

ネズミザメ 北太平洋

(Salmon shark *Lamna ditropis*)



ニシネズミザメ 北大西洋・南半球

(Porbeagle *Lamna nasus*)



管理・関係機関

- 中西部太平洋まぐろ類委員会 (WCPFC)
- 大西洋まぐろ類保存国際委員会 (ICCAT)
- インド洋まぐろ類委員会 (IOTC)
- 全米熱帯まぐろ類委員会 (IATTC)
- みなみまぐろ保存委員会 (CCSBT)
- 北西大西洋漁業機関 (NAFO)
- 国際海洋開発理事会 (ICES)
- 絶滅のおそれのある野生動植物の種の国際取引に関する条約 (ワシントン条約: CITES)
- 北太平洋まぐろ類国際科学委員会 (ISC)

最近の動き

2022年、ICESとICCATが共同で北東大西洋のニシネズミザメの資源評価を実施した。資源評価は、SPiCTモデル（ベイズ統計を適用した余剰生産量モデルの一種）を用いて、1926～2021年の期間に対して行われた。前回（2009年）の資源評価では、漁業最盛期の単位努力量当たりの漁獲量（CPUE）が利用できず、初期資源量に対する現在の資源量の水準の推定に大きな不確実性が生じていたが、今回ノルウェーのCPUEが利用可能になり、この問題が解決された。資源状態は、本資源は依然として乱獲状態（最大持続生産量（MSY）を実現する資源量に対する実際の資源量の割合： B_{2021}/B_{MSY} ：0.46）であるが、過剰漁獲の可能性は低い（MSYを実現する漁獲係数に対する実際の漁獲係数の割合： F_{2021}/F_{MSY} ：0.013）と推定され、現行の規制の下、本系群の資源量は過去10年の間に増加傾向を示していることが示された。技術的な問題により、将来予測は行われなかったが、総死亡量（水揚量と死亡投棄量の和）が9.3トン（漁獲可能性が0トンと設定された年以降の平均漁獲量）を超えないことが推奨された。

利用・用途

肉はソーテーやみそ漬、鰭はフカヒレ、脊椎骨は医薬・食品原料、皮は革製品として利用されている。両種ともにサメ類の中では肉質が良好で商品価値が高く、ネズミザメについては内臓の一部も食用として利用されている。

漁業の概要

ネズミザメは北太平洋の亜寒帯域に生息し、沿岸から外洋まで出現する。主としてはえ縄や流し網によって漁獲され、その多くが宮城県気仙沼港を中心とした東北地方に水揚げされている。水産庁は委託事業「日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業（平成10～17年度）」、「日本周辺国際魚類資源調査（平成18～27年度）」、「国際漁業資源評価調査・情報提供事業 現場実態調査（平成28～29年度）」及び「水揚げ地でのまぐろ・かじき・さめ調査結果（平成30～31年度、令和2～5年度）」でまぐろはえ縄漁業等による日本の主要漁港へのサメ類の種別水揚量を調査している。それによると1992～2023年におけるネズミザメの年間水揚量は、はえ縄が289～2,926トン、流し網が270～2,096トン、全体では1,136～4,406トンであった。総水揚量は、2004年頃までは緩やかな増加傾向が見られ、その後2009年までは増減を繰り返しながら推移した（図1）。2011年は東日本大震災の影響で大幅に減少して1,136トンであったが、2012年に3,075トン、2013年に3,309トン、2015年には3,512トンに増加し、震災前のレベル（1992～2010年の水揚量の平均：3,001トン）にまで回復した。2016年は流し網による漁獲が落ち込んだため1,939トンと減少したが、2017年には流し網による漁獲量の回復に

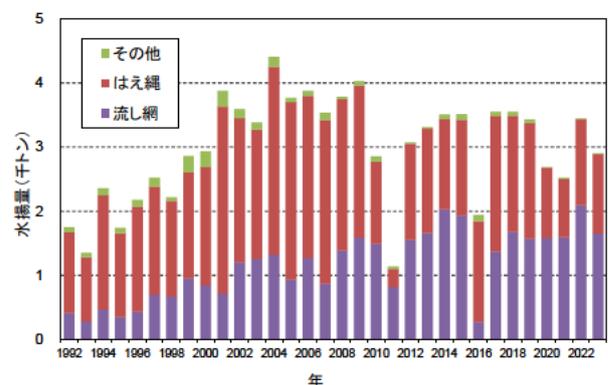


図1. 日本の主要漁港へのネズミザメ水揚量
水産庁調査委託事業により収集されたデータを基に作成
（水産庁 1993～1997、1998～2001、水産総合研究センター
2002～2006、2007、2008～2011、2012～2016、水産研究・
教育機構 2017～2018、2019～2020、2021～2024）。2023年
の数値は暫定値。

より3,549トンまで再び増加し、2019年までは3,000トンを上回ったが、その後はえ縄による水揚量が減少したことにより、2021年は2,523トンまで減少した。2022年には3,448トンまで増加したが、2023年は前年より545トン減の2,903トンであった。サメ類の総漁獲量に占めるネズミザメの割合はおよそ15~31%であり（2005~2023年）、ヨシキリザメに次いで多い。

一方、近縁種であるニシネズミザメは北大西洋及び南半球の温帯~亜寒帯域に生息し、はえ縄や流し網によって漁獲されている。北大西洋では本種を対象とした漁業が存在し、1920年代から北東部の個体群の利用が始まり、1960年代に個体数が激減すると漁業の中心は北西大西洋に移動した。1961年に北西部の個体群の利用が始まると、北西大西洋漁場でも1960年代、1990年代に2度個体数が激減した。ICCAT事務局が公表する漁獲統計によれば、1990~2014年の北大西洋の個体群の水揚量は1994年の2,741トン进行ピークとして、以降は一貫した減少傾向を示しており、2020年以降は10トン以下となっている（Anon. (ICCAT) 2024）。漁法別で見ると、1991~2000年までは、はえ縄による水揚量がその他表層漁業による水揚量を2~4倍の範囲で上回っていたが、2001年以降はその差は小さくなり、2014年以降は両漁法による水揚量はほぼ等しくなり、2019年以降は、はえ縄による水揚量は0トンとなり、大部分がその他表層漁業による水揚げとなっている。国・地域別には、1990~2000年代ごろまでは、カナダ、フランス、フェロー諸島（1994年以降は50トン以下）による水揚量が北大西洋全体の80%前後を占めていたが、その後急激に減少した。かつての主要漁業国であったカナダは、水揚量は2019年以降0トンであるが、2014年から報告している投棄量は増加傾向を示しており、2022年の報告値は6トンとなっている（2023年は3トン）。2009年に行われた資源評価や、それを受けた各国・地域の漁業規制により、各国・地域の水揚量は大きく減少し、近年は多くの国・地域の水揚量（報告値）は0トンである。これに関連して、北西域では2014年から投棄量の報告が増え始め、投棄量は水揚量と同等の規模となり、近年は投棄量の値が水揚量を上回る傾向にある。

南大西洋では、本種は主にマグロ・カジキ類を対象としたはえ縄漁業での混獲物であり、1990~2023年の漁獲量は0~385トンで、1990年の328トンから増減しながら減少傾向が続いて2010年の16トンまで減少し、その後2014年の38トンまで増加したが、2015年には3トンまで減少し、2019年以降の報告値は0トンとなっている。漁法別に見ると、1990~2018年の漁獲は、2014年を除き、ほぼ全てがはえ縄によるものである。

生物学的特性

【分布】

ネズミザメは北太平洋の亜寒帯域の沿岸から外洋まで広く分布している（中野 1996）（図2上）。電子標識（ポップアップタグ）を用いた研究によって、本種は亜寒帯~亜熱帯まで、水温2~24℃と幅広い環境を利用し、冬季には水温2~8℃の低水温下で生息することが確認されている（Weng *et al.* 2005）。また、北東太平洋でネズミザメの雌68個体に対して行われた

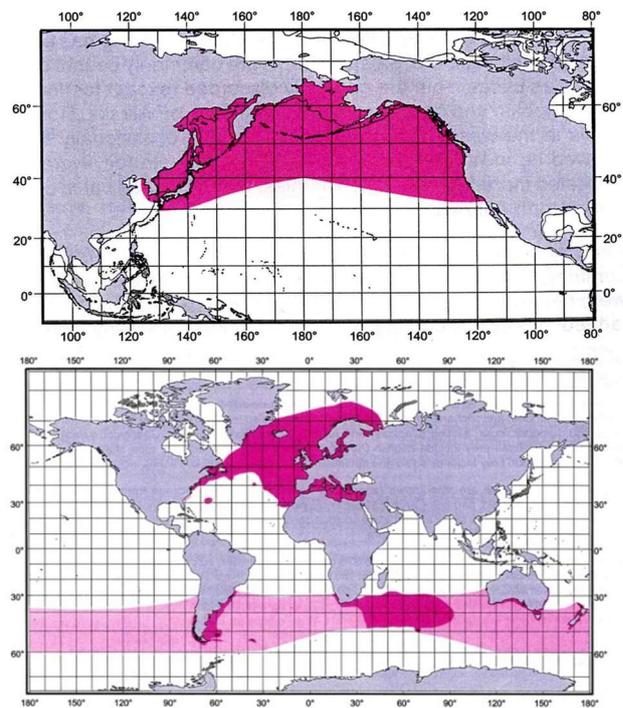


図2. ネズミザメ（上）とニシネズミザメ（下）の分布（Compagno 2001）

色の濃い部分は信頼できる情報に基づく既存の分布あるいは確かに分布していると思われるエリア、薄い部分は分布が推定されるもしくは不確実な情報に基づく分布エリアを示す。

研究によって、放流個体は北東太平洋を広く利用し、季節的な回遊を行っていることが明らかとなった（Weng *et al.* 2008）。

ニシネズミザメは北大西洋及び南半球の温帯~亜寒帯域に分布しており（Compagno 2001）（図2下）、ポップアップタグを用いた研究によれば、主に6~20℃の水温帯に滞在することが報告されている（Skomal *et al.* 2021）。アイルランド近海では夏期に未成魚が沿岸域に多く集合すると考えられている（Cameron *et al.* 2019）。

ネズミザメの系群構造については、北太平洋内において1系群とする説と東西2系群とする説があるが、まだ結論は出ていない。

ニシネズミザメは繁殖周期が大洋の南北で逆になることと、南半球における分布が連続していると想定されることから、南北で別系群と考えられる。北大西洋・南大西洋・インド洋（ミナミマグロ漁場）において収集されたニシネズミザメの標本を分析した分子遺伝学的研究によれば、北大西洋はその他の2つの海域とは明瞭に分かれるものの、南大西洋とインド洋の標本間の遺伝的な差は小さいことが示されている（Kitamura and Matsunaga 2008, González *et al.* 2020）。一方で、はえ縄で同じく混獲されるヨシキリザメやアオザメに比べると沿岸性が強く（Pade *et al.* 2009）、外洋域での分布密度が小さくなる点から、大西洋では東西に分かれているとの見方も存在し、ICCATにおいては南北とともに東西に分けた資源評価が行われている。しかし、近年の研究では、南北の系群ともに広範囲な移動を示す個体がいること（Saunders *et al.* 2011, Francis *et al.* 2015）、南半球の個体群については、1) 外洋域を含めて広く分布すること、2) 一部の個体はミナミマグロはえ縄漁業の

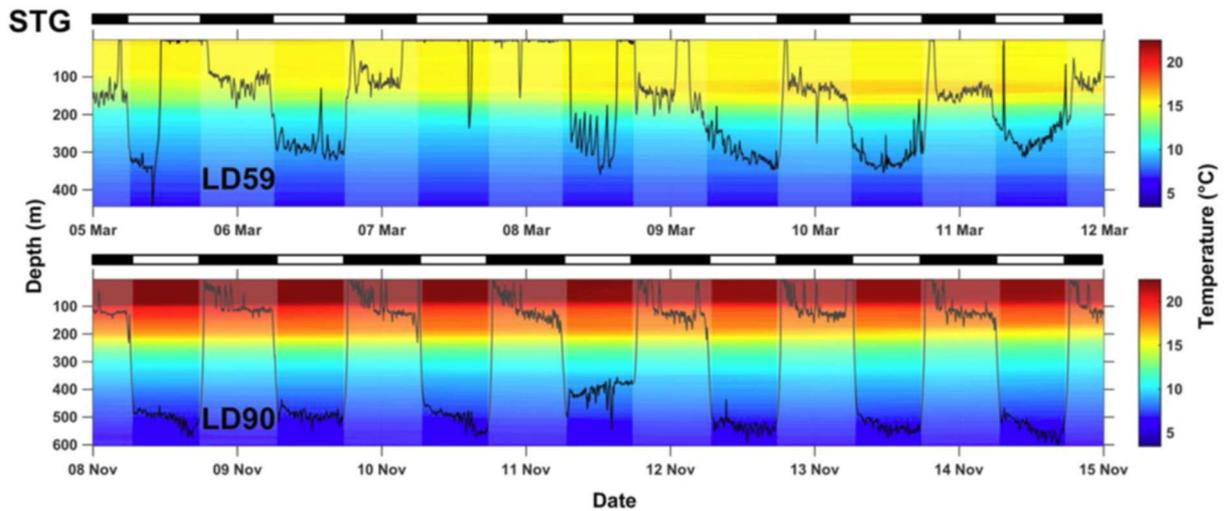


図3-1. 北東太平洋において亜熱帯循環流を遊泳中のネズミザメ2個体の遊泳深度（縦軸）と周辺水温の情報
 水温は右のカラーバーの色に対応し、横軸は時系列（LD59の個体は3月5日から3月12日まで、LD90の個体は11月8日から11月15日まで）を示す。
 各個体の図の上の白黒のバーは、白色部分が日中、黒色部分が夜間を示す。Coffey *et al.* (2017) より引用。

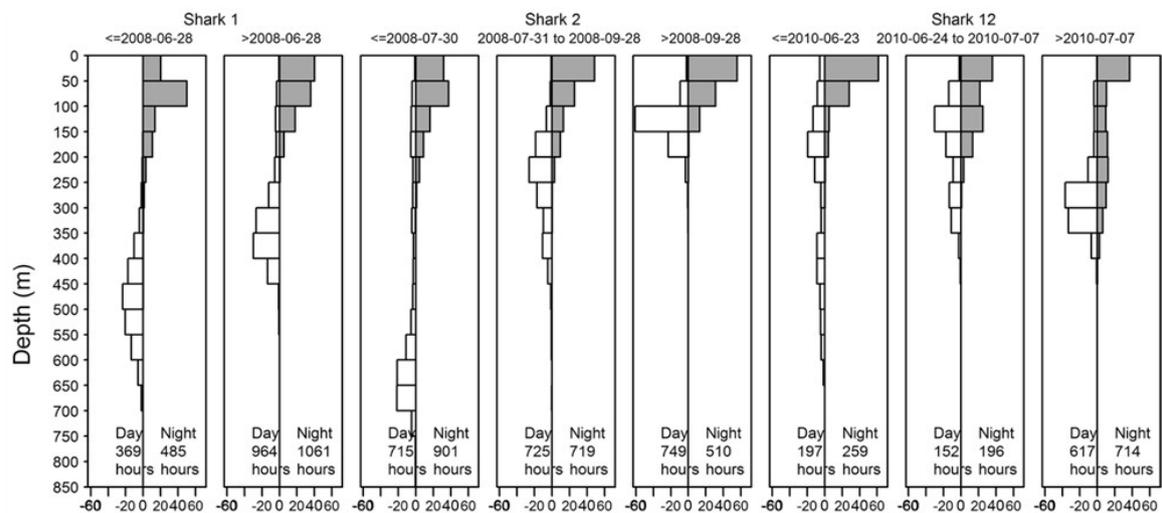


図3-2. ニューゼaland近海で放流されたニシネズミザメ3個体（Shark1、Shark2、Shark12）の昼夜別、水深帯別の滞在時間
 Shark1は2つの期間、Shark2とShark12は3つの期間にデータが分かれており、白いバーは日中、黒いバーは夜間の深度別の分布頻度を示す。Francis *et al.* (2015) より引用。
 縦軸は遊泳深度、横軸は頻度（%）を示す。

主な操業域（南限南緯45度付近）よりさらに高緯度域に分布すること、3) 幼魚は、未成魚や成魚よりも高水温の環境に分布すること、4) 妊娠個体はこれまでニューゼaland・オーストラリア周辺でのみ報告されていたが、南アフリカのケープ沖にも分布することが報告されている（谷津 1995、Semba *et al.* 2013）。南西大西洋の高緯度域（南緯51~57度）で収集されたオブザーバーデータの解析結果によれば、南緯54度12分より南に位置する大陸棚外縁に分布密度の高い海域が存在すると推定されている（Cortés and Waessle 2017）。

【産卵・回遊】

両種の繁殖様式は卵食・共食い型の非胎盤型胎生であり（Wourms 1977）、産仔数と出生体長はネズミザメがそれぞれ3.8尾（Conrath *et al.* 2014）から4~5尾（田中 1980a）、約

70cm（尾鰭前長）（田中 1980a）、ニシネズミザメはそれぞれ4尾、58~67cm（尾叉長）（Francis and Stevens 2000、Jensen *et al.* 2002）と報告されている。ネズミザメについては、秋に排卵後交尾し、9~10か月の妊娠期間を経て出産すること、繁殖周期は2年の可能性があることが示されている（Conrath *et al.* 2014）。ニシネズミザメについては、北大西洋では交尾期が9~11月、妊娠期間が北大西洋・南太平洋ともに8~9か月と推定されており、北大西洋の研究では繁殖周期は1年であることが示唆されているが、近年、休止期の成熟雌の存在が報告され、一部の成熟雌は毎年再生産を行わない可能性が指摘されている（Natanson *et al.* 2019）。交尾場、出産場等についての知見は乏しいが、出産期はネズミザメが3~5月（田中 1980a）、北大西洋のニシネズミザメが春~夏（4~6月）、南太平洋のニシネズミザメでは冬（6~7月）（Francis and Stevens

2000、Jensen *et al.* 2002) と推定されている。

回遊については両種とも季節的な南北移動を行い(田中 1980a、谷津 1995、Francis *et al.* 2015)、日周鉛直移動を行うことが示唆されている(Carlisle *et al.* 2011、Francis *et al.* 2015、Coffey *et al.* 2017) (図 3-1、3-2)。北東太平洋で行われた研究によれば、アラスカ沿岸域で放流されたネズミザメは、アラスカ沿岸の沈降流、亜寒帯循環、移行域、亜熱帯循環、カリフォルニア海流と多様な海洋環境を経験する中で、鉛直移動パターンを変化させており、沖合域では沿岸域よりも深い水深帯を利用すること、溶存酸素濃度が低い環境も利用していると推定されている(Coffey *et al.* 2017)。ベーリング海で捕獲した雄 2 個体の行動を長期間追跡した報告によれば、それぞれ移動の方向は異なっていたものの、いずれも季節的な南北回遊を行うこと(秋冬に南下、春夏に北上)、研究期間中 8~9 月はベーリング海に滞在あるいは回遊してくることが明らかとなった(Garcia *et al.* 2021)。また、アラスカ近海で放流した成熟メスの行動を分析した研究によれば、約 7 割の個体が季節的にカリフォルニア海流大規模生態系(ECCR: the extended California Current region)に移動し、生産力の高い場所に滞在していたことから、同海域が北東太平洋における重要な摂餌域として機能しているとしている(Arnoldi *et al.* 2024)。

北北大西洋のニシネズミザメに電子標識を用いた調査によれば、雄と未成熟個体(雌雄)は放流後カナダ東方沖の大陸棚の冷水域に留まる一方、成熟した雌は冬季にはサルガッソー海まで南下していることが示され、出産場はこれまで報告されていた分布域よりも南にある可能性がある(Campana *et al.* 2010)。同海域で行われた最近の研究でも、季節的な生息域の変化(夏~初秋は大陸棚付近に滞在し、冬~春にかけて沖合域に移動)とこれに伴う鉛直行動の変化や沖合域での多様な鉛直行動パターンが報告されている(Skomal *et al.* 2021、Anderson *et al.* 2024a)。また、北東大西洋に位置するビスケー湾で実施された電子標識放流調査によれば、6月に放流された 8 個体の雌と 1 個体の雄は、晩夏に約 2,000 km 移動した後、翌年の春に放流地点に戻る行動を示している(Biais *et al.* 2017)。近年、アイルランドで放流されたニシネズミザメが 10 年後にカナダ近海で再捕され、大西洋を横断する回遊を行う事例が初めて報告された(Cameron *et al.* 2018) ほか、アイルランド・ノルウェー近海で放流された個体が、半年以内に複数の管理区域を跨いだ移動を行う等(Bortoluzzi *et al.* 2024)、北大西洋の東西で

大規模な回遊が報告されている。また、ネズミザメの場合、幼魚は亜寒帯境界付近(中野 1996)やカリフォルニア海流系(Carlisle *et al.* 2015)を生育場していると推測されている。

【成長・成熟】

両種ともに脊椎骨に形成される輪紋から年齢が推定されており、ネズミザメについては、北西太平洋(田中 1980a)、北東太平洋(Goldman and Musick 2006)の個体群について成長式が推定されている(図 4)。ニシネズミザメについては、北大西洋(Aasen 1963、Natanson *et al.* 2002)、南太平洋(Francis *et al.* 2007)、インド洋(ミナミマグロ漁場(森信 1996)の個体群についての成長式が推定されている(図 5)。ネズミザメについては東西の違いは小さいが、ニシネズミザメについては北大西洋個体群と南太平洋個体群の成長曲線は大きく異なっており、インド洋の個体群の成長式は両者の間に位置している。成熟体長と年齢は、ネズミザメは北西部では雌 180 cm(尾鰭前長)で 8~10 歳、雄 140 cm(尾鰭前長)で 5 歳、北東部では雌 165 cm(尾鰭前長)で 6~9 歳、雄 124 cm(尾鰭前長)で 3~5 歳と推定されている(田中 1980a、Goldman and Musick 2006)。またニシネズミザメについては、北大西洋では雌 212~218 cm(尾叉長)で 13~14 歳、雄 174~175 cm(尾叉長)で 7~8 歳と報告されている(Campana *et al.* 1999、Jensen *et al.* 2002)。南太平洋では雌 165~180 cm(尾叉長)で 15~18 歳、雄 140~150 cm(尾叉長)で 8~11 歳(Francis and Stevens 2000)、南大西洋では雌 172 cm(尾叉長)、雄 153 cm(尾叉長)と報告されている(Colonello *et al.* 2024)。寿命は、ネズミザメの場合、雌が 20 年、雄が 25 年以上(田中 1980a、Goldman and Musick 2006)、ニシネズミザメは北大西洋で 20~46 年(Aasen 1963、Campana *et al.* 2002、Natanson *et al.* 2002)、南太平洋で最大 65 年(Francis *et al.* 2007)と推定されている。なお、ネズミザメは最大 305 cm(全長)・175 kg まで、ニシネズミザメは最大 350 cm(全長)・230 kg に達すると報告されている。

【食性・捕食者】

ネズミザメは、北緯 48 度以北の大型魚がサケ・マス類やイカ類、北緯 48 度以南の小型魚が多獲性浮魚類(イワシ類、サンマ等)やイカ類を多く摂取している(佐野 1960、1962、川崎ほか 1962、田中 1980b)。本種の摂餌行動については、は

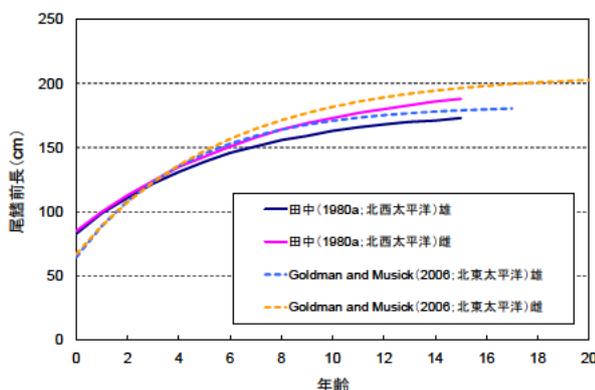


図 4. ネズミザメの成長曲線

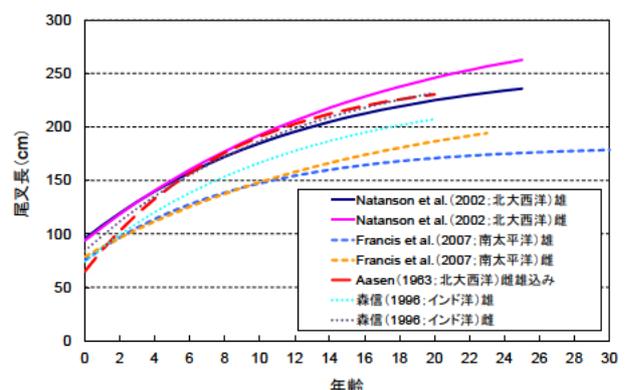


図 5. ニシネズミザメの成長曲線

っきりとした日周性は報告されておらず、生息域に豊富にいる利用しやすい餌生物を食べる日和見食者であると考えられている (Kubodera *et al.* 2007)。ニシネズミザメも魚類・頭足類等を中心として摂餌する日和見食者と考えられているが、季節回遊に関連した食性の変化 (春：表層の浮魚類、秋：深層の底魚類) (Joyce *et al.* 2002) やサイズによる食性の変化 (Belleggia *et al.* 2021) が報告されている。アルゼンチン近海においては、ホキやパタゴニアミナミダラ等の漁獲対象種を多く捕食しており、漁業活動との関連性が指摘されている (Belleggia *et al.* 2021)。捕食者については両種ともに知見が少ないが、北西大西洋で電子標識を装着し放流されたニシネズミザメが、放流5か月後に内温性の動物に捕食された事例が報告されている (Anderson *et al.* 2024b)。

資源状態

ネズミザメに関しては、Nakano and Honma (1997) が提案したまぐろはえ縄漁船の漁獲成績報告書のサメ類報告率 (航海あたりのサメ類漁獲日の割合) から、信頼性の高いデータを選別する方法を用いて CPUE の標準化が我が国において行われている。具体的には、1993～2007 年にかけてのまぐろはえ縄漁船の漁獲成績報告書から、1 航海あたり 80%以上の操業でサメ類の漁獲が報告されたデータを抜き出し、一般化線形モデル (GLM) で標準化したネズミザメの CPUE を算出した。その結果は予備的ではあるが、1994～1998 年、2003～2007 年にかけて増減はあるものの、一定した傾向は認められなかったため、解析期間中にネズミザメの資源状態は大きく変化はしていなかったものと考えられる (図 6)。以降の資源状態については調査中であり、資源評価も行われていないことから、資源水準・資源動向はともに調査中とした。

南半球のニシネズミザメに関しては、南米ウルグアイ沖では CPUE の減少傾向が報告され、資源の減少が懸念されているが (Pons and Domingo 2009)、より広範囲の漁業データを使った解析結果では、顕著な減少傾向は見られていない。例えば、松永ほか (2012) は、南アフリカ沖やオーストラリア西岸沖に至るミナミマグロ漁場において、日本のミナミマグロ漁業の科学オブザーバー調査で収集されたニシネズミザメの混獲データを基に、GLM によって CPUE を標準化した。その結果をみると、1992～2010 年の CPUE は増減を繰り返していたものの、解析期間を通じて連続した減少傾向は見られていない (図 7)。また、Semba *et al.* (2013) は、1994～2011 年の期間に南半球で収集された日本のはえ縄漁業の漁獲成績報告書及び開発調査センターが 1982～1990 年の期間に南太平洋で実施した流し網調査のデータを用いて本種の CPUE を標準化した。その結果、CPUE に一定した減少傾向は見られないことを報告している。2015 年から、南半球に生息するニシネズミザメに関して資源状態の推定等を行う ABNJ (Areas Beyond National Jurisdiction) プロジェクトが開始された。このプロジェクトでは、関係国 (日本、アルゼンチン、チリ、ニュージーランド、ウルグアイ) が保有する漁業データを用いて、資源量指数 (CPUE)、体長や性比の年トレンド等に基づき資源状態の傾向を包括的に解析するとともに、本系群の生産力に対し、現在の漁獲強度が持続的なレベルであるか否かを、MIST

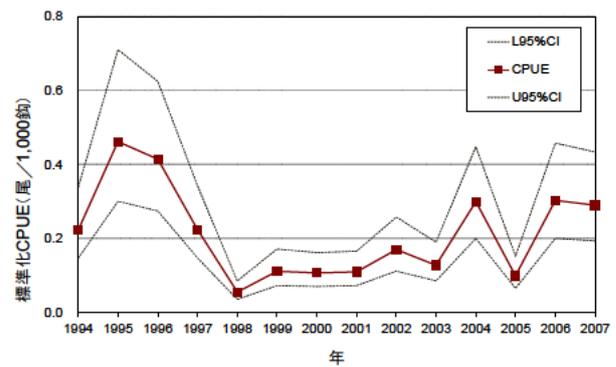


図 6. 北太平洋における日本のはえ縄漁業データを基に標準化したネズミザメの CPUE (1994～2007 年)

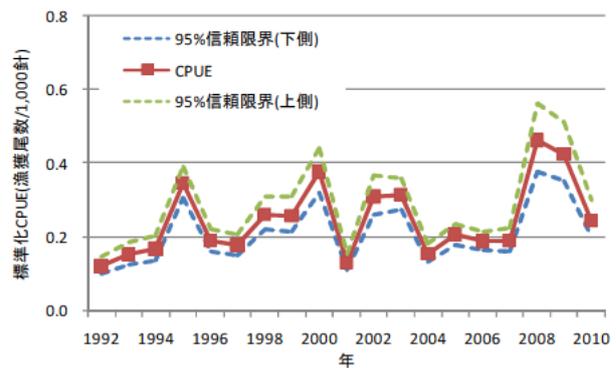


図 7. ミナミマグロ漁場において、日本の科学オブザーバーが収集したデータを基に標準化したニシネズミザメの CPUE (松永ほか 2012)

(Maximum Impact Sustainable Threshold: 個体群が維持可能な漁獲圧の上限に対応する管理基準値) を基準としたリスク評価の枠組みで検討した。その結果、南半球全体で見ると、本系群に対する漁獲強度は非常に低く (絶滅を引き起こすインパクトの 9%以下)、海区別に見るとインド洋東部から太平洋西部にかけて低くなる傾向が見られた (Common Oceans (ABNJ) Tuna Project 2017) (図 8)。この結果は、漁具にかかった個体の死亡率を 100%と仮定した場合の推定値のため、生存個体の放流を適切に実施している場合は、現行の漁獲強度のインパクトは更に低くなると思われる。これらの結果から、本系群の資源状態は不明であるものの、乱獲のリスクは極めて低いと判断された (WCPFC 2017)。

大西洋のニシネズミザメに関しては、2020 年に ICCAT において 2 回目の資源評価が行われ、大西洋の北西部、南西部、南東部の 3 系群を仮定した解析が行われた (北東部については、後述するとおり 2022 年に ICES 板鰐類作業部会が ICCAT と共同で評価)。2010 年以降、各種規制 (漁獲量規制・生存放流の義務・CITES 等) の影響により資源評価に必要な漁業情報が著しく減少し、特に漁獲量の不確実性が大きく一般的な資源評価モデルで用いられる CPUE の情報が利用できないため、偶発的な漁獲量を考慮したモデル (Incidental Catch Model: ICM) や生態学的リスク評価 (Ecological Risk Assessment: ERA、漁業活動に対する持続可能性分析 (Sustainability Assessment for Fishing Effects: SAFE アプローチ)) の手法を用いて資源評価が行われた (ICCAT 2020)。これらの手法は、生活史パラ

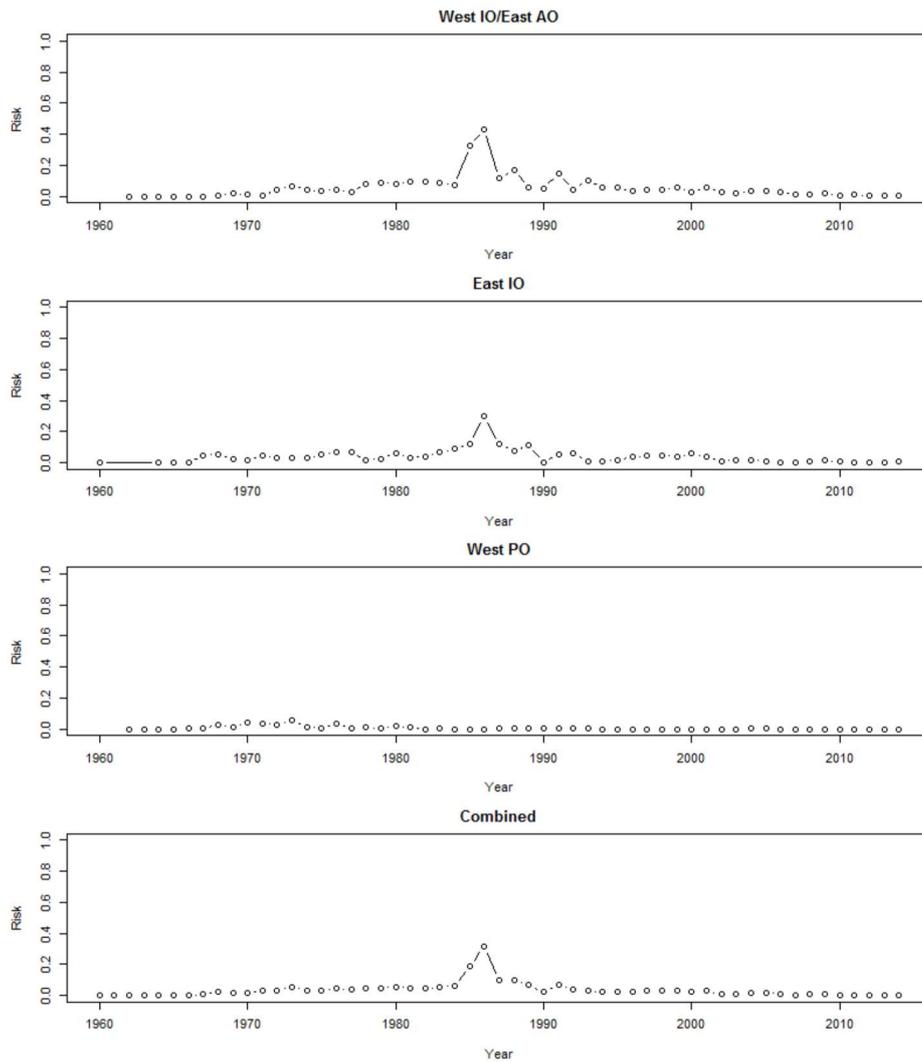


図8. 南半球ニシネズミザメに対する漁獲圧が MIST (Maximum Impact Sustainable Threshold: 個体群が維持可能な漁獲圧の上限に対応する管理基準値) を超える確率を年別に推定した結果 (1960~2014 年)
 上から、大西洋南東部とインド洋西南部、インド洋南東部、太平洋南西部、南半球全体。
 1に近いほど、個体群への負の影響が大きい事を示す。Common Oceans (ABNJ) Tuna Project (2017) より引用。

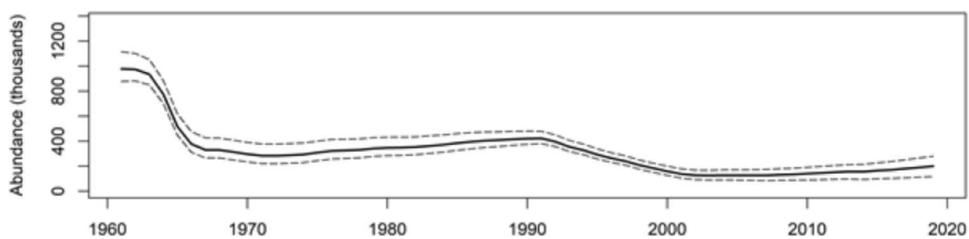


図9. ICM (偶発的な漁獲量を考慮したモデル) によって推定されたニシネズミザメ北西系群の年別資源個体数 (1961~2019 年)
 縦軸は個体数 (単位は 1,000 個体)、実線は中央値、破線は 80 パーセントイルを示す。ICCAT (2020) より引用。

メータ、サイズデータ、ICCAT 事務局が保有する漁獲統計 (漁獲量、努力量等) の情報に基づき、ICM により資源量、ERA により漁獲圧、等を推定するものである。利用できるデータの制約から、ICM は北西のみ、ERA は北西と南資源 (南西+南東) に適用された。これらの結果を統合した結果、北西系群については、資源量は依然として MSY 水準を下回るが (B_{2018} / B_{MSY} :

0.57)、緩やかに回復しており (図9)、漁獲量も近年大きく減少していることから、過剰漁獲の可能性は低いとされた ($F_{2010-2018} / F_{MSY}$: 0.413)。ICM の将来予測によれば、北西系群については、現行の漁獲量 (47 トン: 1,567 個体に相当) を維持すれば、資源量は 50%以上の確率で 2030~2035 年には MSY 水準に回復すると予想された (図 10)。南系群については、

漁業データや生物データの不確実性が大きいため、資源状態は不明、との結論となったが、漁獲率は低く ($F_{2010-2018} / F_{MSY} : 0.113$) 過剰漁獲の可能性は低いとされた。この結果は、前述の ABNJ による南半球系群のリスク評価の結論と概ね一致している。今後は、放流個体数の正確な報告や放流後死亡率の推定等、投棄量の報告精度を向上する努力がより一層求められる。各系群で適用された資源評価モデル及びその結果は要約表に示す。

北東大西洋のニシネズミザメについては、2022年に ICES と ICCAT が共同で資源評価を実施した。資源評価は、SPiCT モデル(ベイズ統計を適用した余剰生産量モデルの一種)を用いて、1926~2021年の期間に対して行われた。前回(2009年)の資源評価では、漁業最盛期の CPUE が利用できず、初期資源量に対する現在の資源量の水準の推定に大きな不確実性が生じていたが、今回ノルウェーの CPUE が利用可能になり、この問題が解決された。資源状態は、本資源は依然として乱獲状態 ($B_{2021} / B_{MSY} : 0.464$) であるが、過剰漁獲の可能性は低い ($F_{2021} / F_{MSY} : 0.013$) と推定され、現行の規制の下、本系群の資源量は過去10年間の間に増加傾向を示していることが示された(図11)。技術的な問題により、将来予測は行われなかったが、総死亡量(水揚量と死亡投棄量の和)が9.3トン(漁獲可能量が0トンと設定された年以降の平均漁獲量)を超えないことが推奨された(Anon.(ICCAT) 2023)。

管理方策

全てのマグロ類 RFMO において、漁獲されたサメ類の完全利用(頭部、内臓及び皮を除く全ての部位を最初の水揚げまたは転載まで船上で保持すること)及び漁獲データ提出が義務付けられており、2019年の WCPFC では、水揚げまで鰭を胴体から切り離さない(fins-naturally-attached)ことを原則とする一方で、その代替措置として(ア)切り離した鰭と胴体と同じ袋で保管する、(イ)鰭と胴体を縄やワイヤーで結びつける、または(ウ)魚体と鰭に個体を識別可能な番号を付したタグを装着し、保管場所を記録するとの3つの代替措置も使用を可能とすることに合意した。IATTC についても、2023年に同様の措置に合意している。WCPFC については、2024年の年次会合において、代替措置のうち、(ア)を廃止し、(ウ)については保管場所を同じ魚倉とし、また代替措置はいずれも、可能な限りサメを魚槽へ入れる前に処理を行うことを奨励することに合意した。加えて、2014年の WCPFC において、①マグロ・カジキ類を対象とするはえ縄漁業は、ワイヤーリーダー(ワイヤー製の枝縄及びはりす)またはシャークライン(浮き玉または浮縄に接続された枝縄)のいずれかを使用しないこと(ワイヤーリーダーやシャークラインの詳細については、「用語解説」を参照のこと)、②サメ類を対象とするはえ縄漁業は、漁

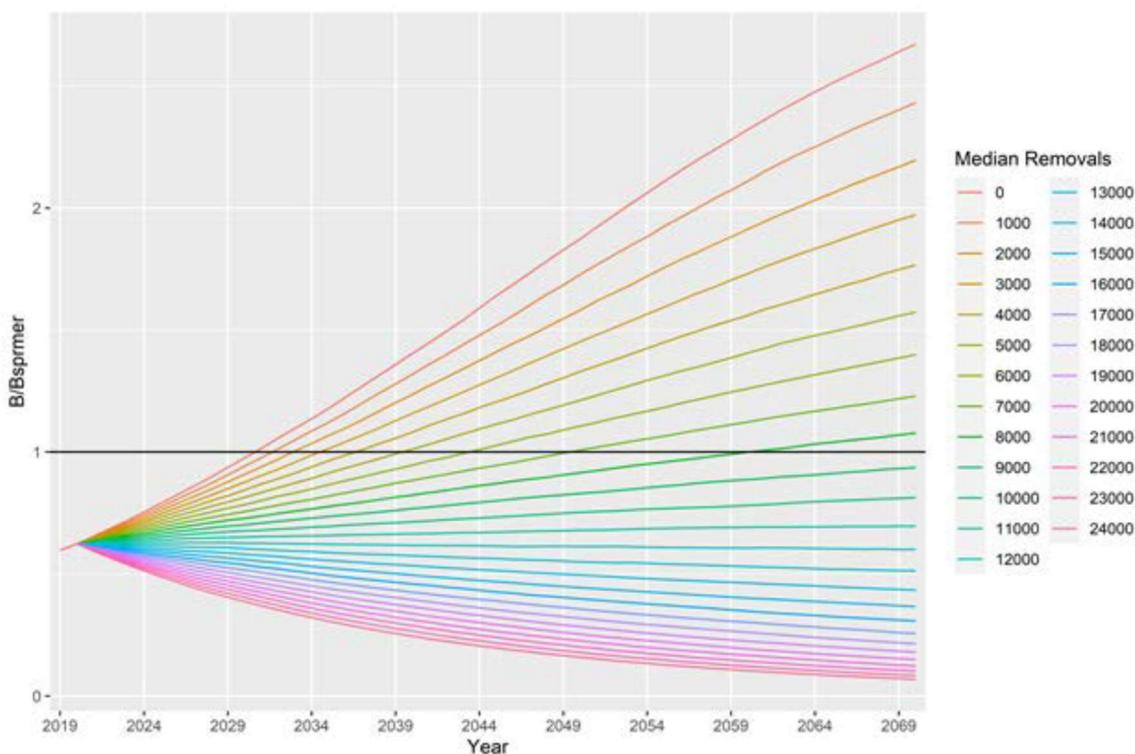


図 10. ICM (偶発的な漁獲量を考慮したモデル) によって推定されたニシネズミザメ北西系群の個体数の将来予測結果 (2021~2071年)

縦軸は B_{sprmer} (SPR_{mer} に対応する資源量) に対する各年の資源量で、 B_t / B_{MSY} の代替として用いることができる。ベースケースに対して、年間の死亡数を 1,000 個体刻みで 0 から 24,000 個体まで増加させた場合に、個体数が 50 年間 (2.5 世代) にどの様に変化するかを推定した。黒線は資源量が B_{MSY} となる点を示し、2019年と2020年の死亡数は2016~2018年の平均値と仮定している。Anon.(ICCAT) (2020) より引用。SPR_{mer} (spawning potential ratio at maximum excess recruitment) とは、加入尾数が最大となる状態における、加入当たりの親魚尾数を意味する。MSY が重量ベースであるのに対し、SPR_{mer} は尾数ベースでの基準値となる。

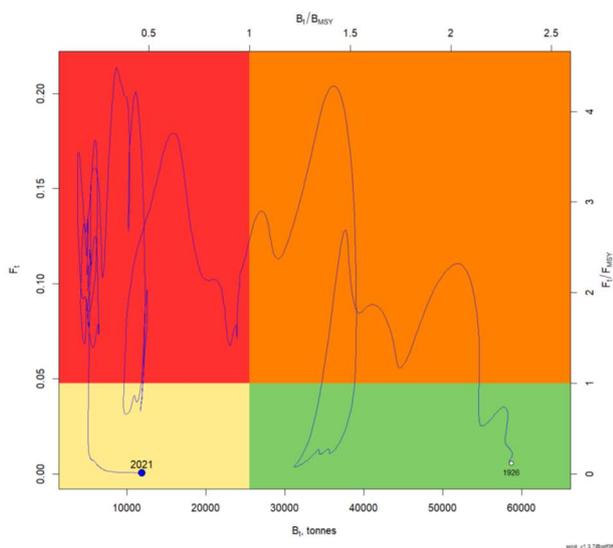


図 11. SPICr (ベイズ統計を適用した余剰生産量モデルの1種)のベースケースに基づき推定された、ニシネズミザメ北東系群の資源状態 (1926~2021年)

獲を適切な水準に制限するための措置等を含む管理計画を策定すること、が合意された。①については、2022年の第20回年次会合で、北緯20度と南緯20度間の水域では、両方を使用しないことに合意した。IATTCでも、2016年の年次会合で、シャークラインの使用禁止を内容とする決議が採択され、2018年から義務付けられた。

この他、ネズミザメに関しては、宮城県気仙沼を中心として国内の水揚量・体長組成の収集を行い、モニターを継続している。ニシネズミザメに関しては、大西洋沿岸国・地域において、国・地域内措置として独自漁獲量制限等が行われている。例えば、スウェーデンでは、本種の漁獲・水揚げが2004年以降に、ノルウェーでは2007年に本種を対象とした漁業が禁止された。アイスランド近海では、2017年に本種を漁獲対象とする漁業は禁止され、その他の漁業でも生存個体の放流が規定された。EUでは、2010~2014年にかけて、EU近海に生息する北東個体群に対してTACを0とし、公海域におけるEU漁船の本種の漁獲・保持・転載・水揚げを禁止した(2015年からは全海域に拡大)。2013年には、カナダのニシネズミザメ対象漁業が終了し、ウルグアイでは本種の保持が禁止された。英国近海においても、2021年以降、本種は保持禁止となっている。本種を混獲物として扱う漁業国・地域においては、生きて漁獲された個体の生存放流を義務付けるとともに、混獲回避手段や漁獲死亡率を低減するための調査研究を推進することがICCATの年次会合(2015年)において合意された。我が国においては、2016年以降は大西洋におけるかつお・まぐろ漁業によるニシネズミザメの採捕は禁止されている。

また、ニシネズミザメに関して、CITES第14回締約国会議(2007年)と第15回締約国会議(2010年)で本種を附属書IIへ掲載する提案が相次いで出された。これらの提案はいずれも否決されたが、CITES第16回締約国会議(2013年)において、EUを始めとする国・地域が再度本種を附属書IIに掲載する提案を提出し、投票の結果、可決された。CITESは附属書II

に掲載することにより、本種の国際取引を透明化し漁業及び資源の管理に貢献することを目指しているが、国際取引が資源に悪影響を与えているという論拠がないことから、この制度がどこまで有効に機能するか注視していく必要がある。我が国は、商業漁業対象種の資源は、持続的利用の観点から、漁業管理主体であるRFMOまたは沿岸国・地域が適切に管理していくべき等との立場をとり、本種の附属書II掲載について留保している。

執筆者

かつお・まぐろユニット
 かじき・さめサブユニット
 水産資源研究所 水産資源研究センター
 広域性資源部 まぐろ第4グループ
 仙波 靖子・高橋 将馬

参考文献

Aasen, O. 1963. Length and growth of the porbeagle (*Lamna nasus*, Bonnaterre) in the North West Atlantic. *Fisk. Skrft. Ser. Havund.*, 13(6): 20-37.

Anderson B.N., Bowlby, H.D., Saul, S., Kang, Y., Hammerschlag, N., Natanson, L.J., and Sulikowski, J.A. 2024a. First insights into the vertical habitat use of young porbeagles in the north-western Atlantic with implications for bycatch reduction strategies. *Mar. Freshw. Res.*, 75: 12. MF23182. Doi:10.1071/MF23182

Anderson, B.N., Horstmyer, L., Ballard, K.L., Dodd, J.F., and Sulikowski, J.A. 2024b. First evidence of predation on an adult porbeagle equipped with a pop-off satellite archival tag in the Northwest Atlantic. *Front. Mar. Sci.*, 11: 1406973. Doi: 10.3389/fmars.2024.1406973

Anon. (ICCAT) 2020. 5 Executive summaries on species. 5.4 POR-Porbeagle. *In* ICCAT (ed.), 2020 SCRS ADVICE TO THE COMMISSION (Madrid, Spain, 2020). 61-70 pp. https://www.iccat.int/Documents/SCRS/SCRS_2020_Advice_ENG.pdf (2024年11月22日)

Anon. (ICCAT) 2024. 9 Executive summaries on species. 9.17 POR-Porbeagle. *In* ICCAT (ed.), 2024 REPORT OF THE STANDING COMMITTEE ON RESEARCH AND STATISTICS (SCRS) (Madrid (Spain)/Hybrid – 23-27 September 2024). 257-269 pp.

Arnoldi, N.S., Carlisle, A.B., Andrzejaczek, S., Castleton, M.R., Micheli, F., Schallert, R.J., White, T.D., and Block, B.A. 2024. Salmon shark seasonal site fidelity demonstrates the influence of scale on identifying potential high-use areas and vulnerabilities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 735: 125-140. Doi: 10.3354/meps14565

Belleggia, M., Colonello, J., Cortés, F., and Figueroa, D.E. 2021. Eating catch of the day: the diet of porbeagle shark *Lamna nasus* (Bonnaterre 1788) based on stomach content analysis, and the interaction with trawl fisheries in the south-western Atlantic (52° S–56° S). *J. Fish Biol.*, 99: 1591-1601. Doi:

- 10.1111/jfb.14864
- Biais, G., Coupeau, Y., Séret, B., Calmettes, B., Lopez, R., Hetherington, S., and Righton, D. 2017. Return migration patterns of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northeast Atlantic: implications for stock range and structure. *ICES J. Mar. Sci.*, 74: 1268-1276.
- Bortoluzzi, J.R. McNicholas, G. E., Jackson, A. L., Klöcker, C. A., Ferter, K., Junge, C., Bjelland, O., Barnett, A., Gallagher, A.J., Hammerschlag, N., Roche, W.K., Payne, N.L. 2024. Transboundary movements of porbeagle sharks support need for continued cooperative research and management approaches. *Fish. Res.*, 275: 107007. Doi: 10.1016/j.fishres.2024.107007
- Cameron, L.W.J., Roche, W., Green, P., Houghton, J.D.R., and Mensink, P.J. 2018. Transoceanic movement in porbeagle sharks, *Lamna nasus*. *Fish. Res.*, 207: 25-27.
- Cameron, L.W.J., Roche, W., Houghton, J. D. R., and Mensink, P. J. 2019. Population structure and spatial distribution of porbeagles (*Lamna nasus*) in Irish waters, *ICES J. Mar. Sci.*, 76(6): 1581-1590. Doi: 10.1093/icesjms/fsz046
- Campana, S.E., Joyce, W., and Fowler, M. 2010. Subtropical pupping ground for a cold-water shark. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 67: 769-773.
- Campana, S., Joyce, W., Marks, L., Natanson, L., Kohler, N., Jensen, C., Mello, J., Pratt, H.L.Jr., and Myklevoll, S. 2002. Population dynamics of the porbeagle in the northwest Atlantic Ocean. *N. Am. J. Fish. Manag.*, 22: 106-121.
- Campana, S., Marks, L., Joyce, W., Hurley, P., Showell, M., and Kulka, D. 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic. *CSAS Res. Doc.* 99/158. 58 pp. <http://uni.hi.is/scampana/files/2016/01/Porbeagle1999.pdf> (2024年11月22日)
- Carlisle, A.B., Litvin, S.Y., Hazen, E.L., Madigan, D.J., Goldman, K.J., Lea, R.N., and Block, B.A. 2015. Reconstructing habitat use by juvenile salmon sharks links upwelling to strandings in the California Current. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 525: 217-228.
- Carlisle, A.B., Perle, C.R., Goldman, K.J., and Block, B.A. 2011. Seasonal changes in depth distribution of salmon sharks (*Lamna ditropis*) in Alaskan waters: implications for foraging ecology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 68: 1905-1921.
- Coffey, D.M., Carlisle, A.B., Hazen, E.L., and Block, B.A. 2017. Oceanographic drivers of the vertical distribution of a highly migratory, endothermic shark. *Sci. Rep.*, 7: 10434.
- Colonello, J.H., Cortés, F., Burla, J., Storni, B., Laurentxena, M., and Allega, L. 2024. New insights into the reproduction and migration of the porbeagle shark *Lamna nasus* (Bonnaterre 1788) in the Southwest Atlantic Ocean. *J. Fish Biol.*, 105(1): 326-339. Doi: 10.1111/jfb.15786
- Common Oceans (ABNJ) Tuna Project. 2017. Southern Hemisphere porbeagle (*Lamna nasus*) stock status assessment. *WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12*(rev.1). 61 pp.+Addendum.
- Compagno, L.J.V. 2001. *FAO species catalog, Vol. 4: Sharks of the world; Part 2 - Bullhead, mackerel and carpet sharks.* Food and Agricultural Organization of the United Nations. Rome, Italy. 269 pp.
- Conrath, C.L., Tribuzio, C.A., and Goldman, K.J. 2014. Notes on the reproductive biology of female salmon sharks in the eastern North Pacific Ocean. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 143: 363-368.
- Cortés, F., and Waessle, J.A. 2017. Hotspots for porbeagle shark (*Lamna nasus*) bycatch in the southwestern Atlantic (51° S-57° S). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 74: 1100-1110.
- Francis, M.P., Campana, S.E., and Jones, C.M. 2007. Age under-estimation in New Zealand porbeagle sharks (*Lamna nasus*): is there an upper limit to ages that can be determined from shark vertebrae? *Mar. Freshw. Res.*, 58: 10-23.
- Francis, M.P., Holdsworth, J.C., and Block, B.A. 2015. Life in the open ocean: seasonal migration and diel diving behaviour of Southern Hemisphere porbeagle sharks (*Lamna nasus*). *Mar. Biol.*, 162: 2305-2323.
- Francis, M.P., and Stevens, J.D. 2000. Reproduction, embryonic development, and growth of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the southwest Pacific Ocean. *Fish. Bull.*, 98: 41-63.
- Garcia, S., Tribuzio, C.A., Seitz, A.C., Courtney, M.B., Nielsen, J.K., Murphy, J.M., and Oxman, D.S. 2021. Differential horizontal migration patterns of two male salmon sharks (*Lamna ditropis*) tagged in the Bering Sea. *Anim. Biotelemetry*, 9: 38. Doi: 10.1186/s40317-021-00260-0
- Goldman, K.J., and Musick, J.A. 2006. Growth and maturity of salmon sharks (*Lamna ditropis*) in the eastern and western North Pacific, and comments on back-calculation methods. *Fish. Bull.*, 104: 278-292.
- González, M. T., Sepúlveda, F. A., Zárate, P. M., and Baeza, J. A. 2020. Regional population genetics and global phylogeography of the endangered highly migratory shark *Lamna nasus*: Implications for fishery management and conservation. *Aquatic Conserv: Mar Freshw. Ecosyst.*, 2020: 1-15. Doi: 10.1002/aqc.3455
- ICCAT. 2020. Report of The 2020 porbeagle shark stock assessment meeting. 40 pp. https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2020/REPORTS/2020_POR_SA_ENG.pdf (2022年11月28日)
- Jensen, C.F., Natanson, L.J., Pratt, H.L.Jr., Kohler, N.E., and Campana, S.E. 2002. The reproductive biology of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. *Fish. Bull.*, 100: 727-738.
- Joyce, W.N., Campana, S.E., Natanson, L.J., Kohler, N.E., Pratt, H.L.Jr., and Jensen, C.F. 2002. Analysis of stomach contents of the porbeagle shark (*Lamna nasus* Bonnaterre) in the northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 1263-1269.
- 川崎 健・八百正和・安楽守哉・永沼 章・浅野政宏. 1962. 東北海に分布する表層性魚食性魚類群集の構造とその変動

- 機構について. 第1報. 東北区水産研究所研究報告, 22: 1-44.
- Kitamura, T., and Matsunaga, H. 2008. Population structure of Porbeagle (*Lamna nasus*) in the North Atlantic Ocean and SBT fishery ground as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. CCSBT-ERS/0909/08. 8 pp.
- Kubodera, T., Watanabe, H., and Ichii, T. 2007. Feeding habits of the blue shark, *Prionace glauca*, and salmon shark, *Lamna ditropis*, in the transition region of the Western North Pacific. Rev. Fish Biol. Fisher., 17: 111-124.
- 松永浩昌・仙波靖子・余川浩太郎. 2012. ミナミマグロ漁場で漁獲される主要な外洋性サメ類3種のCPUEの経年変化の更新(1992-2010). CCSBT-ERS/1203/22(Rev.1). 12 pp.
- 森信 敏. 1996. ミナミマグロ漁場におけるネズミザメ科魚類2種の分布と年齢・成長に関する研究. 平成7年度東海大学大学院海洋学研究科修士論文. (1) + 25 pp. + 11 tables + 46 figs.
- 中野秀樹. 1996. 北太平洋における外洋性板鰐類の分布. 月刊海洋, 28: 407-415.
- Nakano, H., and Honma, M. 1997. Historical CPUE of pelagic sharks caught by Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 46(4): 393-398.
https://www.iccat.int/Documents/CVSP/CV046_1997/n_4/CV046040393.pdf (2024年11月22日)
- Natanson, L.J., Deacy, B.M., Joyce, W., and Sulikowski, J. 2019. Presence of a resting population of female porbeagles (*Lamna nasus*), indicating a biennial reproductive cycle, in the western North Atlantic Ocean. Fish. Bull., 117: 70-77.
- Natanson, L.J., Mello, J.J., and Campana, S.E. 2002. Validated age and growth of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. Fish. Bull., 100: 266-278.
- Pade, N.G., Queiroz, N., Humphries, N.E., Witt, M.J., Jones, C.S., Noble, L.R., and Sims, D.W. 2009. First results from satellite-linked archival tagging of porbeagle shark, *Lamna nasus*: area fidelity, wider-scale movements and plasticity in diel depth changes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 370: 64-74.
- Pons, M., and Domingo, A. 2009. Standardized CPUE of porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by Uruguayan pelagic longline fleet (1982-2008). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(6): 2098-2108.
- 佐野 蘊. 1960. 海洋におけるサケ・マスの天敵ネズミザメに関する1959年の調査. 北海道区水産研究所研究報告, 22: 68-72.
- 佐野 蘊. 1962. 海洋におけるサケ・マスの天敵ネズミザメに関する1960年の調査. 北海道区水産研究所研究報告, 24: 148-162.
- Saunders, R.A., Royer, F., and Clarke, M.W. 2011. Winter migration and diving behavior of porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the Northeast Atlantic. ICES J. Mar. Sci., 68: 166-174.
- Semba, Y., Yokawa, K., Matsunaga, H., and Shono, H. 2013. Distribution and trend in abundance of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the Southern Hemisphere. Mar. Freshw. Res., 64: 518-529.
- Skomal, G., Marshall, H., Galuardi, B., Natanson, L., Braun, C.D., and Bernal, D. 2021. Horizontal and vertical movement patterns and habitat use of juvenile porbeagles (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic. Front. Mar. Sci., 8: 624158. Doi: 10.3389/fmars.2021.624158
- 水産庁(編). 1993. 平成4年度 日本周辺クロマグロ調査委託事業報告書. 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 1994. 平成5年度 日本周辺クロマグロ調査委託事業報告書. 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 1995. 平成6年度 日本周辺クロマグロ調査委託事業報告書. 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 1996. 平成7年度 日本周辺クロマグロ調査委託事業報告書. 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 1997. 平成8年度 日本周辺クロマグロ調査委託事業報告書. 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 1997. 平成9年度 日本周辺クロマグロ調査委託事業報告書. 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 1998. 平成10年度 日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書-II(別冊資料: まぐろ類等漁獲実態調査結果). 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 1999. 平成11年度 日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書-II(別冊資料: まぐろ類等漁獲実態調査結果). 水産庁, 東京.
- 水産庁(編). 2001. 平成12年度 日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書-II(別冊資料: まぐろ類等漁獲実態調査結果). 水産庁, 東京.
- 水産研究・教育機構(編). 2017. 平成28年度 国際漁業資源評価調査・情報提供事業 現場実態調査報告書. 水産研究・教育機構, 横浜. 96 pp.
- 水産研究・教育機構(編). 2018. 平成29年度 国際漁業資源評価調査・情報提供事業 現場実態調査報告書. 水産研究・教育機構, 横浜. 96 pp.
- 水産研究・教育機構(編). 2019. 平成30年度 水揚地でのまぐろ・かじき・さめ調査結果. 水産研究・教育機構, 横浜. 93 pp.
- 水産研究・教育機構(編). 2020. 平成31年度 水揚地でのまぐろ・かじき・さめ調査結果. 水産研究・教育機構, 横浜. 97 pp.
- 水産研究・教育機構(編). 2021. 令和2年度 水揚地でのまぐろ・かじき・さめ調査結果. 水産研究・教育機構, 横浜. 98 pp.
- 水産研究・教育機構(編). 2022. 令和3年度 水揚地でのまぐろ・かじき・さめ調査結果. 水産研究・教育機構, 横浜. 99 pp.
- 水産研究・教育機構(編). 2023. 令和4年度 水揚地でのまぐろ・かじき・さめ調査結果. 水産研究・教育機構, 横浜. 96 pp.
- 水産研究・教育機構(編). 2024. 令和5年度 水揚地でのまぐろ・かじき・さめ調査結果. 水産研究・教育機構, 横浜. 93 pp.
- 水産総合研究センター(編). 2002. 平成13年度 日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター(編). 2003. 平成14年度 日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター(編). 2004. 平成15年度 日本周辺高

- 度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター (編). 2005. 平成16年度 日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター (編). 2006. 平成17年度 日本周辺高度回遊性魚類資源対策調査委託事業報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター (編). 2007. 平成18年度 日本周辺国際魚類資源調査委託事業報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター (編). 2008. 平成19年度 日本周辺国際魚類資源調査報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター (編). 2009. 平成20年度 日本周辺国際魚類資源調査報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター (編). 2010. 平成21年度 日本周辺国際魚類資源調査報告書. 水産総合研究センター, 横浜.
- 水産総合研究センター (編). 2011. 平成22年度 日本周辺国際魚類資源調査報告書. 水産総合研究センター, 横浜. 186 pp.
- 水産総合研究センター (編). 2012. 平成23年度 水揚地でのまぐろ・かじき調査結果. 水産総合研究センター, 横浜. 224 pp.
- 水産総合研究センター (編). 2013. 平成24年度 水揚地でのまぐろ・かじき調査結果. 水産総合研究センター, 横浜. 235 pp.
- 水産総合研究センター (編). 2014. 平成25年度 水揚地でのまぐろ・かじき調査結果. 水産総合研究センター, 横浜. 230 pp.
- 水産総合研究センター (編). 2015. 平成26年度 水揚地でのまぐろ・かじき調査結果. 水産総合研究センター, 横浜. 220 pp.
- 水産総合研究センター (編). 2016. 平成27年度 水揚地でのまぐろ・かじき調査結果. 水産総合研究センター, 横浜. 198 pp.
- 田中 彰. 1980a. 北太平洋北西海域におけるネズミザメの生態学的研究. 東京大学大学院農学研究科博士論文. IV + 206 pp.
- 田中 彰. 1980b. 北太平洋北西海域におけるネズミザメの生物調査. *In* 海洋水産資源開発センター (編), 昭和54年度さめ新資源開発調査報告書 (北太平洋海域). 海洋水産資源開発センター, 東京. 59-84 pp.
- WCPFC. 2017. Summary Report of the Thirteenth Regular Session of the Scientific Committee. liii+ 228 pp.
- Weng, K.C., Castilho, P.C., Morrissette, J.M., Landeira-Fernandez, A.M., Holts, D.B., Schillers, R.J., Goldman, K.J., and Block, B.A. 2005. Satellite tagging and cardiac physiology reveal niche expansion in salmon shark. *Science*, 310(5745): 104-106.
- Weng, K.C., Foley, D.G., Ganong, J.E., Perle, C., Shillinger, G.L., and Block, B.A. 2008. Migration of upper trophic level predator, the salmon shark *Lamna ditropis*, between distant ecoregions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 372: 253-264.
- Wourms, J.P. 1977. Reproduction and development in chondrichthyan fishes. *Amer. Zool.*, 17: 379-410.
- 谷津明彦. 1995. 南太平洋における外洋性表層魚類の生物地理学的研究、特にアロツナス *Allothunnus fallai* の生態的役割について. 遠洋水産研究所研究報告, 32: 1-145.

ネズミザメ（北太平洋）の資源の現況（要約表）

世界の漁獲量 (最近5年間)	調査中
我が国の漁獲量 (最近5年間)	2,523~3,448 トン (水揚量) 最近 (2023) 年: 2,903 トン 平均: 2,998 トン (2019~2023 年)
資源評価の方法	未実施
資源の状態 (資源評価結果)	調査中
管理目標	検討中
管理措置	漁獲物の完全利用等
管理機関・関係機関	ISC、WCPFC
最近の資源評価年	実施されていない
次回の資源評価年	未定

ニシネズミザメ（北大西洋・南半球）の資源の現況（要約表）

海域	北西大西洋	北東大西洋	南西大西洋	南東大西洋	その他南半球
世界の漁獲量 （最近5年間） （2019～2023年）	6～12トン（水揚量） 最近（2023）年：10トン 平均：9トン		0トン（水揚量） 最近（2023）年：0トン 平均：0トン		調査中
我が国の漁獲量 （最近5年間） （2019～2023年）	0トン（水揚量） 最近（2023）年：0トン 平均：0トン		0トン（水揚量） 最近（2023）年：0トン 平均：0トン		0～3.5トン 最近（2023）年： 0トン 平均：1.2トン
資源評価の方法 ¹	ICM 及び ERA （SAFE アプローチ）による解析	SPiCT による解析	ERA（SAFE アプローチ）による解析		MIST によるリスク評価
資源の状態 （資源評価結果）	$B_{2018} / B_{MSY} : 0.57$ $F_{2010-2018} / F_{MSY} : 0.413$ 2018年の資源状態は、乱獲状態であるが、過剰漁獲の可能性は低い	$B_{2021} / B_{MSY} : 0.464$ $F_{2021} / F_{MSY} : 0.013$ 2021年の資源状態は、乱獲状態であるが、過剰漁獲の可能性は低い	$B_{2018} / B_{MSY} : \text{不明}$ $F_{2010-2018} / F_{MSY} : 0.113$ 資源状態(2018年)は不明であるものの、乱獲のリスク(2010～2018年)は極めて低い		南半球全体で見ると、本系群に対する漁獲強度は非常に低い。（絶滅を引き起こすインパクトの9%以下）。本系群の資源状態は不明。乱獲のリスクは極めて低い。（WCPFC 2017）
管理目標	MSY				検討中
管理措置	<ul style="list-style-type: none"> ・漁獲物の完全利用等 ・生きた状態で混獲された場合の放流義務 ・我が国では、かつお・まぐろ漁業における採捕を禁止 ・その他、沿岸国における以下の国内規制あり； 漁獲・保持禁止(スウェーデン、EU、ウルグアイ、英国) 対象漁業の禁止（カナダ、ノルウェー、アイスランド） 				漁獲物の完全利用等
管理機関・関係機関	ICCAT、NAFO、CITES	ICCAT、ICES、CITES	ICCAT、CCSBT、CITES		IOTC、WCPFC、IATTC、CCSBT、CITES
最近の資源評価年	2020年	2022年	2020年		2017年
次回の資源評価年	未定	未定	未定		予定なし

*1 ICM（Incidental Catch Model）：偶発的な漁獲量を考慮したモデル、
 ERA（Ecological Risk Assessment）：生態学的リスク評価、
 SAFE（Sustainability Assessment for Fishing Effects）：漁業活動に対する持続可能性分析、
 MIST（Maximum Impact Sustainable Threshold）：個体群が維持可能な漁獲圧の上限に対応する管理基準値、
 SPiCT（Stochastic surplus production model in continuous time）：連続時間における確率的余剰生産量モデル。