codifiés du Canada Last Modified: 2023-06-09
56. COMMISSION REGULATION. *Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs*. [en ligne]. 19 décembre 2006. No 1881/2006. [Consulté le 17 septembre 2023]. Disponible à l'adresse: <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1881/2023-03-26/eng>
57. CODEX COMMITTEE ON CONTAMINANTS IN FOODS. *Discussion paper on maximum levels for methylmercury in fish*. février 2016. Codex Alimentarius.
58. CONSEIL GÉNÉRAL DE SEINE ET MARNE. Teneur en eau chez un homme adulte. *Office international de l'eau*. [en ligne]. 1 janvier 2014. [Consulté le 10 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://chiffrecl.eieau.fr/625>Inconnue
59. MILLE, Tiphaine, MAUFFRET, Aourel, BAUDRIER, Jérôme, WESSEL, Nathalie et BOUCHOUCHA, Marc. n° 2017-0503 : *Étude de la contamination chimique chez quatre espèces de poisson en méditerranée*. Rapport final des actions 2017-2018 du dispositif de suivi CONTAMED. Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur Corse, 2018.
60. SOBOLEV, Nikita, AKSENOV, Andrey, SOROKINA, Tatiana, CHASHCHIN, Valery, ELLINGSEN, Dag G., NIEBOER, Evert, VARAKINA, Yulia, VESELKINA, Elena, KOTSUR, Dmitry et THOMASSEN, Yngvar. Essential and non-essential trace elements in fish consumed by indigenous peoples of the European Russian Arctic. *Environmental Pollution*. octobre 2019. Vol. 253, pp. 966-973. DOI 10.1016/j.envpol.2019.07.072.

61. STERN, G. A. et MACDONALD, R. W. Biogeographic Provinces of Total and Methyl Mercury in Zooplankton and Fish from the Beaufort and Chukchi Seas: Results from the SHEBA Drift. *Environmental Science & Technology*. 1 juillet 2005. Vol. 39, n° 13, pp. 4707-4713. DOI 10.1021/es0482278.
62. LOSETO, L. L., STERN, G. A., DEIBEL, D., CONNELLY, T. L., PROKOPOWICZ, A., LEAN, D. R. S., FORTIER, L. et FERGUSON, S. H. Linking mercury exposure to habitat and feeding behaviour in Beaufort Sea beluga whales. *Journal of Marine Systems*. 1 décembre 2008. Vol. 74, n° 3, pp. 1012-1024. DOI 10.1016/j.jmarsys.2007.10.004.
63. CAMPBELL, Linda M., NORSTROM, Ross J., HOBSON, Keith A., MUIR, Derek C.G., BACKUS, Sean et FISK, Aaron T. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Science of The Total Environment*. décembre 2005. Vol. 351-352, pp. 247-263. DOI 10.1016/j.scitotenv.2005.02.043.
64. COMMISSION DE L'UNION DOUANIÈRE. *Exigences sanitaires-épidémiologiques et hygiéniques unifiées pour les produits (marchandises) soumis à une surveillance (contrôle) sanitaire-épidémiologique*. [en ligne]. 28 mai 2010. N°299. Disponible à l'adresse: https://eec.eaunion.org/comission/departement/depsanmer/regulation/P2_299.php
65. YURKOWSKI, David J., RICHARDSON, Evan S., LUNN, Nicholas J., MUIR, Derek C.G., JOHNSON, Amy C., DEROCHE, Andrew E., EHRMAN, Ashley D., HOUDE, Magali, YOUNG, Brent G., DEBETS, Cassandra D., SCIULLO, Luana, THIEMANN, Gregory W. et FERGUSON, Steven H. Contrasting Temporal Patterns of Mercury, Niche Dynamics, and Body Fat Indices of Polar Bears and Ringed Seals in a Melting Icescape. *Environmental Science & Technology*. 3 mars 2020. Vol. 54, n° 5, pp. 2780-2789. DOI 10.1021/acs.est.9b06656.
66. HARADA, M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*. 1995. Vol. 25, n° 1, pp. 1-24. DOI 10.3109/10408449509089885.
67. KREY, Anke, OSTERTAG, Sonja K. et CHAN, Hing Man. Assessment of neurotoxic effects of mercury in beluga whales (*Delphinapterus leucas*), ringed seals (*Pusa hispida*), and polar bears (*Ursus maritimus*) from the Canadian Arctic. *Science of The Total Environment*. mars 2015. Vol. 509-510, pp. 237-247. DOI 10.1016/j.scitotenv.2014.05.134.
68. BERNTSSEN, Marc H.G., AATLAND, Aase et HANDY, Richard D. Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquatic Toxicology*. octobre 2003. Vol. 65, n° 1, pp. 55-72. DOI 10.1016/S0166-445X(03)00104-8.
69. LAW, R.J. Metals in Marine Mammals. In : *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. CRC Press, 1996. pp. 357-376. ISBN 978-1-56670-071-9. Google-Books-ID: TglmWAZXkR4C
70. BASU, Niladri, KWAN, Michael et MAN CHAN, Hing. Mercury but not Organochlorines Inhibits Muscarinic Cholinergic Receptor Binding in the Cerebrum of Ringed Seals (*Phoca hispida*). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. juin 2006. Vol. 69, n° 12, pp. 1133-1143. DOI 10.1080/15287390500362394.

71. SERGEANT, D. E. et ARMSTRONG, F. A. J. Mercury in Seals from Eastern Canada. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 1973. Vol. 30, n° N°6, pp. 843-84. DOI 10.1139/f73-142.
72. DIETZ, Rune, LETCHER, Robert J., DESFORGES, Jean-Pierre, EULAERS, Igor, SONNE, Christian, WILSON, Simon, ANDERSEN-RANBERG, Emilie, BASU, Niladri, BARST, Benjamin D., BUSTNES, Jan Ove, BYTINGSVIK, Jenny, CIESIELSKI, Tomasz M., DREVNICK, Paul E., GABRIELSEN, Geir W., HAARR, Ane, HYLLAND, Ketil, JENSSEN, Bjørn Munro, LEVIN, Milton, MCKINNEY, Melissa A., NØRREGAARD, Rasmus Dyrmoose, PEDERSEN, Kathrine E., PROVENCHER, Jennifer, STYRISHAVE, Bjarne, TARTU, Sabrina, AARS, Jon, ACKERMAN, Joshua T., ROSING-ASVID, Aqqalu, BARRETT, Rob, BIGNERT, Anders, BORN, Erik W., BRANIGAN, Marsha, BRAUNE, Birgit, BRYAN, Colleen E., DAM, Maria, EAGLES-SMITH, Collin A., EVANS, Marlene, EVANS, Thomas J., FISK, Aaron T., GAMBERG, Mary, GUSTAVSON, Kim, HARTMAN, C. Alex, HELANDER, Björn, HERZOG, Mark P., HOEKSTRA, Paul F., HOUDE, Magali, HOYDAL, Katrin, JACKSON, Allyson K., KUCKLICK, John, LIE, Elisabeth, LOSETO, Lisa, MALLORY, Mark L., MILJETEIG, Cecilie, MOSBECH, Anders, MUIR, Derek C.G., NIELSEN, Sanna Túni, PEACOCK, Elizabeth, PEDRO, Sara, PETERSON, Sarah H., POLDER, Anuschka, RIGÉT, Frank F., ROACH, Pat, SAUNES, Halvor, SINDING, Mikkel-Holger S., SKAARE, Janneche U., SØNDERGAARD, Jens, STENSON, Garry, STERN, Gary, TREU, Gabriele, SCHUUR, Stacy S. et VÍKINGSSON, Gísli. Current state of knowledge on biological effects from contaminants on arctic wildlife and fish. *Science of The Total Environment*. décembre 2019. Vol. 696, pp. 133792. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.133792.
73. SMITH, Thomas G. et ARMSTRONG, F. A. J. Mercury in Seals, Terrestrial Carnivores, and Principal Food Items of the Inuit, from Holman, N. W.T. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 1 juin 1975. Vol. 32, n° 6, pp. 795-801. DOI 10.1139/f75-104.
74. DEHN, Larissa-A, SHEFFIELD, Gay G, FOLLMANN, Erich H, DUFFY, Lawrence K, THOMAS, Dana L, BRATTON, Gerald R, TAYLOR, Robert J et O'HARA, Todd M. Trace elements in tissues of phocid seals harvested in the Alaskan and Canadian Arctic: influence of age and feeding ecology. *Canadian Journal of Zoology*. 1 mai 2005. Vol. 83, n° 5, pp. 726-746. DOI 10.1139/z05-053.
75. MACMILLAN, Gwyneth A., AMYOT, Marc, DAOUST, Pierre-Yves et LEMIRE, Mélanie. Age-specific trace element bioaccumulation in grey seals from the Gulf of St. Lawrence. *Chemosphere*. mai 2022. Vol. 294, pp. 133640. DOI 10.1016/j.chemosphere.2022.133640.
76. WAGEMANN, R., STEWART, R. E. A., LOCKHART, W. L., STEWART, B. E. et POVOLEDO, M. Trace metals and methyl mercury: associations and transfer in harp seal (*phoca groenlandica*) mothers and their pups. *Marine Mammal Science*. octobre 1988. Vol. 4, n° 4, pp. 339-355. DOI 10.1111/j.1748-7692.1988.tb00542.x.
77. PLANQUE, Yann. Écologie trophique de deux espèces sympatriques de phoques en périphérie de leur aire de répartition. *Colloque des doctorants de La Rochelle Université*. Poster de thèse. 23 septembre 2021.
78. SONNE, Christian, ASPHOLM, Ole, DIETZ, Rune, ANDERSEN, Steen, BERNTSSEN, Marc H. G. et HYLLAND, Ketil. A study of metal concentrations and

metallothionein binding capacity in liver, kidney and brain tissues of three Arctic seal species. *Science of The Total Environment*. 1 décembre 2009. Vol. 407, n° 24, pp. 6166-6172. DOI 10.1016/j.scitotenv.2009.08.029.

79. DE LA VEGA, Camille, MAHAFFEY, Claire, YURKOWSKI, David J., NORMAN, Louisa, SIMPSON, Elysia, SMOUT, Sophie, FERGUSON, Steven H. et JEFFREYS, Rachel M. Biomarkers in Ringed Seals Reveal Recent Onset of Borealization in the High- Compared to the Mid-Latitude Canadian Arctic. *Frontiers in Marine Science*. 7 septembre 2021. Vol. 8, n° N°700687, pp. 11. DOI /10.3389/fmars.2021.700687.

80. MAIESE, Kenneth. Neurotransmission. *Édition professionnelle du Manuel MSD*. [en ligne]. avril 2022. [Consulté le 12 août 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.msdmanuals.com/fr/professional/troubles-neurologiques/neurotransmission/neurotransmission>

81. JOURDAN, Eric. *Les métallothionéines : protéines inductibles sous irradiation ultraviolette*. [en ligne]. Université Joseph Fourier, Faculté de pharmacie de Grenoble, 2001. [Consulté le 4 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01472897>

82. DAS, Krishna, SIEBERT, Ursula, GILLET, Audrey, DUPONT, Aurélie, DI-POÏ, Carole, FONFARA, Sonja, MAZZUCHELLI, Gabriel, DE PAUW, Edwin et DE PAUW-GILLET, Marie-Claire. Mercury immune toxicity in harbour seals: links to in vitro toxicity. *Environmental Health*. décembre 2008. Vol. 7, n° 1, pp. 52. DOI 10.1186/1476-069X-7-52.

83. Inuits : la fureur de survivre. *France Culture*. [en ligne]. Radio France, 11 janvier 2022. [Consulté le 7 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.radiofrance.fr/franceculture/podcasts/entendez-vous-l-eco/inuits-la-fureur-de-survivre-1504490>

84. *Angry Inuk*. . National Film Board of Canada, 2016.

85. NATIONS UNIES. Peuples autochtones. *Nations Unies*. [en ligne]. [Consulté le 16 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.un.org/fr/fight-racism/vulnerable-groups/indigenous-peoples>

86. UNESCO. Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones (DNUDPA). *UNESCO*. [en ligne]. 20 septembre 2017. [Consulté le 23 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://fr.unesco.org/indigenous-peoples/undrip>

87. FREEMAN, Minnie Aodla. Inuits. *The Canadian Encyclopedia*. [en ligne]. 8 octobre 2010. [Consulté le 12 août 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/inuit>

88. UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL. Territoires autochtones traditionnels. *Ohtera' L'art autochtone aujourd'hui*. [en ligne]. [Consulté le 8 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: https://ii.uqam.ca/images_interactives/territoires-autochtones-traditionnels-2/

89. Encyclopédie Canadienne. [en ligne]. [Consulté le 8 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr>

90. GOUVERNEMENT DU CANADA. *Loi sur le Nunavut*. [en ligne]. 10 juin 1993. CanLII. L.C. 1993, chap. 28. [Consulté le 8 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://laws.justice.gc.ca/fra/lois/N-28.6/index.html>
91. GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. Convention de la Baie-James et du Nord québécois et conventions complémentaires. *Les publications du Québec*. 1998.
92. INTERNATIONAL WORK GROUP FOR INDIGENOUS AFFAIRS. Indigenous Peoples in Greenland. *IWGIA*. [en ligne]. [Consulté le 8 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.iwgia.org/en/kalaallit-nunaat-greenland.html>
93. The Twelve Regions. *ANCSA Regional Association*. [en ligne]. [Consulté le 8 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://ancsaregional.com/the-twelve-regions/>
94. DUBREUIL, Antoine. La construction de territoires identitaires régionaux et locaux en Arctique. *Prospective et stratégie*. 2014. Vol. Numéros 4-5, n° 1-2, pp.157-174. DOI 10.3917/pstrat.004.0157.
95. THÉRIAULT, Sophie. *La terre nourricière des Inuit: le défi de la sécurité alimentaire au Nunavik et en Alaska*. . Droit. Faculté des études supérieures de l'Université Laval, 2009.
96. *MMPA_March2019.pdf*. [en ligne]. [Consulté le 8 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: https://www.mmc.gov/wp-content/uploads/MMPA_March2019.pdf
97. *Alaska National Interest Lands Conservation Act*. 2 décembre 1980. 94 STAT. 2371.
98. LOÏZZO, Clara et TIANO, Camille. Chapitre 7. L'émergence d'une géopolitique des peuples autochtones. In : *L'Arctique. À l'épreuve de la mondialisation et du réchauffement climatique*. Paris : Armand Colin, 2019. pp. 131-142. Perspectives géopolitiques. ISBN 978-2-200-62765-2.
99. MCD. Animisme. *Géoconfluences*. [en ligne]. 2016. [Consulté le 7 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/animisme>
100. *Entretien avec une anthropologue travaillant sur les relations avec les Inuits dans un contexte de changement climatique au Nunavut, Canada*. [Entretien semi directif]. 2 novembre 2023.
101. PETER, Aiju. « Nous sommes un peuple de mangeurs de phoque ! ». *Le Cercle Polaire*. janvier 2014. N° N°3, pp. 40-45.
102. CAMBOU, Dorothée. The Impact of the Ban on Seal Products on the Rights of Indigenous Peoples: A European Issue. *The Yearbook of Polar Law Online*. 2013. Vol. 5, n° 1, pp. 389-415. DOI 10.1163/22116427-91000131.
103. *Entretien avec un membre du bureau de l'organisation NAMMCO*. 23 octobre 2023.
104. BJERREGAARD, Peter et JEPPESEN, Charlotte. Inuit dietary patterns in modern Greenland. *International Journal of Circumpolar Health*. 18 février 2010. Vol. 69, n° 1, pp. 13-24. DOI 10.3402/ijch.v69i1.17387.

105. ARCTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME (AMAP). *AMAP Assessment 2021: Human Health in Arctic*. Tromsø, Norway: Arctic Monitoring and Assessment Programme, 2021. ISBN 978-82-7971-200-8
106. THE ALASKA STATE LEGISLATURE. *Code administrateur de l'Alaska*. [en ligne]. 11 janvier 2004. 5 AAC 92.069. [Consulté le 13 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.akleg.gov/basis/aac.asp#5.92.069>
107. INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA. ICES/NAFO/NAMMCO Working group on harp and Hooded Seals (WGHARP). *ICES Scientific Reports*. 2019. Vol. 1, n° N°72, pp. 196. DOI 10.17895/ICES.PUB.5617.
108. GOUVERNEMENT DU CANADA, Pêches et Océans Canada. Veiller à ce que la chasse au phoque soit effectuée sans cruauté. *Pêches et Océans Canada*. [en ligne]. 1 mars 2016. [Consulté le 23 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/seals-phoques/humane-sans-cruaute-fra.html> Last Modified: 2023-03-06
109. *Entretien avec un vétérinaire ayant travaillé sur la chasse aux phoques au Canada et spécialiste de la gestion de la santé de la faune sauvage*. 22 décembre 2023.
110. GOUVERNEMENT DU CANADA. *Règlement sur les mammifères marins*. [en ligne]. 22 mars 2006. DORS/93-56. [Consulté le 27 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-93-56/index.html> Last Modified: 2018-11-02
111. PÊCHES ET OCÉANS CANADA. Gestion des phoques sur la côte Est du Canada. *Gouvernement du Canada*. [en ligne]. 12 mai 2022. [Consulté le 3 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.canada.ca/fr/peches-oceans/nouvelles/2022/05/gestion-des-phoques-sur-la-cote-est-du-canada.html> Last Modified: 2022-05-12
112. WINSNES, Charlotte. Harp Seal. *NAMMCO*. [en ligne]. 16 novembre 2016. [Consulté le 10 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://nammco.no/harp-seal/>
113. GOUVERNEMENT DU CANADA, Pêches et Océans Canada. Vision stratégique : Rétablissement et gestion durable à long terme – Stock de morue du sud du golfe Saint Laurent. *Pêches et Océans Canada*. [en ligne]. 23 novembre 2005. [Consulté le 3 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/initiatives/cod-morue/strategie-gulf-fra.html#ann1> Last Modified: 2005-11-23
114. TIAN, Wenjing, EGELAND, Grace M., SOBOL, Isaac et CHAN, Hing Man. Mercury hair concentrations and dietary exposure among Inuit preschool children in Nunavut, Canada. *Environment International*. janvier 2011. Vol. 37, n° 1, pp. 42-48. DOI 10.1016/j.envint.2010.05.017.
115. STATISTICS CANADA. Statistics Canada: Canada's national statistical agency. [en ligne]. [Consulté le 15 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.statcan.gc.ca/en/start>
116. MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS. Situation des phoques du Groenland, *Pagophilus groenlandicus*, de l'Atlantique Nord-Ouest en 2019. *Secrétariat canadien de consultation scientifique*. mars 2020. N° 2020/020.

117. DAOUST, Pierre-Yves et CARAGUEL, Charles. The Canadian harp seal hunt: Observations on the effectiveness of procedures to avoid poor animal welfare outcomes. *Animal Welfare*. 1 novembre 2012. Vol. 21. DOI 10.7120/09627286.21.4.445.
118. JEPPESEN, Charlotte, EIKA JØRGENSEN, Marit et BJERREGAARD, Peter. Assessment of consumption of marine food in Greenland by a food frequency questionnaire and biomarkers. *International Journal of Circumpolar Health*. 31 janvier 2012. Vol. 71, n° 1, pp. 18361. DOI 10.3402/ijch.v71i0.18361.
119. ADLARD, Bryan, LEMIRE, Mélanie, BONEFELD-JØRGENSEN, Eva C., LONG, Manhai, ÓLAFSDÓTTIR, Kristín, ODLAND, Jon O., RAUTIO, Arja, MYLLYNEN, Päivi, SANDANGER, Torkjel M., DUDAREV, Alexey A., BERGDAHL, Ingvar A., WENNERBERG, Maria, BERNER, James et AYOTTE, Pierre. MercuNorth – monitoring mercury in pregnant women from the Arctic as a baseline to assess the effectiveness of the Minamata Convention. *International Journal of Circumpolar Health*. 1 janvier 2021. Vol. 80, n° 1, pp. 1881345. DOI 10.1080/22423982.2021.1881345.
120. NAMMCO. *Regulations on seals in Greenland*. [en ligne]. 2013. [Consulté le 26 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://nammco.no/wp-content/uploads/2019/12/summary-of-regulations-on-seals-in-greenland.pdf>
121. Grønlands Statistik. [en ligne]. [Consulté le 3 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://stat.gl/dialog/topmain.asp?lang=en&subject=Fisheries%20and%20Catch&sc=FI>
122. Caught of mammals and birds, Greenland by species and time. *StatBank Greenland*. [en ligne]. [Consulté le 26 septembre 2023]. Disponible à l'adresse: https://bank.stat.gl/pxweb/en/Greenland/Greenland__FI__FI20/FIXFANGST.px/table/tableViewLayout1/?rxid=FIX01226-09-2023%2005%3A30%3A13
123. CODEX ALIMENTARIUS. CXS 193-1995 : *Norme générale pour les contaminants et les toxines présents dans les produits de consommation humaine et animale*. Normes internationales. 2019.
124. ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ. *Exposition au mercure : un problème majeur de santé publique*. . Deuxième édition. Organisation Mondiale de la Santé, 2021. Prévenir les maladies grâce à des environnements sains. ISBN 978-92-4-002515-8.
125. MCLAUGHLIN, Joe et GESSNER, Bradford. Fish Consumption Advice for Alaskans: A Risk Management Strategy to Optimize the Public's Health. *State of Alaska Epidemiology*. 15 octobre 2007. Vol. 11, n° N°4.
126. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY WASHINGTON, OFFICE OF WATER et OFFICE OF SCIENCE AND TECHNOLOGY. EPA-823-R-01-001 : *Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury-Final*. 2001.
127. PROGRAMME INTERORGANISATIONS POUR LA GESTION RATIONNELLE DES PRODUITS CHIMIQUES. *Évaluation mondiale du mercure*. Genève, Suisse : Programme des Nations Unies pour l'Environnement, 2002.
128. GOUVERNEMENT DU CANADA. Mercury in Fish - Questions and Answers. *Gouvernement du Canada*. [en ligne]. 13 mars 2007. [Consulté le 17 septembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/food-nutrition/food->

safety/chemical-contaminants/environmental-contaminants/mercury/mercury-fish-questions-answers.htmlLast Modified: 2019-11-27

129. PARAJULI, Rajendra Prasad, GOODRICH, Jaclyn M., CHAN, Laurie H.M., AYOTTE, Pierre, LEMIRE, Melanie, HEGELE, Robert A. et BASU, Niladri. Genetic polymorphisms are associated with exposure biomarkers for metals and persistent organic pollutants among Inuit from the Inuvialuit Settlement Region, Canada. *Science of The Total Environment*. septembre 2018. Vol. 634, pp. 569-578. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.03.331.

130. GOUVERNEMENT DU CANADA. Mercury: Your Health and the Environment: A Resource Tool. *Gouvernement du Canada*. [en ligne]. 26 octobre 2004. [Consulté le 3 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/mercury-your-health-environment-resource-tool.html>Last Modified: 2007-12-14

131. LEMIRE, M., KWAN, M., LAOUAN-SIDI, A.E., MUCKLE, G., PIRKLE, C., AYOTTE, P. et DEWAILLY, E. Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec. *Science of The Total Environment*. mars 2015. Vol. 509-510, pp. 248-259. DOI 10.1016/j.scitotenv.2014.07.102.

132. BOUCHER, Olivier, JACOBSON, Sandra W., PLUSQUELLEC, Pierrich, DEWAILLY, Éric, AYOTTE, Pierre, FORGET-DUBOIS, Nadine, JACOBSON, Joseph L. et MUCKLE, Gina. Prenatal Methylmercury, Postnatal Lead Exposure, and Evidence of Attention Deficit/Hyperactivity Disorder among Inuit Children in Arctic Québec. *Environmental Health Perspectives*. octobre 2012. Vol. 120, n° 10, pp. 1456-1461. DOI 10.1289/ehp.1204976.

133. JACOBSON, Joseph L., MUCKLE, Gina, AYOTTE, Pierre, DEWAILLY, Éric et JACOBSON, Sandra W. Relation of Prenatal Methylmercury Exposure from Environmental Sources to Childhood IQ. *Environmental Health Perspectives*. août 2015. Vol. 123, n° 8, pp. 827-833. DOI 10.1289/ehp.1408554.

134. DALLAIRE, Renée, DEWAILLY, Éric, AYOTTE, Pierre, FORGET-DUBOIS, Nadine, JACOBSON, Sandra W., JACOBSON, Joseph L. et MUCKLE, Gina. Exposure to organochlorines and mercury through fish and marine mammal consumption: Associations with growth and duration of gestation among Inuit newborns. *Environment International*. avril 2013. Vol. 54, pp. 85-91. DOI 10.1016/j.envint.2013.01.013.

135. RICE, D. et BARONE, S. Critical periods of vulnerability for the developing nervous system: evidence from humans and animal models. *Environmental Health Perspectives*. juin 2000. Vol. 108 Suppl 3, n° Suppl 3, pp. 511-533. DOI 10.1289/ehp.00108s3511.

136. SAINT-AMOUR, Dave, ROY, Marie-Sylvie, BASTIEN, Célyne, AYOTTE, Pierre, DEWAILLY, Éric, DESPRÉS, Christine, GINGRAS, Suzanne et MUCKLE, Gina. Alterations of visual evoked potentials in preschool Inuit children exposed to methylmercury and polychlorinated biphenyls from a marine diet. *NeuroToxicology*. 1 juillet 2006. Vol. 27, n° 4, pp. 567-578. DOI 10.1016/j.neuro.2006.02.008.

137. PACKULL-MCCORMICK, Sara, RATELLE, Mylène, LAM, Christina, NAPENAS, Jean, BOUCHARD, Michèle, SWANSON, Heidi et LAIRD, Brian Douglas. Hair to blood mercury concentration ratios and a retrospective hair segmental mercury analysis in the

Northwest Territories, Canada. *Environmental Research*. janvier 2022. Vol. 203, pp. 111800. DOI 10.1016/j.envres.2021.111800.

138. LEGRAND, Melissa, FEELEY, Mark, TIKHONOV, Constantine, SCHOEN, Deborah et LI-MULLER, Angela. Methylmercury Blood Guidance Values for Canada. *Canadian Journal of Public Health*. janvier 2010. Vol. 101, n° 1, pp. 28-31. DOI 10.1007/BF03405557.

139. GOUVERNEMENT DU CANADA. Cinquième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. *Gouvernement du Canada*. [en ligne]. 13 novembre 2019. [Consulté le 14 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/cinquieme-rapport-biosurveillance-humaine/page-7.html> Last Modified: 2019-11-13

140. *MercuryandHumanHealthChapter14.2016.pdf*.

141. TIMMERMANN, Clara Amalie Gade, PEDERSEN, Henning Sloth, BUDTZ-JØRGENSEN, Esben, BJERREGAARD, Peter, OULHOTE, Youssef, WEIHE, Pál, NIELSEN, Flemming et GRANDJEAN, Philippe. Environmental chemical exposures among Greenlandic children in relation to diet and residence. *International Journal of Circumpolar Health*. 1 janvier 2019. Vol. 78, n° 1, pp. 1642090. DOI 10.1080/22423982.2019.1642090.

142. JOHANSEN, Poul, MULVAD, Gert, PEDERSEN, Henning Sloth, HANSEN, Jens C. et RIGET, Frank. Human accumulation of mercury in Greenland. *Science of The Total Environment*. mai 2007. Vol. 377, n° 2-3, pp. 173-178. DOI 10.1016/j.scitotenv.2007.02.004.

143. LAIRD, Brian D., GONCHAROV, Alexey B., EGELAND, Grace M. et MAN CHAN, Hing. Dietary Advice on Inuit Traditional Food Use Needs to Balance Benefits and Risks of Mercury, Selenium, and n3 Fatty Acids. *The Journal of Nutrition*. juin 2013. Vol. 143, n° 6, pp. 923-930. DOI 10.3945/jn.112.173351.

144. KRÜMMEL, Eva M. The circumpolar inuit health summit: A summary. *International Journal of Circumpolar Health*. 18 octobre 2009. Vol. 68, n° 5, pp. 509-518. DOI 10.3402/ijch.v68i5.17381.

145. D'SOUZA, Patricia. *National Inuit Suicide Prevention Strategy* [en ligne]. Inuit Tapiriit Kanatami, 2016. [Consulté le 21 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.itk.ca/national-inuit-suicide-prevention-strategy/>

146. LÉVESQUE, Francis. Le contrôle des chiens dans trois communautés du Nunavik au milieu du 20e siècle. *Études/Inuit/Studies*. 2010. Vol. 34, n° 2, pp. 149-166. DOI 10.7202/1004074ar.

147. INUIT TAPIRIIT KANATAMI. ISBN : 978-1-989179-00-0 : *Inuit Statistical Profile 2018*. Profil statistique. 2018.

148. INUIT CIRCUMPOLAR COUNCIL-ALASKA. *Alaskan inuit food security conceptual framework : how to assess the arctic from an inuit perspective*. Summary and Recommendations Report. Anchorage : Inuit Circumpolar Council-Alaska, 2015. Inuit Circumpolar Council-Alaska2015. Alaskan Inuit Food Security Conceptual Framework: How to Assess the Arctic From an Inuit Perspective: Summary Report and Recommendations Report. Anchorage, AK.

149. OTIS, Ghislain et THÉRIAULT, Sophie. Inuit subsistence rights in Nunavik: A legal perspective of food security in the Arctic. *From land to food, from values to rules*. juin 2010.
150. FORD, James D., CLARK, Dylan et NAYLOR, Angus. Food insecurity in Nunavut: are we going from bad to worse? *Canadian Medical Association Journal*. 21 mai 2019. Vol. 191, n° 20, pp. E550-E551. DOI 10.1503/cmaj.190497.
151. LAMB DEN, Jill, RECEVEUR, Olivier, MARSHALL, Joan et KUHNLEIN, Harriet. Traditional and market food access in Arctic Canada is affected by economic factors. *International Journal of Circumpolar Health*. 18 septembre 2006. Vol. 65, n° 4, pp. 331-340. DOI 10.3402/ijch.v65i4.18117.
152. KUHNLEIN, Harriet V. et CHAN, Hing Man. Environment and contaminants in traditional food systems of northern Indigenous peoples. . 2000. Vol. 20:595-626, pp. 595-626. DOI 10.1146/annurev.nutr.20.1.595.
153. *mv2022_s1_grossesse.pdf*. [en ligne]. [Consulté le 27 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/mieux-vivre/pdf/mv2022_s1_grossesse.pdf
154. PRODUITS DE PHOQUE CANADIEN. Questions fréquentes. *Produits de phoque canadien*. [en ligne]. [Consulté le 27 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://canadiansealproducts.com/fr/faq>
155. CHAREST, Paul et PLOURDE, Michel. La chasse au phoque : une activité multimillénaire. *Recherches amérindiennes au Québec*. 2003. Vol. 33, n° 1, pp. 3. DOI 10.7202/1082798ar.
156. DRIEUX, Christiane. *Les Inughuit, chasseurs de narvals. Évolution et adaptations des savoirs et savoir-faire dans un environnement en changement*. . École doctorale de l'EPHE. Paris : Université de recherche Paris Sciences et Lettres, 2019.
157. GOUVERNEMENT DU CANADA. Marché des produits du phoque. *Pêches et Océans Canada*. [en ligne]. 1 mars 2016. [Consulté le 26 septembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/seals-phoques/market-marche-fra.html>Last Modified: 2016-03-01
158. KUHNLEIN, Harriet V., ERASMUS, Bill, SPIGELSKI, Dina et FAO (éd.). *Indigenous peoples' food systems: the many dimensions of culture, diversity and environment for nutrition and health*. . Reprinted. Rome : Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2009. ISBN 978-92-5-106071-1.
159. KENNY, Tiff-Annie. Climate change, contaminants, and country food: collaborating with communities to promote food security in the Arctic. In : *Predicting Future Oceans*. Elsevier, 2019. pp. 249-263. ISBN 978-0-12-817945-1.
160. REDVERS, Nicole, AUBREY, Paula, CELIDWEN, Yuria et HILL, Kyle. Indigenous Peoples: Traditional knowledges, climate change, and health. *PLOS Global Public Health*. 13 octobre 2023. Vol. 3, n° 10, pp. e0002474. DOI 10.1371/journal.pgph.0002474.
161. UNESCO - L'espace culturel de Kihnu. [en ligne]. [Consulté le 16 novembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://ich.unesco.org/fr/RL/l-espace-culturel-de-kihnu-00042>

162. CANDOW, James E. *Des hommes et des phoques: histoire de la chasse au phoque à Terre-Neuve.* . Ottawa : Lieux et des parcs historique nationaux, Service canadien des parcs, Environnement Canada, 1989. ISBN 0-660-92502-8.
163. MARTIN, Nastassja. *Les âmes sauvages. Face à l'Occident, la résistance d'un peuple d'Alaska.* . Paris : La Découverte, 2016. Sciences humaines. ISBN 978-2-7071-8957-8. Cairn.info
164. *Entretien avec un ethnologue spécialiste de la politique maritime.* 13 juillet 2023.
165. CORDIER, S., ANASSOUR-LAOUAN-SIDI, E., LEMIRE, M., COSTET, N., LUCAS, M. et AYOTTE, P. Association between exposure to persistent organic pollutants and mercury, and glucose metabolism in two Canadian Indigenous populations. *Environmental Research*. 1 mai 2020. Vol. 184, pp. 109345. DOI 10.1016/j.envres.2020.109345.
166. FUMAGALLI, Matteo, MOLTKE, Ida, GRARUP, Niels, RACIMO, Fernando, BJERREGAARD, Peter, JØRGENSEN, Marit E., KORNELIUSSEN, Thorfinn S., GERBAULT, Pascale, SKOTTE, Line, LINNEBERG, Allan, CHRISTENSEN, Cramer, BRANDSLUND, Ivan, JØRGENSEN, Torben, HUERTA-SÁNCHEZ, Emilia, SCHMIDT, Erik B., PEDERSEN, Oluf, HANSEN, Torben, ALBRECHTSEN, Anders et NIELSEN, Rasmus. Greenlandic Inuit show genetic signatures of diet and climate adaptation. *Science*. 18 septembre 2015. Vol. 349, n° 6254, pp. 1343-1347. DOI 10.1126/science.aab2319.
167. WALKER, Virginia K., DAS, Pranab, LI, Peiwen, LOUGHEED, Stephen C., MONIZ, Kristy, SCHOTT, Stephan, QITSUALIK, James et KOCH, Iris. Identification of Arctic Food Fish Species for Anthropogenic Contaminant Testing Using Geography and Genetics. *Foods*. 8 décembre 2020. Vol. 9, n° 12, pp. 1824. DOI 10.3390/foods9121824.
168. ADAMOUCHE, Thérèse Yéro, RIVA, Mylène, MUCKLE, Gina, LAOUAN SIDI, Elhadji Anassour, LEMIRE, Mélanie et AYOTTE, Pierre. Blood mercury and plasma polychlorinated biphenyls concentrations in pregnant Inuit women from Nunavik: Temporal trends, 1992–2017. *Science of The Total Environment*. novembre 2020. Vol. 743, pp. 140495. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.140495.
169. AYOTTE, Pierre, CARRIER, Antoine, OUELLET, Nathalie, BOITEAU, Véronique, ABDOUS, Belkacem, SIDI, Elhadji Anassour Laouan, CHÂTEAU-DEGAT, Marie-Ludivine et DEWAILLY, Éric. Relation between Methylmercury Exposure and Plasma Paraoxonase Activity in Inuit Adults from Nunavik. *Environmental Health Perspectives*. août 2011. Vol. 119, n° 8, pp. 1077-1083. DOI 10.1289/ehp.1003296.
170. KENNY, Tiff-Annie, FILLION, Myriam, MACLEAN, Jullian, WESCHE, Sonia D. et CHAN, Hing Man. Calories are cheap, nutrients are expensive – The challenge of healthy living in Arctic communities. *Food Policy*. octobre 2018. Vol. 80, pp. 39-54. DOI 10.1016/j.foodpol.2018.08.006.
171. FUMEY, Gilles. Dans l'assiette, les Inuits sont-ils en train de perdre le Nord ? In : “ *Identités du Nord* ”. Rouen, France, mars 2007.
172. KOLENDO, Anna Elzbieta. How the Yup'ik People Inform Us About Climate Change. *Earth.Org*. [en ligne]. 19 septembre 2023. [Consulté le 23 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://earth.org/how-can-indigenous-people-inform-us-about-climate-change-perspectives-of-the-yupik/>

173. HOUDE, Magali, KRÜMMEL, Eva M., MUSTONEN, Tero, BRAMMER, Jeremy, BROWN, Tanya M., CHÉTELAT, John, DAHL, Parnuna Egede, DIETZ, Rune, EVANS, Marlene, GAMBERG, Mary, GAUTHIER, Marie-Josée, GÉRIN-LAJOIE, José, HAUPTMANN, Aviaja Lyberth, HEATH, Joel P., HENRI, Dominique A., KIRK, Jane, LAIRD, Brian, LEMIRE, Mélanie, LENNERT, Ann E., LETCHER, Robert J., LORD, Sarah, LOSETO, Lisa, MACMILLAN, Gwyneth A., MIKAELSSON, Stefan, MUTTER, Edda A., O'HARA, Todd, OSTERTAG, Sonja, ROBARDS, Martin, SHADRIN, Vyacheslav, SMITH, Merran, STIMMELMAYR, Raphaela, SUDLOVENICK, Enooyaq, SWANSON, Heidi, THOMAS, Philippe J., WALKER, Virginia K. et WHITING, Alex. Contributions and perspectives of Indigenous Peoples to the study of mercury in the Arctic. *Science of The Total Environment*. octobre 2022. Vol. 841, pp. 156566. DOI 10.1016/j.scitotenv.2022.156566.
174. CHAPMAN, J. M. et SCHOTT, S. Knowledge coevolution: generating new understanding through bridging and strengthening distinct knowledge systems and empowering local knowledge holders. *Sustainability Science*. mai 2020. Vol. 15, n° 3, pp. 931-943. DOI 10.1007/s11625-020-00781-2.
175. ELOKA. Arctique circumpolaire - Atlas Nunaliit. *L'Atlas et le savoir autochtone dans un Arctique en évolution*. [en ligne]. [Consulté le 21 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.arcticcbm.org/index.html>
176. CONSEIL CIRCUMPOLAIRE INUIT. Voix unie de l'Arctique. [en ligne]. 14 décembre 2018. [Consulté le 21 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.inuitcircumpolar.com/>
177. BINGGELI, Mirjana. Les chasseurs du nord du Groenland demandent de l'aide. *Polarjournal*. [en ligne]. 3 janvier 2024. [Consulté le 5 janvier 2024]. Disponible à l'adresse: <https://polarjournal.ch/fr/2024/01/03/les-chasseurs-du-nord-du-groenland-demandent-de-laide/>
178. GOUVERNEMENT DU CANADA. Importance de la chasse au phoque. *Pêches et Océans Canada*. [en ligne]. 1 mars 2016. [Consulté le 26 septembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/seals-phoques/harvest-importance-chasse-fra.html>
179. CHEN, Yu, LI, Xige, LIU, Shuchen et XU, Shiyao. Canadian Seal Hunt | Student Research on Environment and Sustainability Issues. *The University of British Columbia*. [en ligne]. 2015. [Consulté le 26 septembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://environment.geog.ubc.ca/a-report-on-the-canadian-seal-hunt/>
180. *Inuit Tapiriit Kanatami and Others vs European Parliament and Council of the European Union*. [en ligne]. 3 octobre 2013. Case C-583/11 P. [Consulté le 23 octobre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A62011CJ0583>
181. GOUVERNEMENT DU CANADA. *Loi sur la Journée du patrimoine national en matière de chasse, de piégeage et de pêche*. [en ligne]. 6 novembre 2014. L.C. 2014, chap. 26. [Consulté le 27 décembre 2023]. Disponible à l'adresse: <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N-11.5/TexteCompleet.html>

Annexes

Annexe 1- Recommandations de l'Union Européenne vis-à-vis du mercure dans les produits de la pêche (56)

<p>Produits de la pêche et chair musculaire de poisson, à l'exclusion des espèces énumérées aux points suivants. La teneur maximale pour les crustacés s'applique à la chair musculaire des appendices et de l'abdomen.</p>	<p>0,50 mg/kg poids frais</p>
<p>Chair musculaire des poissons suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> Pageot acarné (<i>Pagellus acarne</i>) Sabre noir (<i>Aphanopus carbo</i>) Dorade rose (<i>Pagellus bogaraveo</i>) Bonite (<i>Sarda sarda</i>) Pageot commun (<i>Pagellus erythrinus</i>) Escolier noir (<i>Lepidocybium flavobrunneum</i>) Flétan de l'Atlantique (<i>Hippoglossus species</i>) Abadèche du Cap (<i>Genypterus capensis</i>) Marlin (<i>Makaira species</i>) Cardine (<i>Lepidorhombus species</i>) Rouvet (<i>Ruvettus pretiosus</i>) Hoplostète orange (<i>Hoplostethus atlanticus</i>) Abadèche rose (<i>Genypterus blacodes</i>) Brochet (<i>Esox species</i>) Palomète (<i>Orcynopsis unicolor</i>) Capelan de Méditerranée (<i>Tricopterus species</i>) Rouget de vase (<i>Mullus barbatus barbatus</i>) Grenadier de roche (<i>Coryphaenoides rupestris</i>) Voilier de l'Atlantique (<i>Istiophorus species</i>) Sabre argenté (<i>Lepidopus caudatus</i>) Escolier serpent (<i>Gempylus serpens</i>) Esturgeon (<i>Acipenser species</i>) Rouget-barbet de roche (<i>Mullus surmuletus</i>) Thon (<i>Thunnus species</i>, <i>Euthynnus species</i>, <i>Katsuwonus pelamis</i>) Requins (toutes espèces) Espadon (<i>Xiphias gladius</i>) 	<p>1,0 mg/kg poids frais</p>
<p>Céphalopodes Gastéropodes marins Chair musculaire des poissons suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> Anchois (<i>Engraulis species</i>) Lieu d'Alaska (<i>Theragra chalcogrammus</i>) Cabillaud (<i>Gadus morhua</i>) Hareng de l'Atlantique (<i>Clupea harengus</i>) Pangasius (<i>Pangasius bocourti</i>) 	<p>0,30 mg/kg poids frais</p>

<p>Carpes (espèces appartenant à la famille des cyprinidés)</p> <p>Limande (<i>Limanda limanda</i>)</p> <p>Maquereau (<i>Scomber species</i>)</p> <p>Flet d'Europe (<i>Platichthys flesus</i>)</p> <p>Plie d'Europe (<i>Pleuronectes platessa</i>)</p> <p>Sprat (<i>Sprattus sprattus</i>)</p> <p>Silure de verre géant (<i>Pangasianodon gigas</i>)</p> <p>Lieu jaune (<i>Pollachius pollachius</i>)</p> <p>Lieu noir (<i>Pollachius virens</i>)</p> <p>Saumon & truite (<i>Salmo species</i> et <i>Oncorhynchus species</i>, à l'exclusion de <i>Salmo trutta</i>)</p> <p>Sardine (<i>Dussumieria species</i>, <i>Sardina species</i>, <i>Sardinella species</i> et <i>Sardinops species</i>)</p> <p>Sole (<i>Solea solea</i>)</p> <p>Silure requin (<i>Pangasianodon hypothalamus</i>)</p> <p>Merlan (<i>Merlangius merlangus</i>)</p>	
---	--

Annexe 2 - Guide d'entretien d'un ethnologue maritime et polaire (13 juillet 2023)

Le but des entretiens menés a été de préciser et d'illustrer des notions spécifiques. Ils m'ont permis d'orienter dans certaines directions mes idées et mes recherches.

Chacun des entretiens ont eu pour préambule un mail demandant des informations sur des sujets spécifiques, avec des questions autour, amenant ensuite à un souhait d'échanger.

Les guides d'entretien semi-directif présentés sont une trame amenant à des réponses ouvertes qui peuvent aller au-delà de la question.

Pour protéger les avis personnels, tous les entretiens sont anonymisés.

1. Présentation de l'expert et de ses travaux
2. Première thématique : Prise en charge par les autorités de la problématique du mercure dans l'alimentation des Inuits
 - a. Y-a-t' il des messages claires des autorités pour orienter l'alimentation ?
 - b. Est-ce que la création du Conseil Circumpolaire Inuit facilite l'harmonisation des décisions et de la prise en charge ?
3. Deuxième thématique : La considération de l'alimentation contaminée, par les Inuits
 - a. Est-ce que les Inuits ont conscience que leur alimentation peut-être contaminée ?
 - b. Comment est considérée l'alimentation traditionnelle actuellement par les Inuits ?
4. Troisième thématique : La gestion de la chasse autochtone dans les quatre états
 - a. Est-ce que les pays ont mis en place des politiques publiques de régulation de la chasse pour les autochtones ?
 - b. Est-ce que les quotas annuels touchent aussi les autochtones ?

Annexe 3 - Guide d'entretien d'un membre du bureau de l'organisation NAMMCO

(23 octobre 2023)

1. Présentation de l'expert, de l'organisation NAMMCO et de ses travaux
2. Première thématique : La chasse aux phoques
 - a. Quelle est la différence entre la chasse autochtone et la chasse dite commerciale ?
 - b. Quelles sont les techniques de chasse utilisées ?
 - c. Quelles sont les méthodes qui garantissent au mieux le bien-être animal ?
 - d. Est-ce qu'il y a des quotas ou des phoques protégés vis-à-vis de la chasse autochtone ?
3. Deuxième thématique : L'utilisation des phoques par les Inuits
 - a. Est-ce que les Inuits continuent à valoriser les peaux de phoques ?
 - b. L'interdiction d'importer des peaux de phoques dans l'Union Européenne a-t-elle eu un impact sur les Inuits ?
4. Troisième thématique : La sécurité alimentaire des Inuits
 - a. En dehors de la chasse et la pêche, est-ce qu'il est facile pour eux de s'alimenter ?
 - b. Est-ce que les projets de serres fonctionnent en Arctique pour garantir une sécurité alimentaire de Inuits ?
5. Quatrième thématique : Les relations internationales du Groenland
 - a. Comment sont partagés les pouvoirs législatifs entre les Danemark et le Groenland ?
 - b. Quelles sont les relations et l'implication de l'Union Européenne vis-à-vis du Groenland ?

Annexe 4 - Guide d'entretien d'une anthropologue travaillant sur les relations avec les Inuits dans un contexte de changement climatique au Nunavut, Canada (2 novembre 2023)

1. Présentation de l'expert et de ses travaux
2. Première thématique : La chasse aux phoques dans les communautés inuites
 - a. Est-ce que la chasse aux phoques est encore pratiquée dans les communautés ?
 - b. Quelle est la place de la chasse dans leurs quotidiens ?
 - c. Est-ce que l'évolution des techniques de chasse a impliqué une manière différente de penser la chasse ?
3. Deuxième thématique : Rapports des Inuits à leur alimentation
 - a. Quelles sont les considérations des Inuits envers les aliments importés ?
 - b. Quelles sont les considérations des Inuits envers les aliments dits traditionnels ?
 - c. Est-ce que les contaminants dans l'alimentation est un sujet de préoccupation des communautés inuites ?
 - d. Est-ce que les projets de serres fonctionnent dans les communautés inuites et participent à la diminution de l'insécurité alimentaire ?
 - e. Est-ce que la notion de « bien-être animal » avancée par l'Union Européenne, lors de l'interdiction d'importer des produits dérivés du phoque, est comprise par les Inuits ? Est-ce que la culture inuite contient aussi cette notion ?
4. Troisième thématique : La réconciliation entre le gouvernement canadien et les Inuits
 - a. Comment sont considérés actuellement les Inuits au sein de la société canadienne ?
 - b. Est-ce que la volonté de réconciliation du gouvernement canadien a influencé l'autonomie des peuples autochtones ?

Annexe 5 - Guide d'entretien d'un vétérinaire ayant travaillé sur la chasse aux phoques au Canada et spécialiste de la gestion de la santé de la faune sauvage (22 décembre 2023)

1. Présentation de l'expert et de ses travaux
2. Première thématique : La formation des chasseurs à la chasse aux phoques
 - a. Pour vous, quelle est la définition du bien-être animal et quelle est la différence entre bien-être et bienveillance ?
 - b. Quelles sont les méthodes utilisées pour l'abattage des phoques ?
 - c. Quelle est la réglementation canadienne sur la chasse aux phoques ?
 - d. Quelle était la vision des chasseurs autochtones ou non par rapport à ces formations ?
3. Deuxième thématique : La notion de bien-être chez le phoque
 - a. Qu'est ce qui constitue le bien-être chez les phoques, dans le cadre de la chasse ?
 - b. Quelle est la meilleure méthode d'abattage pour garantir le bien-être ?
 - c. Qu'est ce qui atteint le plus le bien-être des phoques dans la chasse ?
4. Troisième thématique : La vision animiste des Inuits
 - a. Comment s'applique au quotidien cette vision animiste des Inuits ?
 - b. Quelle a été l'impact de la décision européenne d'interdire les produits dérivés des phoques en Union Européenne ?

CONTAMINATION DES INUITS AU MERCURE PAR LA CHAÎNE TROPHIQUE DES PHOQUES

Auteur

GAU Romane

Résumé

Le mercure représente un enjeu de santé publique actuel pour les Inuits, notamment dû à leur régime alimentaire à base de viande de phoque. La santé des espèces marines, tels que les poissons et les phoques, est également impactée. Les émissions de mercure, responsables de ces contaminations, proviennent de tous les pays de l'hémisphère nord. La responsabilité étant mondiale, un consensus est né afin de les réduire avec la Convention de Minamata, en 2013.

Cette thèse explore cette problématique en suivant la chaîne trophique, depuis l'environnement jusqu'aux consommateurs inuits. Elle cherche aussi à comprendre les dilemmes autour de la consommation de viande de phoque et qui conduit cet enjeu de santé publique à un enjeu sociétal pour ces pays.

Plusieurs études montrent les effets neurologiques et neurocomportementaux du mercure sur les enfants et les adultes inuits, chez les poissons consommés par ces populations et par les phoques, et chez les phoques, selon la concentration. Malgré ces risques, la chasse et la consommation de phoques revêtent une importance capitale dans l'identité culturelle inuite. Il s'agit d'une chasse durable permettant la souveraineté alimentaire inuite dont des nutriments essentiels, la création d'objets du quotidien, de l'habillement et une source de revenu.

Avec le dérèglement climatique, les émissions de mercure et leurs effets restent des sujets préoccupants pour la santé publique et les écosystèmes. Il s'agit de trouver un équilibre entre la préservation des traditions culturelles et la protection de la santé des populations arctiques, tout en appelant à une action mondiale concertée pour atténuer les risques associés au mercure.

Mots-clés

Phoques, Mercure, Inuits, Arctique, Contamination, One Health

Jury

Président du jury : **Pr COCHAT Pierre**
Directeur de thèse : **Pr BERNY Philippe**
2ème assesseur : **Pr BECKER Claire**