トド　北太平洋沿岸・オホーツク海・ベーリング海

（Steller Sea Lion, *Eumetopias jubatus*）

最近の動き

本種の採捕上限頭数は、2014 年 8 月に策定された「トド管理基本方針」（以下、「基本方針」という。）（水産庁 2014）に基づき設定されている。基本方針に基づき、2014～2018 年度（注：トド年度は 9 月～翌年 8 月）の日本海に来遊する個体群（以下「日本海来遊群」という。）のクオータ（混獲死亡を除く年間の採捕上限頭数）は、501 頭／年度とされている。基本方針の対象ではない根室海峡に来遊する個体群（以下「根室（知床）来遊群」という。）のクオータについては、北海道が定めた直近の根室地区の採捕数を踏まえ 15 頭／年度とされている。基本方針には管理開始から 5 年後に所要の見直しを行うことが規定されており、2019 年 8 月、各種点検項目に係る点検結果等を踏まえて見直しが行われ、2019～2023 年度の採捕上限頭数等について現方針の考え方を維持することが確認された（水産庁 2019a）。2019 年度は、前年度未消化枠の繰越分を含む 591 頭のクオータに対し、584 頭（日本海来遊群 569 頭、根室（知床）来遊群 15 頭）が採捕された。

2016 年以降、4～6 月には、北海道宗谷岬沖の弁天島において 1,000～2,000 頭以上の上陸が継続して観察されるようになった（後藤ほか 2016）。2017 年には大規模上陸のほか、1,000 頭を超す遊泳群が島周辺に滞留する様が観察され（後藤ほか 2017）、2018 年以降も周辺海域への滞留を中心に規模の大きな来遊が見られている。一方、北海道日本海石狩湾東部の上陸場では 2004 年以降に 200 頭超、2012～2014 年には 350 頭程度が観察されたが、2015 年以降は減少に転じた（磯野ほか 2016）。また、2016 年以降、同海域南側のこれまで上陸がほとんど見られなかった岩礁や防波堤において一時的に 100 頭規模の上陸が見られる等、近年、北海道日本海側における来遊動向に変化が見られている。

利用・用途

我が国では、戦前に択捉島等で商業的に捕獲され、皮、食道及び鰭は皮革、肉及び肝臓は食用及び餌料、脂肪は油、胆嚢は医薬品、精巣は強精剤等として利用されていた。現在も、肉は北海道の一部地域で焼肉、鍋等で食されるほか、缶詰原料として利用されているが、その総消費量等は不明である。2014 年 8 月に策定された基本方針では、漁業被害軽減のために採捕された個体について、水産資源として食用等への利活用の促進を図ることが、トドの管理を円滑に行う観点から、配慮事項の一つとして明記された。

米国では、先住民が自家消費用として捕獲しており、皮や肉を衣服や食用に利用している。

漁業の概要

【国内の状況】

本種は、1910～1940 年代に択捉島や千島列島において、オットセイやラッコの代替獣として捕獲されていた。年間捕獲数は最大 4,000～5,000 頭に達し、皮、脂肪、肉等が利用されていた（宮武 1943）。その後の利用状況は明らかではないが、1959 年より深刻な漁業被害を背景に有害動物としての採捕が始まった。採捕頭数の推移を図 1 に示す。従来、トドの採捕には特に制限が設けられていなかったが、国際的な野生生物保護の気運の高まりを背景に、1994 年度より漁業法第 67 条第 1 項に基づく北海道連合海区漁業調整委員会の指示により、採捕数の最高限度が年間 116 頭に制限された。2006 年までこの最高

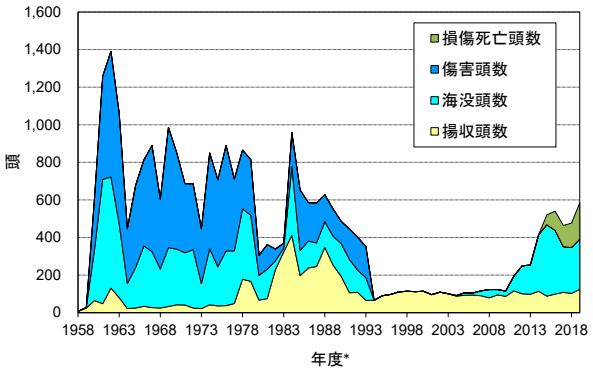

図 1. トド採捕頭数の推移（1958～2019 年）（北海道庁、青森県庁）

揚収頭数は回収し陸上処理した頭数、海没頭数は死亡を確認したが回収できなかった頭数、傷害頭数（1993 年度まで）は被弾したが死亡を確認できなかった頭数、損傷死亡頭数（2015 年度から）は損傷を負わせ死亡させたとみなされる頭数を意味する。

*トド年度（1993 年以前は 4～3 月、1994～2013 年は 10～6 月、2014 年以降は 9～6 月）による集計。

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

限度が適用されてきたが、2007 年 8 月に管理措置が見直され、北海道に冬期来遊するトドの推定個体数に PBR（Potential Biological Removal：生物学的間引き可能量；Wade 1998）の考え方を適用し、人為的死亡頭数（混獲等の全ての人為的要因による死亡を含む）を 227 頭／年度とした。2010 年 8 月に水産庁は過去 5 年間の調査に基づく資源量の推定値をもとに PBR を 309 頭／年度とし、クオータ（混獲死亡を除く年間の採捕上限頭数）を 206 頭／年度とした。2014 年には基本方針が策定され（詳細は【管理方針・措置】に記す）、日本海来遊群にクオータを設定することとし、これに基づく本ブロックのクオータは 501 頭／年度とされた。また、前年度未消化枠がある場合は 75 頭を上限に加算することとされている（水産庁 2014）。基本方針の対象ではない根室（知床）来遊群のクオータについては、北海道が定めた直近の根室地区の採捕数を踏まえ 15 頭／年度とされている。2019 年度は、前年度からの繰越分を含む 591 頭（日本海来遊群 576 頭、根室（知床）来遊群 15 頭）のクオータに対し、584 頭（日本海来遊群 569 頭、根室（知床）来遊群 15 頭）が採捕された。なお、2019 年度の混獲については北海道で 30 頭（暫定値）の報告が得られ、採捕及び混獲されたトドの一部は食用等として利用されている。

【他国の状況】

米国では、1972 年の海生哺乳類保護法制定以来、商業的な捕獲は行われていないが、先住民の生存のための捕獲（以下「生存捕獲」という。）は、主にアリューシャン列島やプリビロフ諸島で行われている。Wolfe *et al.*（2006）によれば、資料のある 1992 年以降の年間生存捕獲数（海没を含む）は、1992 年の推定 549 頭（95%信頼区間：452-712 頭）を最大に減少傾向にある。2018 年の米国による資源評価では、最近 5 年間（2013～2017 年の利用可能なデータによる）の年平均生存捕獲数は、米国全体で 215 頭（西部系群：204、東部系群：11）であった（Muto *et al.* 2020）。カナダでは 1912～1968 年まで駆除及び商業捕獲の対象であり、この間に約 55,000 頭が捕殺された（DFO 2008）。現在は少数の生存捕獲が行われているが、その実態は不明である。また、米国・カナダでの漁業活動に伴う混獲の最近年の推定値は年間 60 頭（西部系群：36、東部系群：24）、上記以外の人間活動に伴う死亡（密猟、科学活動に伴うもの等を含む）を含めた合計死亡数は 359 頭（西部系群：247、東部系群：112）であった（Muto *et al.* 2020）。なお、ロシアの状況は不明である。

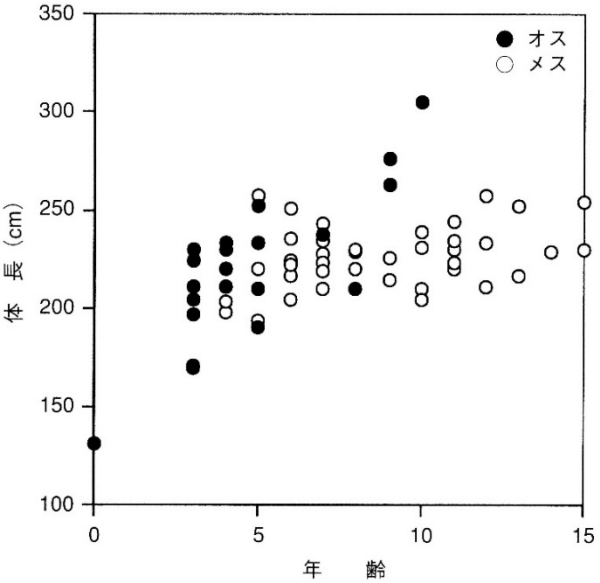

図 2. 体長（吻端－尾端）と年齢の関係（磯野 1999）

生物学的特性

本種は食肉目アシカ科最大の種である。雄は体長（吻端－尾端）325 cm、体重 1,100 kg、雌は体長 269 cm、体重 350 kg に達し、顕著な性的二型を示す。体の成長は雌で 5 歳頃に停滞するのに対し、雄では 10 歳頃まで成長を続ける（磯野 1999）（図 2）。本種の繁殖期は 5 月下旬～7 月初旬、本種の配偶システムは雄 1 頭に対して雌 10 頭前後のハレムを形成する一夫多妻制である。この繁殖期に出産及び交尾が行われ、出産のピークは 6 月中旬である。雌は出産後 11～14 日で交尾を行い、3～4 ヵ月の着床遅延（妊娠期間は 8～9 ヵ月であるため、出産時期に合わせて妊娠を遅らせる）があることが知られている。新生子は一般に 1 歳で離乳する。成熟した雌のうち、55～63%の雌がその年に出産し、通常一産一子である（Pitcher and Calkins 1981、Calkins and Goodwin 1988）。雌雄とも 3～7 歳で性成熟に達し、雌はこの年齢に達すると繁殖を開始する。一方雄では、性成熟に達しても若齢時にハレムを形成・維持することは少なく、体が十分発達し社会的に成熟した 9～11 歳頃からハレムを保持して繁殖を行う。本種は春から夏は繁殖場もしくはその周辺の上陸場に集中し、秋から冬は拡散する。寿命は雌で 30 歳程度、雄で 18 歳程度である（Calkins and Pitcher 1982）。

本種は中央カリフォルニアから日本北部までの北太平洋沿岸域に分布しており（図 3）、繁殖場はこれら分布域沿岸の特定の岩礁に点在する。mtDNA の分析結果から、アラスカのサックリング岬（西経 144 度）を境界に大きく 2 つの系群、すなわち東部系群及び西部系群に分けられる（Bickham *et al.* 1996、Loughlin 1997）。Phillips *et al.*（2009）は形態学及び遺伝学的データに基づき系群を亜種とする提案をし、これにより海生哺乳類学会（The Society for Marine Mammalogy）は 1 種 2 系群としていた本種を 2 亜種（Western Steller sea lion：*E. j. jubatus*、Loughlin's Steller sea lion：*E. j. monteriensis*）として

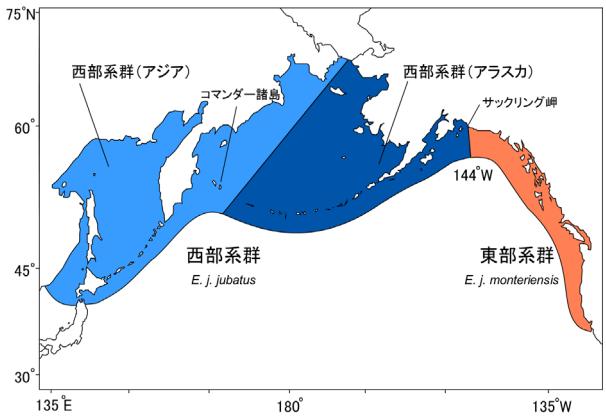

図 3. トドの分布（Muto *et al.* 2020 に基づく）

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

いる（Committee on Taxonomy 2018）。ここでは便宜的に系群名称を使用する。西部系群はさらに、コマンダー諸島西側を境に「中央系群」と「アジア系群」に細分されるとする報告もあるが（Baker *et al.* 2005）、核 DNA の分析では、当該 2 系群仮説は支持されていない（Hoffman *et al.* 2006）。このため、現状では繁殖場の地理的関係によってコマンダー諸島東側を境に西部系群（アラスカ）及び西部系群（アジア）と表現することとする。

西部系群（アジア）の分布域における繁殖場と上陸場の位置を図 4 に示す（Burkanov and Loughlin 2005）。我が国には西部系群（アジア）の一部が来遊する。日本沿岸に繁殖場はなく、11～6 月に北海道日本海側と根室海峡を中心に来遊が見られる。これらの個体は、千島列島とオホーツク海沿岸の繁殖場から来遊すると推察される。ロシアでは 1989～2017 年までに 10 ヵ所の繁殖場で新生子への標識付けが行われており、北海道周辺では 2003～2006 年に合計 42 頭（重複を含めず）、2011～2014 年には合計 91 頭（重複を含めず）の標識個体が確認されている（Isono *et al.* 2010、磯野ほか 2014）。その起源はオホーツク海北部のイオニー島（図 4-C）、サハリン東部のチュレニー島（図 4-E）及び千島列島中部のブラットチルポエフ島（図 4-A）で多く（磯野ほか 2014）、他の千島列島の全ての繁殖場で標識された個体も少数ながら観察された（Isono *et al.* 2010、磯野ほか 2014）。標識個体の再確認調査を通じて系群構造と北海道来遊個体の起源のさらなる解明が期待される。

本種の主要餌生物は年代、季節及び地域により大きく異なり、本種はその場で得やすいものを捕食する機会的捕食者（opportunistic feeder）である（Goto *et al.* 2017）。北海道沿岸における食性は、胃内容物の解析から底生魚類や頭足類であることが明らかとなっている。1970 年代には利尻・礼文島周辺及び内浦湾での食性調査が行われ（加藤 1976、伊藤ほか 1977）、同海域の 2～3 月の餌生物としてホッケとホテイウオが卓越していた。1990 年代に根室海峡、積丹半島及び礼文島で行われた食性調査ではスケトウダラ、マダラ、タコ類等が卓越していた（Goto *et al.* 2017）。2000 年代に行われた調査では、ホッケ及びタコ類（主にミズダコ）が卓越しており、それ以外に積丹半島ではマダラ及び異体類、小樽ではニシン、利尻・礼文島ではマダラ、ホテイウオ及びイカナゴ属魚類が卓越していた（Goto *et al.* 2017）（図 5）。また、トド 1 頭（平均体重 286 kg の場合）あたりの 1 日の摂餌量は 21.2 kg と推定されている（Goto and Trites 2019）。

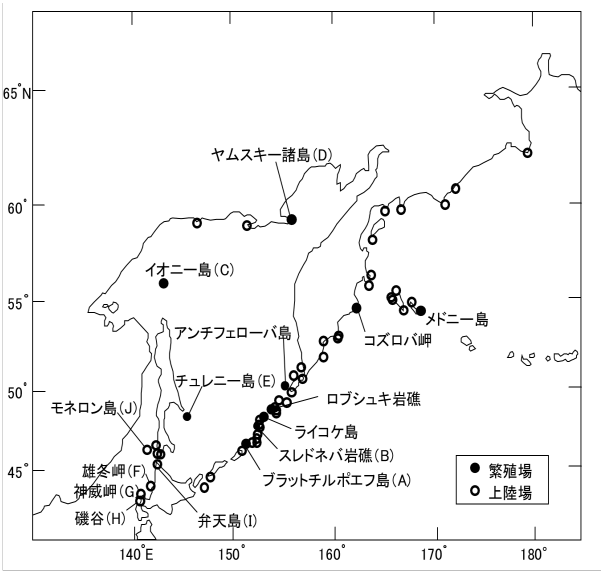

図 4. アジア地域の繁殖場と上陸場の分布（Burkanov and Loughlin 2005 に基づく）

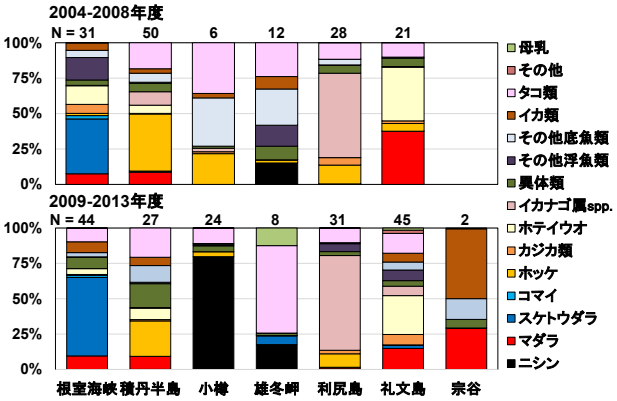

図 5. 胃内容物分析による海域別・時期別餌生物相対重量組成（%；Goto *et al.* 2017 に基づく）

一方、本種の捕食者としてシャチやオンデンサメが報告されている（Matkin *et al.* 2002、Horning and Mellish 2014）。

資源状態

【資源の動向】

本種は、繁殖場及び上陸場での直接観察に基づき、1950 年代後半から 1960 年代前半には、世界に 24 万～30 万頭が生息していたとされる（Kenyon and Rice 1961、Loughlin *et al.* 1984）。しかし、1970 年代から個体数は減少し、1989 年には 116,000 頭と推定された（Loughlin *et al.* 1992）。

減少は主に西部系群で起こり、過去 20 年に 75%以上が減少したとされる（Calkins *et al.* 1999）。西部系群の 1970 年代以降 2002 年までの減少要因として、気候レジームシフトに関連した環境変化や漁業との競合に起因する餌生物資源の量的・質的変化が有力視されており（Loughlin 1998）、特に 3 歳以下の若齢獣の生存率の低下が観察されている（Holmes *et al.* 2007）。また、1990 年以降の減少は栄養的ストレス以外の要因による可能性があり、捕食や人間活動、病気、汚染等の影響が指摘されている（DeMaster and Atkinson 2002）。

一方、東部系群は 1970 年代以降年率約 3%で増加している（Pitcher *et al.* 2007）。

2000 年以降、サマルガ海峡（西経 170 度）以西のアリューシャン諸島中部及び西部では依然減少傾向にあったが、西部系群（アラスカ）全体の資源量は、2003 年以降増加に転じた（Muto *et al.* 2020）。個体数変動を扱ったモデル分析（agTrend；Johnson and Fritz 2014）によると、西部系群（アラスカ）の資源量は、2002 年から 2018 年まで、新生子で年率 1.5%、1 歳以上で年率 2.1%増加した（Muto *et al.* 2020）。2018 年の西部系群（アラスカ）の資源量は、1 歳以上 41,782 頭（95%信頼区間 37,370-46,822 頭）及び新生子 11,842 頭（95%信頼区間 10,659-13,238 頭）が agTrend モデルから推定された（Muto *et al.* 2020）。

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

西部系群（アジア）における過去の資源量は、1960 年代に約 27,000 頭と推定され、その後千島列島を中心に個体数は急減し、1980 年代後半には 13,000 頭となった（Burkanov and Loughlin 2005）。しかし、1989 年以降増加傾向（年率 1.2%）に転じ、2005 年の資源量は約 16,000 頭（新生子約 5,000 頭含む）と推定された（Burkanov and Loughlin 2005）。ただし、前述の agTrend モデル分析によって、1 歳以上の資源量は 2002 年から 2017 年にかけて年率 1.3%で減少したと推定された（Muto *et al.* 2020）。2017 年の資源量は、agTrend モデルによる推定値として 1 歳以上 13,691 頭（95%信頼区間 12,225-15,133 頭）が得られ、新生子数は 2016 年及び 2017 年の直接観察より、5,629 頭が得られた（Muto *et al.* 2020）。

西部系群（アジア）資源量の動向は地域によって一様ではなく、1960～1980 年代の減少は生息数の大半を占める千島列島で主に起こっており、この時期ベーリング海西部やサハリン島の資源量は安定、オホーツク北部では緩やかな増加傾向を示した。また、1980 年代以降、サハリン東部のチュレニー島（図 4-E）が繁殖場となり、サハリン島周辺の個体数は顕著な増加傾向を示している（Burkanov and Loughlin 2005、Burkanov *et al.* 2008、2012）（図 6）。また、近年、サハリン島南部のモネロン島（図 4-J）でもわずかながら繁殖が確認されている（Burkanov *et al.* 2012）。千島列島でも 2000 年代初頭より増加傾向に転じた（Burkanov and Loughlin 2005）が、2015 年の新生子出生数は、2011 年調査時と比べて 22%減少した（Burkanov *et al.* 2016）。1 歳以上の個体数についても前述のモデル分析によって、千島列島では 2002 年から 2017 年に年率 4.1%で減少したと指摘された（Muto *et al.* 2020）。加えて、2019 年 6 月には千島列島の繁殖場であるライコケ島において大規模な火山噴火が発生し、繁殖場としての機能低下が懸念される。チュレニー島やオホーツク海北部ヤムスキー諸島の新生子数は依然増加傾向にあるものの、他の繁殖場では減少しており、西部系群（アジア）における資源量の動向は、今後も注視し続ける必要がある。なお、西部系群（アラスカ）との境界に近いカムチャツカ半島東部・ベーリング海西部の資源量は 1980 年代以降に減少した後、低い状態が続いている（Burkanov 2009、Muto *et al.* 2020）。

国際自然保護連合（IUCN）は 2012 年に行ったレッドリストの見直し（2012. version2）以降、本種のランクを Endangered（環境省レッドリストの絶滅危惧 IB 類に相当）から Near Threatened（同 準絶滅危惧）に下げた。その根拠には、西部系群の資源量は 3 世代を通じて著しく減少した一方、東部系群の資源量は 243%増加し、種全体としては 13%程度の資源量減少であったため、Endangered の要件を満たさないことを挙げた（Gelatt and Sweeney 2016）。ただし、個体西部系群の資源量は 3 世代を通じて約 50%の減少であり、Endangered（絶滅危惧 IB 類に相当）の要件を満たしている。

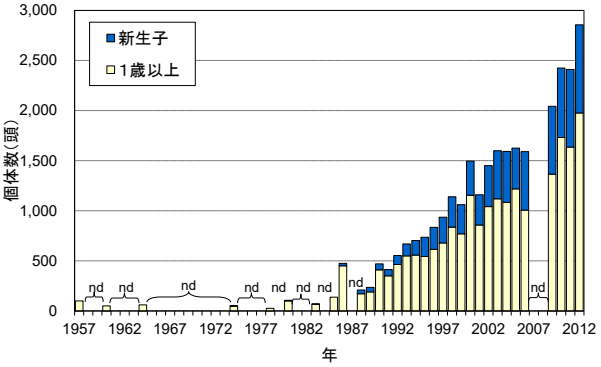

図 6. チュレニー島の個体数変化（Burkanov and Loughlin 2005、Burkanov *et al.* 2008、2012 に基づく）

米国では、Endangered Species Act の下、西部系群を絶滅危惧種とし、東部系群については 2013 年 12 月に指定解除した（NOAA 2013）。また、ロシアでも絶滅危惧種（カテゴリー2）に指定されている。

国内では、環境省版レッドリストにおいて「絶滅の危険が増大している種」として絶滅危惧 II 類（VU）にランクされていたが、2012 年に行われた見直しで、準絶滅危惧（NT）にランクを下げた（環境省 2012）。その理由として、平成 21 年度の水産庁調査でおよそ 5,800 頭が我が国に来遊していると推定されること、起源となる西部系群（アジア）は 1990 年代以降個体数が増加傾向にあったことが挙げられている（環境省 2012）。

アラスカのサックリング岬以西の北太平洋沿岸、ベーリング海及びオホーツク海沿岸に分布するトド（西部系群）のうち、分布の中心となるアリューシャン列島周辺の西部系群（アラスカ）において 3 世代では急激な減少が見られたが、2003 年以降は増加傾向に転じている。このことから、資源動向（過去 5 年間における資源量の推移から判断）は「増加」と判断した。また、資源水準（過去 20 年以上にわたる資源量の推移から判断）については、地域的・歴史的な資源量の推移について精査が必要であるため「不明」とした。

【来遊の動向】

北海道周辺への来遊動向は年代ごとに大きく変化している。1920～1970 年代には 54 ヵ所の上陸岩礁が北海道全域に分布しており（山中ほか 1986）、来遊頭数は定かではないが、過去の採捕実績（1960 年代は平均 870 頭／年、図 1）から、来遊数は相当にあったと推察される。1980 年代になると上陸岩礁への上陸数及び上陸岩礁の数ともに多くの海域で減少した（山中ほか 1986）（図 7、表 1）。特に、回遊域の末端部で来遊数の著しい減少と消失が起こっていると考えられ、太平洋側では襟裳岬や新冠、内浦湾への来遊が激減し、日本海側では積丹以南への来遊が見られなくなった。根室海峡側では、200 頭以上の群れが観察されていた（山中ほか 1986）（図 7）。

2001～2003 年、北海道日本海沿岸で実施された航空機調査及び陸上からの目視調査では、大規模な上陸が道央日本海側に位置する雄冬（おふゆ）岬（図 4-F）及び神威（かむい）岬（図 4-G）で見られ、各々100～200 頭規模の上陸が観察された（Hoshino *et al.* 2006）。その後、北海道日本海側沿岸では、2014 年の基本方針導入まで石狩湾を中心に全域で増加傾向にあり（水産庁 2019b）、雄冬を含む石狩湾東側の上陸場では 2004 年以降に 200 頭超、2012～2014 年には 350 頭程度が観察されたほか、回遊域の末端部である奥尻島や下北半島まで南下する個体もあった。基本方針導入以降は、石狩湾東側の上陸

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

表 1. 1920～1970 年及び 1981～1985 年に調査・報告されたトド上陸場と上陸数（山中ほか 1986）（番号は図 7 に対応）

番号	名称	1920～1970年		1981～1985年
		年代	平年最多上陸数（頭）	平年最多上陸数（頭）
1	種島	1970年代後半まで	150	まれに数頭
2	平島	1970年代後半まで	150	10～20
3	海馬島	？	？	0
4	タタキ島	？	？	0
5	ゴロタ岬	1920年代前半まで	？	0
6	弁天島	-	50～60	50～60
7	鬼志別トド岩	-	150	150
8	天売島屏風岩	1960年代中頃まで	100	0
9	雄冬	1950年代前半まで	数10	稀に1～2
10	群来岬トド岩	1920年代前半まで	30	0
11	室津島	1920年代前半まで	30	0
12	新冠トド岩	1950年代後半まで	100	0
13	襟裳岬	1960年代後半まで	30	稀に1～2
14	ユルリ島	1970年代前半まで	100	0
15	デバリ	1960年代前半まで	20～30	0
16	知床岬	？	？	0

場では 2015 年以降減少に転じ、規模は縮小した一方（水産庁 2019b）、2016 年以降、石狩湾南側のこれまで上陸がほとんどなかった岩礁や防波堤において一時的に 100 頭規模の上陸が見られるようになった。また、2016 年以降には道北海域の宗谷で 4～5 月をピークとした 2,000 頭超の上陸見られるようになり、来遊期間も 6 月まで長期化するようになった（後藤ほか 2016）。2017 年には大規模上陸のほか、1,000 頭を超す遊泳群が島周辺に滞留する様が観察され（後藤ほか 2017）、2018 年以降も周辺海域への滞留を中心に規模の大きな来遊が見られている。一方、根室海峡に上陸場はなく、羅臼沿岸で 12 月中旬から 1 月下旬を中心に遊泳個体が観察され、2016 年度の最大観察数は 105 頭であった（石名坂ほか 2009、2017）。

2004 年度に、我が国の水域に来遊するトドの年間の PBR の算定に必要な科学的根拠を得ることを主な目的として、国際資源調査等推進対策事業の中でトドの資源調査が開始された。その一環として、国立研究開発法人水産研究・教育機構 水産資源研究所（旧水産総合研究センター 北海道区水産研究所）では、2004 年度より北海道積丹半島から宗谷海峡に至る日本海で資源量推定を目的としたライントランセクト法による広域航空機目視調査を実施している。2008 年度には、本調査は全国漁業協同組合連合会の委託事業「有害生物被害軽減実証事業」に引き継がれ（2009 年度に特定非営利活動法人 水産業・漁村活性化推進機構の委託事業に移管）、対象海域を拡大し実施された（図 8）。本調査により、トドが沿岸域から沖合域にかけ広範囲に相当に分布していることが明らかとなり（Hattori *et al.* 2009）、また、2012 年 4～5 月の調査では、北部の武蔵堆周辺に多く滞留していることが確認された（図 8）。日本海への来遊個体数は広域航空機目視調査と北海道庁が集計する「来遊目視状況資料」に基づき、第 1 期（2004～2008 年度）5,864 頭（CV = 0.181）、第 2 期（2009～2013 年度）6,008 頭（CV = 0.184）、第 3 期（2014～2018 年度）5,947 頭（CV = 0.192）と推定された（水産庁 2019b）。一方、根室海峡側では、2007 年 1～2 月に航空機を用いた調査が行われ、沿岸域を中心に少なくとも 64 頭の観察があった。

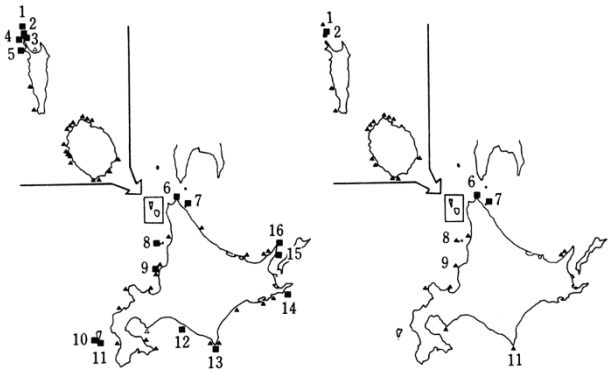

図 7. 1920～1970 年及び 1981～1985 年に調査・報告されたトド上陸場の分布（山中ほか 1986）（番号は表 1 に対応）

【回遊様式】

本種は北海道沿岸において、性別と年齢により異なる回遊様式を示す。1980 年代の模式図（山中ほか 1986）（図 9）によると、サハリンからの集団は主に日本海側を南下し、雄成獣や雌、幼獣はサハリン南部や北海道北部にとどまるが、雄の若齢獣は積丹半島まで到達する。一方、千島列島からの集団は根室海峡から太平洋岸に来遊するが、雌は根室海峡で滞留し、雄成獣は襟裳岬、雄の若齢獣は内浦湾まで到達するとした。また、両者の集団は北海道沿岸で交流していないと考えられていたが、最近年の来遊個体の性比・年齢構成から、従来とは異なる回遊様式が提案されている（星野 2004）（図 10）。すなわち、根室海峡には従来どおり千島列島からの雌主体の群れが滞留するが、太平洋側に到達する集団はほとんどない。千島列島とサハリンの集団は北海道日本海側で合流し、北部には雌雄混合群、道央から北桧山には成熟雌及び若齢雄を含む成熟雄主体の群れが滞留する。

日本への来遊起源であるロシアの個体群動態と北海道への来遊動向の変遷との関係は不明であるが、前述したようにチュレニー島では 1989 年頃より個体数が急増しており、このことは日本海側へのトドの来遊傾向（来遊数の増加及び成熟個体の滞留）と関連している可能性がある。

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

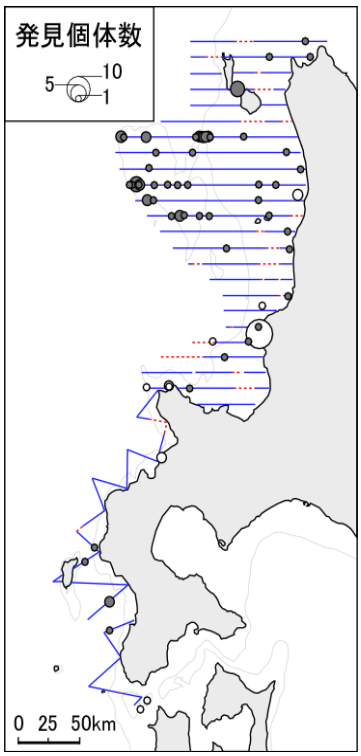

図 8. 航空機目視調査の調査定線とトド発見位置（2012 年）
（●：トド一次発見、○：トド二次発見、青線：海況 2 以下での探索、赤点線：海況 3 以上での探索）

管理方策

【漁業被害】

北海道沿岸では深刻な漁業被害があり、年によって被害範囲は青森県にまで拡大している。北海道における漁業被害は主に刺網と底建網で発生しており、直接被害（漁具被害）と間接被害（漁獲物被害等）を合わせた被害金額は 1992 年以降連続して 10 億円を超え、2013 年には 20.5 億円でピークを迎えた（図 11）。基本方針に基づく管理を開始した 2014 年以降は減少傾向に転じ、2017 年度以降は 10 億円前後となっている。なお、被害額の大部分は北海道日本海側で計上されている。

また、青森県では定置網及び底建網にトド等の海獣によると思われる被害が発生しており（11 月～5 月集計）（図 12）、2003 年度から 2008 年度までは被害額が 4 千万円を超えていた。しかし近年は減少し、2016 年度の被害額は 78.5 万円、2017 年度以降は被害が発生しなかった。

【被害対策】

漁業被害を軽減し、漁業と本種の共存を図るべく、過去には音波や臭気等を用いた忌避手法の開発が試みられたが、本種の高い学習能力のため、継続的な効果を得ることはできなかった。近年は強化定置網の普及、強化刺網の開発、猟銃による採捕・追い払い、水中大音圧による音響忌避装置の開発及び生態調査が行われている。特に、小型定置網では袋網（魚溜まり）の一部にダイニーマ・ベクトラン等の強化繊維を用いることで破網を防止する効果が得られている。刺網については、通常のナイロン製の 1 枚網の両側にダイニーマ等の強化繊維を用いた保護網を取り付けた強化刺網が開発され（磯野ほか 2013）、近年は普及に向けた価格の安い強化刺網の実証化試験が続けられている。また、音響忌避装置の開発では、休息として水面に滞留しているトドに対して水中大音圧音を発したところ、一時的な反応が確認された（磯野ほか 2018）。

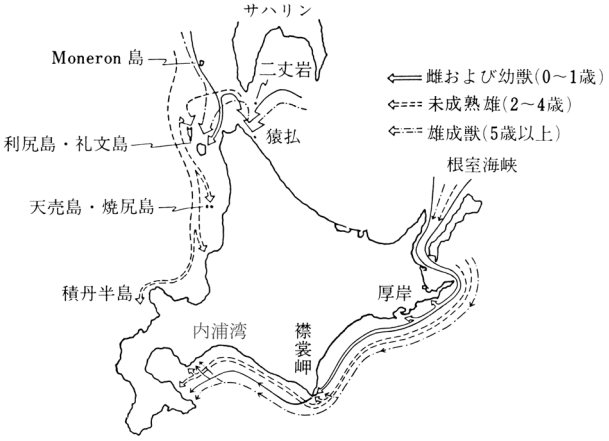

図 9. 1980 年代の回遊模式図（山中ほか 1986）

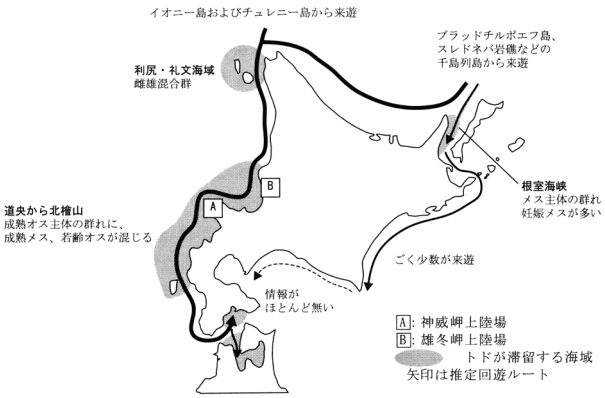

図 10. 近年の来遊状況と回遊模式図（星野 2004）

【管理方針・措置】

本種の採捕は、年間の上限頭数（クオータ）を定めて行われている。国内では 2007 年よりトドの個体数回復を図るため PBR に基づく採捕数管理が行われてきた。2010 年以降は管理方策にブロック・クオータ制を導入し、5 ヵ年度ごとのブロック内でクオータ管理を行っている。また、近年の本種個体数の回復及び日本海を中心とした本種による漁業被害の深刻化を受け、2014 年度より、日本海来遊群を対象に基本方針（水産庁 2014）に基づき採捕数管理を行うこととなった。

基本方針では、①本種の絶滅の危険性がない範囲で本種による漁業被害を最小化することを目標とする、②管理は予防原則に基づくとともに順応的管理の考え方を導入し行う、との基本的な考え方に基づき、「日本海来遊群の個体数を 10 年後（2023 年）に現在（2010 年）の水準の 60%となるまで減少させること」を管理の目標とすることとされた。ただし、不確実性を考慮し、（1）30 年後の来遊群の個体数が現在の水準の 20%以下となる確率が 5%未満となること、（2）100 年以内に来遊個体群が絶滅する確率が 10%未満であること、の基準に合致することが条件とされた。基本方針における日本海来遊群の採捕数は、過去の採捕数、来遊資源量推定値に基づき作成された

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

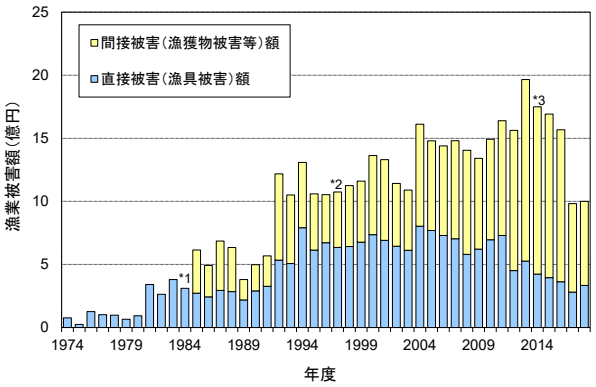

図 11. 漁業被害額の推移（1974～2018 年）（北海道庁）
*1：1984 年以前は間接被害額の集計なし。
*2：1997 年以降はトド年度（7～6 月）による集計。
*3：2014 年以降はトド年度（9～8 月）による集計。

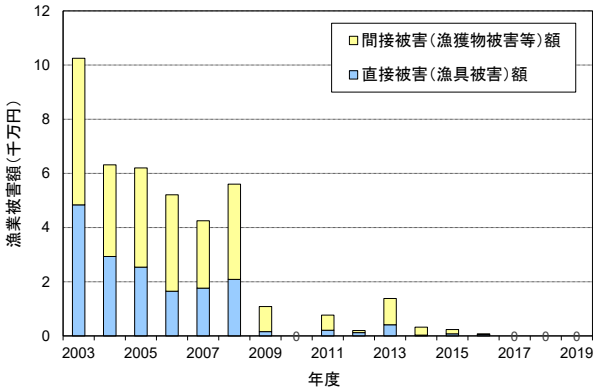

図 12. 海獣による漁業被害額の推移（2003～2019 年度）（青森県庁）
トド年度（11～5 月）による集計。トドまたはオットセイによる被害（海獣の種類を推定できない事後確認が多くあるため、区別しないで算出）。

トドの個体群動態モデル（北門ほか 未発表）により双方の基準を満たした採捕数として算出された。2014～2018 年度ブロックにおけるクオータは、日本海来遊群の採捕数 604 頭／年度から混獲死亡個体数（103 頭）を減じた 501 頭／年度と設定された。なお、5 年後の再評価（後述）時において、管理目標の水準を下回っていないことが管理目標に関して合致しなければならないもう一つの基準として明示されている。

基本方針では、本種の管理を的確に行うため、留意事項として①来遊個体数の正確な把握、②採捕数の正確な把握、③漁業被害情報の継続的な収集、④効果的な採捕方法の採用、⑤被害軽減効果の検証方法の検討、⑥揚収可能な方法による採捕及び、⑦関係生物資源の資源状態の分析、並びに配慮事項として、①ハンター間の技術交流促進、②非致死的な被害軽減対策の推進及び③採捕個体の利活用の促進、が列記されている。

基本方針に基づく管理を開始して 5 年経過時には、採捕数、来遊個体群の個体数の変化、繁殖状況、漁業被害等の状況を点検し、本方針に関する所要の見直しを行うことが規定されている。このため、2018 年からトドの管理に関する考え方等について専門家の意見を聴取するための検討会を開催して見直しを行った結果、採捕数の設定等について現方針の考え方を維持することとなった（水産庁 2019a）。2019～2023 年度ブロックにおけるクオータは、2014～2018 年度ブロックと同様 501 頭／年度と定められ、前年度未消化枠がある場合は 75 頭を上限に加算することとされた。2020 年度のクオータは 2019 年度からの繰越分を加え、北海道連合海区漁業調整委員会において 523 頭（2020 年 9 月 1 日～2021 年 6 月 30 日を対象、根室（知床）来遊群の採捕数 15 頭を含む）と定められた。このうち、日本海来遊群のクオータは、根室（知床）来遊群のクオータ 15 頭を除いた 508 頭以内となるよう北海道、青森県の両道県で採捕される。ただし、青森県のクオータは青森県東部海区漁業調整委員会及び青森県西部海区漁業調整委員会で合わせて 8 頭以内（2019 年 12 月 1 日～2020 年 5 月 31 日を対象）とされている。

根室（知床）来遊群については、来遊状況に関する情報が不足していることから、日本海来遊群と同様の科学的な管理の枠組みが設定できない状況であり、近年のクオータは、北海道が定めた直近の根室地区の採捕数を踏まえた 15 頭／年度となっている。このため、同来遊群に関する更なる科学的知見の蓄積及びこれに基づいた管理枠組みの検討が望まれる。

執筆者

北西太平洋ユニット
北西漁業資源サブユニット
水産資源研究所 水産資源研究センター
広域性資源部 鰭脚類グループ
磯野　岳臣・服部　薫

参考文献

Baker, A.R., Loughlin, T.R., Burkanov, V., Matson, C.W., Trujillo, T.G., Calkins, D.G., Wickliffe, J.K., and Bickham, J.W. 2005. Variation of mitochondrial control region sequences of Steller sea lions: the three-stock hypothesis. J. Mammal., 86(6): 1075-1084.

Bickham, J.W., Patton, J.C., and Loughlin, T.R. 1996. High variability for control-region sequences in a marine mammal: Implications for conservation and biogeography of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). J. Mammal., 77(1): 95-108.

Burkanov, V.N. 2009. Russian Steller sea lion research update. AFSC Quarterly Research Reports Jan-Feb-Mar 2009. 6-11 pp.

Burkanov, V.N., Altukhov, A.V., Andrews, R., Blokhin, I.A., Calkins, D., Generalov, A.A., Grachev, A.I., Kuzin, A.E., Mamaev, E.G., Nikulin, V.S., Panteleeva, O.I., Permyakov, P.A., Trukhin, A.M., Vertyankin, V.V., Waite, J.N., Zagrebelny, S.V., and Zakharchenko, L.D. 2008. Brief results of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) survey in Russian waters, 2006-2007. Marine Mammals of the Holarctic: Collection of Scientific Papers, After the Fifth International Conference, Odessa, Ukraine, October 14-18, 2008. 116-123 pp.

Burkanov, V.N., Andrews, R.D., Hattori, K., Isono, T., and Tretyakov, A.V. 2012. Brief results of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) survey in the northern Sea of Okhotsk and Sakhalin Island, 2011. Marine Mammals of the Holarctic:

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

Collection of Scientific Papers, After the Seventh International Conference, Suzdal, Russia, September 24-28, 2012. 126-132 pp.

Burkanov, V.N., Fomin, S.V., Laskina, N.B., Mamaev, E.G., Nikulin, S.V., Ryazanov, S.D., Tretyakov, A.V., Usatov, I.A., and Vertyankin, V.V. 2016. Survey the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) rookeries, 2015: wide-range decline in pup production. Marine Mammals of the Holarctic, Astrakhan, Russia, October 31-November 5, 2016. p. 23.

Burkanov, V.N., and Loughlin, T.R. 2005. Distribution and abundance of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, on the Asian coast, 1720's-2005. Mar. Fish. Rev., 67(2): 1-62.

Calkins, D.G., and Goodwin, E. 1988. Investigation of the declining sea lion population in the Gulf of Alaska. Alaska Department of Fish and Game, Anchorage. 76 pp.

Calkins, D.G., McAllister, D.C., Pitcher, K.W., and Pendleton, G.W. 1999. Steller sea lions status and trend in Southeast Alaska: 1979-1997. Mar. Mammal Sci., 15(2): 462-477.

Calkins, D.G., and Pitcher, K.W. 1982. Population assessment, ecology and trophic relationships of Steller sea lions in the Gulf of Alaska. Environmental Assessment of the Alaskan Continental Shelf. Final Reports, 19: 455-546.

Committee on Taxonomy. 2018. List of marine mammal species and subspecies. The Society for Marine Mammalogy. https://www.marinemammalscience.org（2020 年 11 月 4 日）

DeMaster, D., and Atkinson, S. (eds.) 2002. Steller sea lion decline: is it food II. University of Alaska Sea Grant, Fairbanks, USA. 80 pp.

DFO. 2008. Population Assessment: Steller Sea Lion (*Eumetopias jubatus*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2008/047. 11 pp.

Gelatt, T., and Sweeney, K. 2016. *Eumetopias jubatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T8239A45225749. Doi: 10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T8239A45225749.en

後藤陽子・磯野岳臣・鈴木祐太郎・堀本高矩・和田昭彦・山口宏史・服部 薫. 2016. 北海道宗谷岬弁天島におけるトド上陸状況と 2015-16 年に観察された長期滞在. 日本哺乳類学会 2016 年度大会.

後藤陽子・生田 駿・小林万里・堀本高矩・服部 薫. 2017. 宗谷岬弁天島周辺海域における 2016-17 年のトド分布状況. 日本哺乳類学会 2017 年度大会.

Goto, Y., and Trites, A. 2019. Daily food requirements of Steller sea lion, spotted seal and ribbon seal distributed along the coast of the Nemuro Strait, Hokkaido, Japan. PICES-2019 Annual Meeting 16-27 Oct, Victoria, BC, Canada, p. 101.

Goto, Y., Wada, A., Hoshino, N., Takashima, T., Mitsuhashi, M., Hattori, K., and Yamamura, O. 2017. Diets of Steller sea lions off the coast of Hokkaido, Japan: An inter-decadal and geographic comparison. Mar. Ecol., 38(6), e12477. Doi: 10.1111/maec.12477

Hattori, K., Isono, T., Wada, A., and Yamamura, O. 2009. The distribution of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in the Sea of Japan off Hokkaido, Japan: A preliminary report. Mar. Mammal. Sci., 25(4): 949-954.

Hoffman, J.I., Matson, C.W., Amos, W., Loughlin, T.R., and Bickham, J.W. 2006. Deep genetic subdivision within a continuously distributed and highly vagile marine mammal, the Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). Mol. Ecol., 15(10): 2821-2832.

Holmes, E.E., Fritz, L.W., York, A.E., and Sweeney, K. 2007. Age-structured modeling reveals long-term declines in the natality of western Steller sea lions. Ecol. Appl., 17(8): 2214-2232.

Horning, M., and Mellish, J.E. 2014. In cold blood: evidence of Pacific sleeper shark (*Somniosus pacificus*) predation on Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in the Gulf of Alaska. Fish. Bull., 112(4): 297-310.

星野広志. 2004. トドの来遊状況. *In* 小林万里・磯野岳臣・服部 薫（編）, 北海道の海生哺乳類管理. 北の海の動物センター, 北海道. 2-5 pp.

Hoshino, H., Isono, T., Takayama, T., Ishinazaka, T., Wada, A., and Sakurai, Y. 2006. Distribution of the Steller sea lion *Eumetopias jubatus* during winter in the northern Sea of Japan, along the west coast of Hokkaido, based on aerial and land sighting surveys. Fish. Sci., 72(5): 922-931.

石名坂 豪・坂部（倉澤）皆子・佐藤晴子・石井英二・小林万里・田澤道広. 2009. 知床半島羅臼町沿岸の休息場におけるトド *Eumetopias jubatus* の越冬状況-2006-07 年および 2007-08 年冬季. 知床博物館研究報告, 30: 27-53.

石名坂 豪・土屋誠一郎・佐藤瑞奈・吉田剛司・増田 泰. 2017. ドローンを活用したトド遊泳群のカウント、標識個体の識別、および標識再捕法による根室海峡来遊群の個体数推定. 日本哺乳類学会 2017 年度大会.

磯野岳臣. 1999. 成長・発育様式と性的二型. *In* 大泰司紀之・和田一雄（編）, トドの回遊生態と保全. 東海大学出版会, 東京. 80-122 pp.

磯野岳臣・Burkanov, V.N.・服部 薫・山村織生. 2014. 上陸場自動撮影システムによるトド焼印個体の出自. 日本哺乳類学会 2014 年度大会.

Isono, T., Burkanov, V.N., Ueda, N., Hattori, K., and Yamamura, O. 2010. Resights of branded Steller sea lions at wintering haul-out sites in Hokkaido, Japan 2003-2006. Mar. Mammal. Sci., 26(3): 698-706.

磯野岳臣・後藤陽子・服部 薫. 2018. 北海道宗谷弁天島周辺の遊泳トドで観察した水中大音圧音への反応. 日本哺乳類学会 2018 年度大会.

磯野岳臣・服部 薫・山村織生. 2016. 2004-2015 年、北海道日本海側の雄冬トド上陸場モニタリング. 日本哺乳類学会 2016 年度大会.

磯野岳臣・新村耕太・服部 薫・山村織生. 2013. トド被害防除対策としての強化刺網開発. 水産技術, 6(1): 17-26.

伊藤徹魯・加藤秀弘・和田一雄・島崎健二・荒井一利. 1977. 北海道におけるトドの生態調査報告(I). 鯨研通信, 305: 1-8.

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

Johnson, D.S., and Fritz, L. 2014. agTrend: A Bayesian approach for estimating trends of aggregated abundance. Methods Ecol. Evol. 5(10): 1110–1115. doi:10.1111/2041-210X.12231.

環境省. 2012. 第 4 次レッドリストの公表について（お知らせ）（報道発表資料、別途資料 6）. http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20549&hou_id=15619（2020 年 11 月 4 日）

加藤秀弘. 1976. トドの食性と胃に見られる石について. 鯨研通信, 304: 91-94.

Kenyon, K.W., and Rice, D.W. 1961. Abundance and distribution of the Steller sea lion. J. Mammal., 42(2): 223-234.

Loughlin, T.R. 1997. Using the phylogeographic method to identify Steller sea lion stocks. *In* Dizon, A., Chives, S.J., and Perrin, W. (eds.), Molecular genetics of marine mammals. Soc. Mar. Mammal., Spec. Pub. 3. 159-171 pp.

Loughlin, T.R. 1998. The Steller sea lion: A declining species. Biosph. Conserv., 1(2): 91-98.

Loughlin, T.R., Perlov, A.S., and Vladimirov, V.A. 1992. Range-wide survey and estimation of total number of Steller sea lions in 1989. Mar. Mammal Sci., 8(3): 220-239.

Loughlin, T.R., Rugh, D.J., and Fiscus, C.H. 1984. Northern sea lion distribution and abundance: 1956-80. J. Wildlife. Manage., 48(3): 729-740.

Matkin, C.O., Lennard, L.B., and Ellis, G. 2002. Killer whales and predation on Steller sea lions. *In* DeMaster, D. and Atkinson, S. (eds.), Steller Sea Lion Decline: Is It Food II. University of Alaska Sea Grant, Fairbanks, USA. 61-66 pp.

宮武克巳. 1943. 腦胞獣・猟虎・海驢. 海洋の科学, 3: 533-541.

Muto, M.M., Helker, V.T., Delean, B.J., Angliss, R.P., Boveng, P.L., Breiwick, J.M., Brost, B.M., Cameron, M.F., Clapham, P.J., Dahle, S.P., Dahlheim, M.E., Fadely, B.S., Ferguson, M.C., Fritz, L.W., Hobbs, R.C., Ivashchenko, Y. V., Kennedy, A.S., London, J.M., Mizroch, S.A., Ream, R.R., Richmond, E.L., Shelden, K.E.W., Sweeney, K.L., Towell, R.G., Wade, P.R., Waite, J.M., and Zerbini, A.N. 2020. Alaska marine mammal stock assessments, 2019. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-404. 395 pp.

NOAA. 2013. Endangered and Threatened Species; Delisting of the Eastern Distinct Population Segment of Steller Sea Lion Under the Endangered Species Act; Amendment to Special Protection Measures for Endangered Marine Mammals; Final Rule. Federal Register, Nov. 78(213): 66139-66199. https://www.federalregister.gov/documents/2013/11/04/2013-25261/endangered-and-threatened-species-delisting-of-the-eastern-distinct-population-segment-of-steller（2020 年 12 月 24 日閲覧）

Phillips, C.D., Trujillo, R.G., Gelatt, T.S., Smolen, M.J., Matson, C.W., Honeycutt, R.L., Patton, J.C., and Bickham, J.W. 2009. Assessing substitution patterns, rates and homoplasy at HVRI of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*. Mol. Ecol., 18(16): 3379-3393.

Pitcher, K.W., and Calkins, D.G. 1981. Reproductive biology of Steller sea lions in the Gulf of Alaska. J. Mammal., 62(3): 599-605.

Pitcher, K.W., Olesiuk, P.F., Brown, R.F., Lowry, M.S., Jeffries, S.J., Sease, J.L., Perryman, W.L., Stinchcomb, C.E., and Lowry, L.F. 2007. Status and trends in abundance and distribution of the eastern Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) population. Fish. Bull., 105: 102-115.

水産庁. 2014. トド管理基本方針の公表について（プレスリリース）. http://www.jfa.maff.go.jp/j/press/sigen/140806.html（2020 年 11 月 4 日）

水産庁. 2019a. トド管理基本方針の一部改正について（プレスリリース）. http://www.jfa.maff.go.jp/j/press/sigen/190827.html（2020 年 11 月 4 日）

水産庁. 2019b. トド管理基本方針に基づく点検について. http://www.jfa.maff.go.jp/j/sigen/attach/pdf/todohigaitaisaku-13.pdf（2020 年 11 月 4 日）

Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mammal Sci., 14(1): 1-37.

Wolfe, R.J., Fall, J.A., and Stanek, R.T. 2006. The subsistence harvest of harbor seals and sea lions by Alaska Natives in 2005. Alaska Department of Fish and Game, Division of Subsistence, Technical Paper No. 319. 92 pp.

山中正実・大泰司紀之・伊藤徹魯. 1986. 北海道沿岸におけるトドの来遊状況と漁業被害について. *In* 和田一雄・伊藤徹魯・新妻昭夫・羽山伸一・鈴木正嗣（編）, ゼニガタアザラシの生態と保護. 東海大学出版会, 東京. 274-295 pp.

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved

トド（北太平洋沿岸・オホーツク海・ベーリング海）の資源の現況（要約表）

資源水準	西部系群*1：不明
資源動向	西部系群*1：増加
世界の漁獲量 （最近 5 年間）	325.7～359.0 頭 最近（2019）年：359.0 頭 平均：346.5 頭（2015～2019 年）*2
我が国の漁獲量 （最近 5 年間）	464～584 頭 最近（2019）年：584 頭 平均：516.8 頭（2015～2019 年）*3
管理目標	10 年後（2023 年）に来遊個体群の個体数が現在（2010 年）の水準の 60%になるまで減少させる（日本海来遊群）
資源評価の方法	繁殖期に上陸個体を計数し、水準と動向を判断 （国内では、日本海来遊群を対象にライントランセクト法による広域航空機目視調査及び北海道庁が集計する「来遊目視状況資料」に基づく）
資源の状態	検討中
管理措置	・日本海来遊群：2019～2023 年度の間、年間のクオータ（混獲死亡個体数を除いた採捕上限頭数）を 501 頭とする（ただし、前年度未消化枠がある場合は 75 頭を上限に加算される） ・根室（知床）来遊群：年間のクオータを 15 頭とする
管理機関・関係機関	農林水産省 北海道連合海区漁業調整委員会 青森県東部海区漁業調整委員会 青森県西部海区漁業調整委員会
最近の資源評価年	2021 年
次回の資源評価年	2022 年

*1 西部系群：アラスカのサックリング岬以西の北太平洋沿岸、ベーリング海及びオホーツク海沿岸

*2 人為的要因による死亡を全て含む

*3 混獲死亡を除く

Copyright (C) 2021　水産庁　水産研究・教育機構　All Rights Reserved