



## ◇ 目次 ◇

日本鯨類研究所における資源量推定方法について……………	高橋 萌	1
日本の国内市場に流通する鯨製品のDNA登録による監視制度……………	後藤睦夫、及川宏之	11
日本鯨類研究所関連トピックス(2021年3月～2021年5月)……………		15
日本鯨類研究所関連出版物等(2021年3月～2021年5月)……………		19
京きな魚(編集後記)……………		20

## 日本鯨類研究所における資源量推定方法について

高橋 萌(日本鯨類研究所・資源管理部門)

現在どのくらいの数の鯨がいるのか、それを把握し過去と比較することは、現状と動向を知り、鯨類資源の保護・管理、さらには持続的利用を推進する上で重要な過程です。当研究所では、30余年前からこれを知るために多くの調査が考案・実施され(松岡, 2005; 2013)、南は南極海、北はベーリング海以南の北太平洋を対象として、ミンククジラを筆頭にヒゲクジラ類の資源量を推定してきました。一方で、生きた動物、自然相手の調査であり、算出される推定値には多くの不確実性が含まれることも事実です。

そこで本稿では、当研究所がどのような調査を実施してどのように鯨の現存資源量を推定しているのか、そしてそれに含まれる不確実な部分とそれを補うために考案された・されている方法について、簡単に紹介したいと思います。また、実は資源量推定関連の原稿が本誌に掲載されるのは、なんと8年余ぶりとのこと、あらためて、鯨の資源量(個体数)推定って何?何しているの?という興味・関心を寄せていただく機会になればと思います。本稿では触れられなかった調査の仔細(松岡, 2008)やかつてのIWCでの議論を踏まえた解析上の対応、モデル開発のいきさつやアイデア、課題については、袴田(2008)<sup>1</sup>や北門(2012)<sup>2</sup>をぜひご覧いただきたいと思います。

## 1. 資源量推定 –鯨の頭数を数えるとは–

さて、突然ではありますが、柵の向こうには牛がたくさんいるとします。何頭いるのか教えて下さいと言われてたら、みなさんならどのように数えて報告するでしょうか。囲いが小さければ、指さし確認で数えられるかもしれません。あるいは、囲いの中を歩いて回って数えていても良いかもしれません。このように、対象とするエリアにいる“すべて”の個体を数え上げる数え方を、全数調査法と言います。では、一望できない、広すぎるエリアの場合にはどうするでしょうか。多くの鯨類の場合、程度の差こそあれ、その生息域は広く回遊しているため、一度に対象エリア(海域)内の全てを数えることは到底

<sup>1</sup> 袴田高志. 2008. 資源量推定法と南極海鯨類捕獲調査(JARPA)への適用. 鯨研通信 439: 12-18.

<sup>2</sup> 北門利英. 2012. クロミンククジラの資源量推定法と最近の話題. 鯨研通信 453: 10-18.

できません。そこで活躍するのが、標本調査法の考え方です。標本調査法では、全体の一部にいる個体をまず数え上げ、それを全体に引き延ばして全個体数を知ろうとします。

### 1 調査対象エリアの選び方 ー無作為抽出法ー

早速、全体の10分の1のエリアを調べてみたら100頭いたとします。この時、10分の1のエリアにいる個体をすべて数えられているとして、エリア全体には何頭いるのでしょうか。資源量推定の根底にあるアイデアでは、 $100 \times 10$ で1000頭いると推定します。では、本当にいつでもそうなるのでしょうか。答えは、そうなることもあるかもしれないし、ないかもしれない、です。なぜなら、たまたま調査した海域に鯨が少なければ、全体に引き延ばして算出される全個体数は少なく見積もられますし、その逆もしかりだからです。このように、ある一部分を選んで(標本調査)得られる鯨の頭数の推定値には、真の値との誤差を伴い、これを我々は標本誤差と呼んでいます。また、この標本誤差がどの程度あるのかを知るために、わざわざ何パターンも調査をやってみる、という挑戦的な調査は現実的に不可能なので、調査対象とするエリア(調査海域)の中ではできるだけ満遍なく調査したと仮定できるように、そもそも‘無作為’に部分的な調査エリアを決定することにより、部分的な(つまり恣意的な)調査エリアの選び方による推定値の偏りを減らし、標本誤差を推定できます。

### 2 調査の仕方 ーライトランセクト法ー

つぎに、どのようにして調査対象エリアの中を満遍なく調査するかを考えます。例えば、目の前に遮るものがない場合、50m先の牛を見落とすことはあるでしょうか。おそらく答えは否で、きっと誰しもが見つけられるのではないのでしょうか。そうであれば、左右を気にしながら黙々と歩いて数えたら、歩いた距離とその両脇50mの中にいた牛は残らず数え上げられているはずで、全体に対するその面積の割合で割れば全体の個体数の推定値を得ることができます。この原理に基づく調査方法がライトランセクト法で、大変有名な手法です。鯨類の場合、調査船による目視調査でよく用いられる方法です。

図1は、ライトランセクト法による調査の模式図です。何頭の鯨がいるのか推定したい海域が調査海域であり、そこにひかれた線Lが、前出の無作為抽出法の考えに則ってあらかじめ設定された、トラックラインと呼ばれる実際に調査を行うコースです。推定値の精度を保証する上で大事な部分になります。

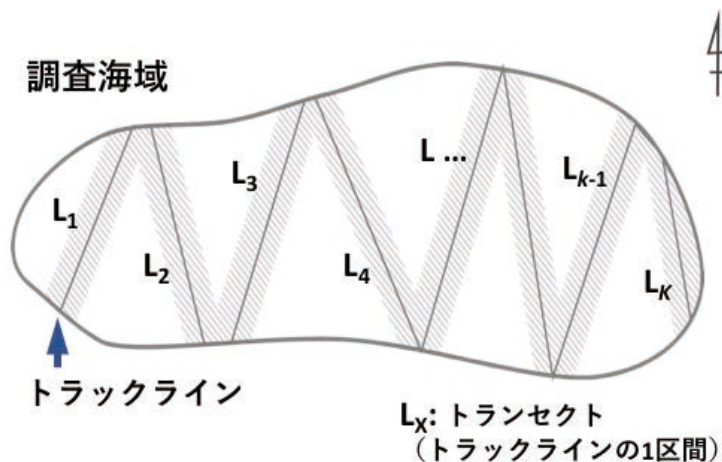


図1. 調査海域におけるライトランセクト法に基づく調査の模式図。調査船は、トラックラインと呼ばれるあらかじめ定められたコース上を航行する。

ところで、目の前に遮るものがないとして、何メートル先までなら見落とさなく数えられるのでしょうか。あるいは、左右をしっかり確認して前に進むとして、一時も目を離さずに探せるのでしょうか。実は窪地があって見えていない部分があったり、霧でうっすら遠くが見えなかったりするかもしれません。こうした疑問・課題が、推定値の不確実性の要因であり、以降では、これらの不確実性を克服しつつ実際の推定値を得るまでの流れを、当研究所で実施しているライトランセクト法に基づく目視調査にフォーカスして紹介したいと思います。

## 2. どのようにデータを集めているのか

### 1 調査海域と調査コースの設定

多くの大型鯨類では、季節的な回遊が知られています。したがって、対象種の現存資源量を推定する上では、兎にも角にも調査を実施する時期と場所を適切に設定する必要があります。そこで、当研究所では、商業捕鯨時代から蓄積されてきた目視情報に基づいて、数え漏らしや重複数え上げにならないよう十分に考慮して、調査海域を設定しています。また、ランダムサンプリング法の重要性は先に述べたとおりであり、対象海域内を満遍なく調査するよう、規則正しく無作為に調査コースを配置するようにしています。この時、調査対象種の分布が不均質であることが最初から想定される場合には、あらかじめいくつかの層(小さいエリア)に分けて、それぞれに調査コースを設定することで、推定誤差が必要以上に大きくなりすぎることを避けることもできます。例えば、沖合よりも沿岸に多く分布することが知られている鯨類の場合には、沿岸と沖合に分けて調査コースを設定する、といった具合です。

### 2 調査船と目視観察

調査船には、鯨を発見するための観察台があります(図2左)。鯨は、船のそばに現れることもあれば遠く水平線のすぐ下あたりに現れることもあり、観察員は、目盛付き双眼鏡を使って鯨の噴気や背びれなど鯨体を探します(図2右上、図3)。日が昇り明るくなってから日没までの間(長いときでは12時間に及びます)、黙々と目を皿にして探してゆきます。

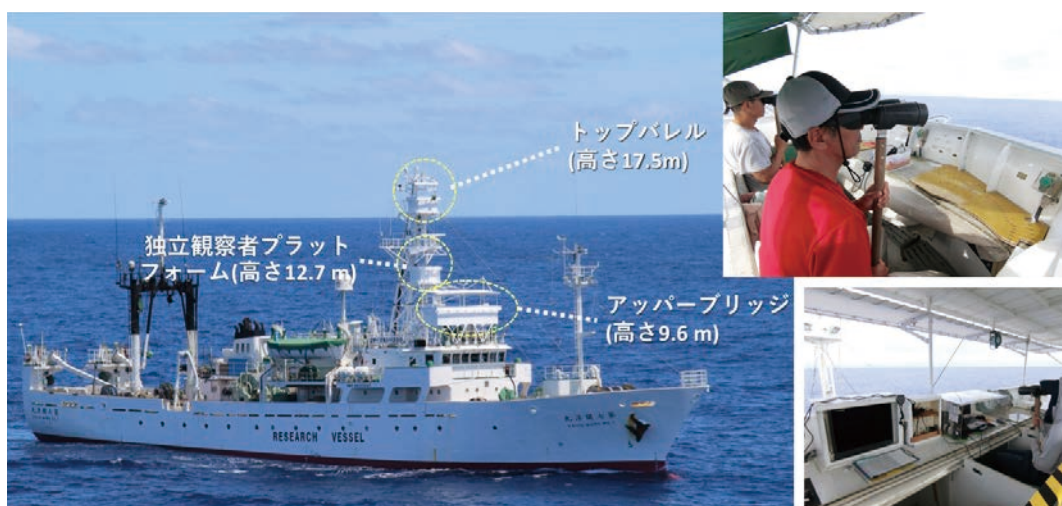


図2. 目視調査船(第七開洋丸)と目視探索用の観察台(左)、ならびにトップバレルでの目視探索中の様子(右上)とアッパーブリッジ内の様子(右下)。

鯨を発見したら、距離と角度を目測し、その後、接近して何鯨であったのか種を判定し、頭数を数えていきます。特徴的な外部形態や噴気の形状がある場合には、あまり近寄らずに鯨種を特定することが可能な場合もありますが、より確実な記録をとるために、なるべくはっきり視認できる距離まで近寄って種を判定するようにしています。また、ヒゲクジラは単独でいる場合も多くありますが、時期や海域、鯨種によっては、数頭から数百頭の群れている場合もありますし、子連れの場合もあります。そのため、鯨種の特定とほぼ同時に、発見した鯨の頭数や組成についても観察し、調査員は記録を残していきます(図2の右下)。

ところで、目測される距離と角度がどのくらい正確かも、重要ではないかとお気づきの方もいらっしゃるのではないのでしょうか。実際に目視調査に参加している著者は、観察員の方々の目測の精度の高さに大変驚いたのですが、それでも人によって多少なりとも偏りが生じることも事実です。そこで当研究所では、鯨に見立てた高さ5mほどのブイを浮かべ、目測とレーダー測定値との開き具合を検証し(図3)、目測値を補正するという作業も行っています。また、角度盤と呼ばれる大きな分度器のようなパネルを手元に置き(図2、右上写真内の黄色い板)、より正確に船首方向(つまり調査コース)から発見した鯨あるいは鯨群までの角度が推定できるよう、観察台も工夫されています。



図3. クロミンククジラの背びれ(左上)と船からのクジラの群れの発見時の様子(左下),ならびにシロナガスクジラの噴気(真ん中)とそれに見立てたブイ(右).

### 3. 資源量推定方法 –目視調査船による発見データをもとに–

以上のようにして、鯨の発見に関するデータ(距離・角度、種、群れ頭数などが記録されたデータ。以降、目視データ)が得られてようやく、資源量の算出がはじまります。以降では、この目視データをどのように使って資源量を推定しているのか、概略を紹介します。

図4は、ライントランセクト調査における発見の状況を概念的に示しています。トラックライン上を航行する船から、双眼鏡を用いて探索し、鯨までの距離と角度を目測して記録していくというのは先に述べたとおりです。船に近いほど鯨が発見しやすいことは、直感的にも感じていただけるかと思うのですが、実際に発見された鯨をトラックラインからの距離ごとに集計すると、図4の頻度分布(ヒストグラム)にあるように、トラックラインから離れるにつれて発見数が減ることがわかっています。これは、“見つけれられる可能性(発見確率)”が小さくなるという現象に置き換えることができるため、この状況(発見と距離の関係)を発見関数  $g(x)$  と呼ばれる関数を通して表現することが考えられました(Buckland *et. al.*, 2001)。

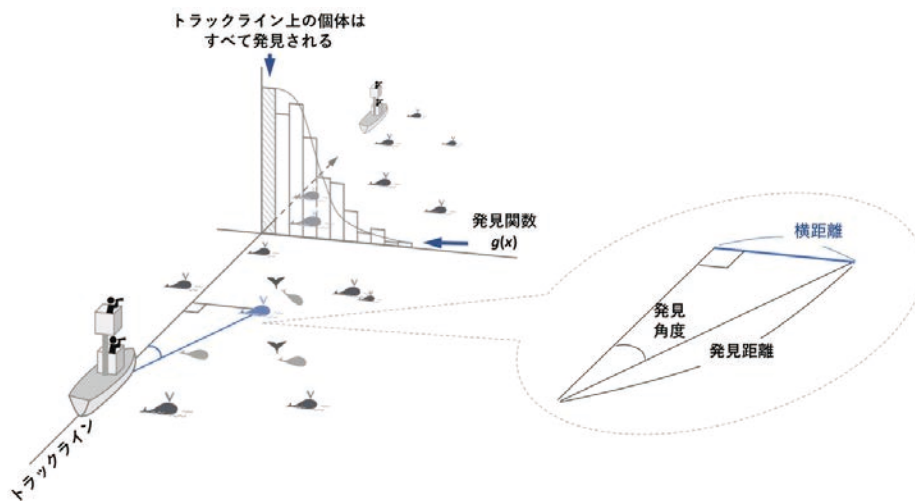


図4. ライントランセクト法に基づく目視探索の概念図。

この“見つけれられる可能性(発見確率)”の状況を表すには、

$$\text{ハーフノーマル関数 } g(x) = \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma^2}\right) \text{ やハザードレート関数 } g(x) = 1 - \exp\left[\left(\frac{-y}{\sigma}\right)^{-b}\right]$$

といった形の関数が使われています。図5は、それぞれの関数型が表現できる発見確率の状況と両者の違いを示しています。ハーフノーマル関数は、ハザードレート関数に比べてパラメータの数が少ない点で、もしこの関数で表現できるのであれば、よりシンプルなモデルで表現できるというメリットがあります。対してハザードレート関数は、右肩下がりの関数であることは先のハーフノーマル関数と同じですが、ある程度の距離まで発見確率が変わらない場合(例えば、トラックラインから50mも200mもさして鯨のを見つけやすさに変わりがない場合など)には、パラメータ数は増えますが、より生データへの当てはまりが良くなります。それぞれ生データに当てはまりが良いようにパラメータ値( $\sigma$ や $b$ )は推定されていくのですが、最終的にどんなどの発見関数を選択するかは、AICなどの評価指標を用いて決められます。

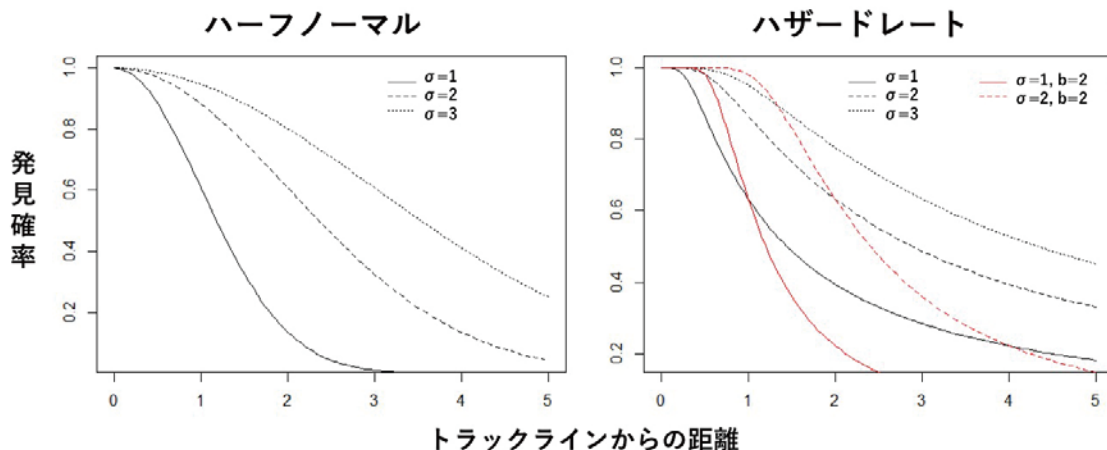


図5. 発見確率の様子を表現するためのハーフノーマル関数(左)とハザードレート関数(右)。関数型とそれぞれのパラメータの値によって、表現できる形が様々に変化する。

発見関数のフィッティングをすると、“有効探索幅( $\mu$ )”と呼ばれる特別な“横距離”も知ることができます。これは、すべての鯨をもれなく数え上げられたと仮定できる範囲を示しています(図6)。なお図6では、簡略のためにトラックラインの右側だけを示していますが、実際にはこれが左側にも広がっており、調査時に航行してきた距離( $L = \sum_k L_k$ )とその有効探索幅をかけることで、全数調査を行ったとみなせる総探索面積を計算することができます( $2 \times \mu \times L$ )。

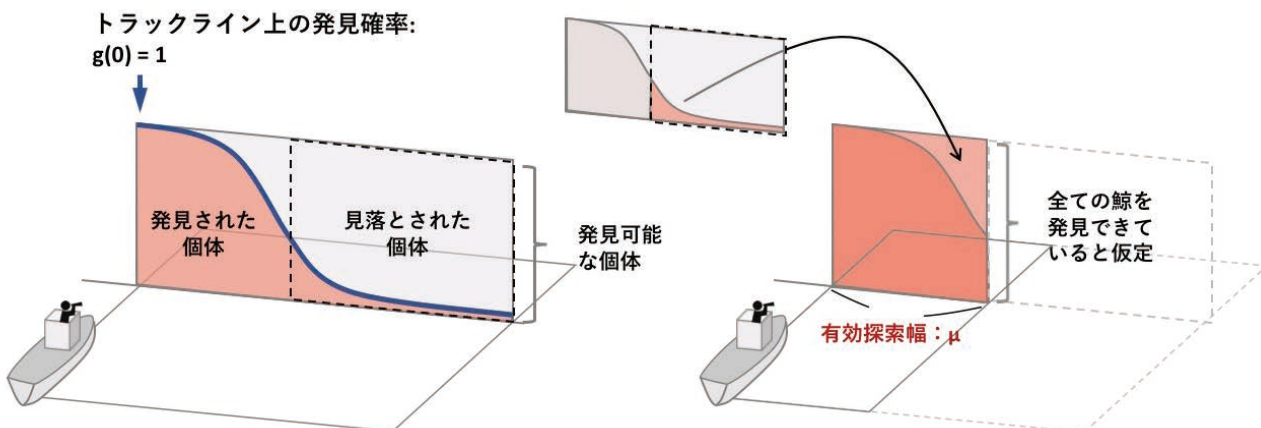


図6. 有効探索幅の概念図。

さらに、発見した鯨の数( $n$ , 群れの数でもよい)をその探索面積で割ることで、単位面積当たりの発見(群)密度( $d = n / 2\mu L$ )が推定でき、最初に設定した調査海域の面積( $A$ )をかけることで、全体の発見数を求めることができます( $N = nA / 2\mu L$ )。また、群れの大きさ(頭数)が発見のしやすさに影響しないと思われる場合には、この発見数に、群れ

の大きさの平均値をかけることで個体数を算出することができます。

なお、ここでは鯨として概略を紹介しましたが、実際にはこれを鯨種別に行っています。といいますのも、同じ遠さでも、背びれが高く大きい種や噴気が高い種(例えば、シロナガスクジラやナガスクジラ)は発見しやすく、一方、ミンククジラのよような小型な鯨種ではその体が波間に隠れて探索が難しく、発見関数の形が異なるからです。

#### 4. 資源量推定値に潜む偏りと補正の重要性

さて、前述のようにして個体数を推定することができましたが、実際はもう少し複雑です。算出される推定値には、第二章でふれた標本分散等による推定誤差や、第三章でふれた発見のし易さなどによる推定値の偏り、あるいは算出のためのモデル式の選択に伴う不確実性や、遠方の発見に関する距離や角度の目測値や頭数そのものに対する不確実性などが含まれます。さらに“偏り”について掘り下げると、目視調査による資源量推定のプロセスには、要因の異なる二つの偏りが生じることがはっきりとわかっています。

例えば、ここまでの前提では、図4に示したようにコースに沿って目視探索を行い、少なくともコース上では全ての鯨を発見している、つまり $g(0)=1$ であることを仮定したものでしたが(Buckland *et al.*, 1993; 2001)、実際には、潜水行動に起因する見落としが発生するため、必ずしも $g(0)=1$ を仮定できるとは限らないという現実があります。どんなに船の近くに鯨がいたとしても、鯨を発見できるのは浮上してきたその一瞬であり、たまたま鯨が潜っているうちに船が通過してしまっただけで発見できなかった、という場合もあるからです(図7青色部分)。また、水面に出ている発見可能な鯨であっても、様々な理由により観察者が見落とすこともあります(図7薄灰部分)。例えば、海面反射(グレア)や霧による視界不良、観察者の疲労やそれによる一瞬の集中力の途切れ等による見落としです。前者のような動物の行動によるバイアスは、一般にAvailability bias(動物の行動による偏り)、後者のような観察する側の行動や状況によるバイアスはPerception bias(観察する側の行動や状況による偏り)として知られており、多くの場合、両者が複合的に資源量推定値に影響を与えていることが知られています(図7のB)。

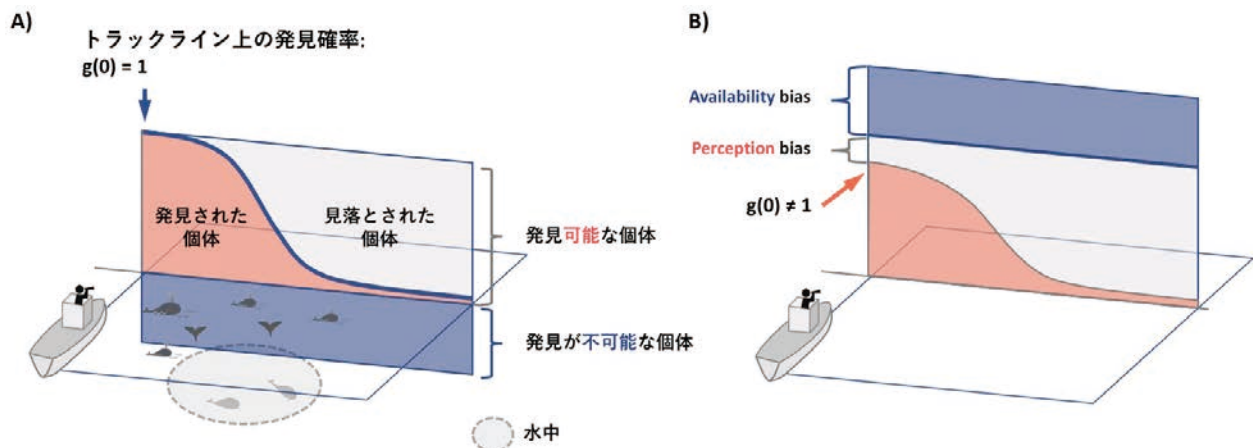


図7. Perception biasとAvailability biasの概念図。

では、こうしたバイアスを考慮せず推定された個体数はどうなるのでしょうか。本当はそこにいるはずの鯨を見落としていた場合、 $g(0)=1$ で推定されたその値は、実際よりも少なく見積もられ、過小評価されることになるでしょう。これは、特に潜水時間の長い種ほど影響が大きく、別途潜水行動からこのバイアスを推定し、補正することは重要なプロセスといえます。また、クロミンククジラのような小さく俊敏な鯨種では、より大型の鯨に比べて見落とし易く、やはり $g(0)=1$ という仮定を満たさないことが知られています。例えば、クロミンククジラでは、 $g(0) = 0.789$ であることが推定されています(Okamura *et al.*, 2010)。ごくシンプルに、 $g(0)=1$ で推定された個体数が1000頭として比較すると、およそ1.27倍( $1 \div 0.789$ )の推定個体数が算出され、200頭以上もの過小評価になっていることがわかります。保護の観点からだけ考えれば、現存資源量を過小評価している分には手厚く保護することになり、良いのかもしれませんが。一方で、持続可能な範囲

で資源を最大限活用しようという“持続的利用”の面では、現存資源量の過小評価は、資源評価において許容される捕獲量を低く算出してしまうといった問題があります。

さて、資源量を推定する過程には、Availability biasやPerception biasと呼ばれる不確実性があり、それをどうにかしなければならないということはなんとなく感じていただけたかと思います。では、実際にどのような手段があるのでしょうか。例えば、Availabilityバイアスだけを考慮するのであれば、実際に鯨の体にデータロガーなどを取り付けて潜水行動を調査、把握し、補正係数とする方法があります(例:Heide-Jørgensen *et al.*, 2010)。Perceptionバイアスを補正する方法には、独立観察者方式として知られる特別な調査方法に基づいて得られた“観察者の見逃しに関する情報”をもとに推定するハザード確率モデル(Skaug and Schweder, 1999)やMark-Recapture Distance Sampling法(MRDS法)(Burt *et al.*, 2014)といった方法があります。また、同じく独立観察者方式に基づくデータから、AvailabilityとPerceptionの両方を同時に考慮して推定しようとする方法では、OK法(Okamura *et al.*, 2003)やSPLINTRとその拡張モデル(Bravington and Hedley, 2010; Bravington, 2011)があり、前出のOkamura *et al.*, (2010)でもOK法が使われています。

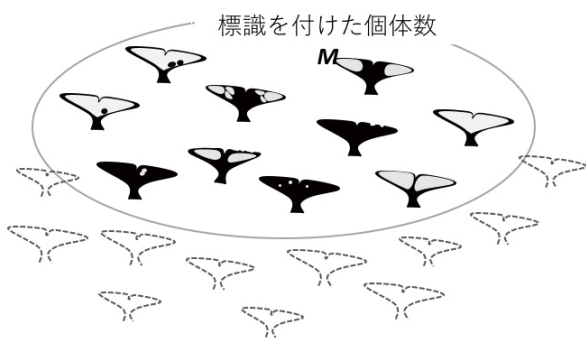
これらの中でも、MRDS法は、特に3章で紹介した資源量推定法の概念から近く、また鯨類に限らず広く一般に用いられている手法です。以降では、このMRDS法を、独立観察者方式として知られる特別な調査方法と併せて紹介したいと思います。また、OK法とその開発の経緯等については、開発者のお一人でもある東京海洋大学の北門利英先生より、本誌鯨研通信453号にご寄稿いただいているので(北門, 2012)、そちらをご覧くださいをお勧めします。

さて、MRDS法ですが、この方法は、標識再捕法(mark-recapture)の原理と、前述した距離標本法(distance sampling)の原理を組み合わせたもので、それぞれが、観察者の発見確率の推定と、調査船からの距離によって発見確率がどう変わるかを推定する機能をはたしています(Burt *et al.*, 2014)。そして、観察者の発見確率を推定するための追加情報を得るために、独立観察者方式という少し手の込んだ調査を実施します。

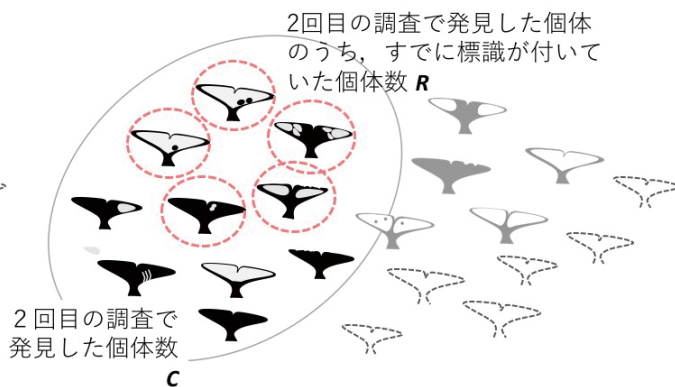
ざっくりとした紹介にはなりますが、先に少し標識再捕法の原理を紹介します(図8)。この方法では、何らかの方法で個体に目印をつけておき、再度調査を行った際にそのうちの何頭が再度発見されたか、という比率をもとに、対象集団全体の個体群サイズを推定しようします。もう少しだけ踏み込むと、この方法で推定するにはまず、ある集団が利用していると想定される特定のエリアをターゲットに、なるべく多くの個体を発見し、発見した個体には個体を特定できる何らかの目印(例えば、鯨では尾びれや体表の模様、近年では遺伝子情報)をつけていく、という作業を行います。同時に、すでにマーク済みの個体を再度発見した場合にはそれを記録し、どの鯨がいつどこでマークされ、いつどこで再度見られたか、というマークと再発見の履歴の表を作っていきます。もっともシンプルなもので、2回の調査だけでこの履歴の表は成立します。そして、“1回目の調査でマークされた個体の数”と“集団全体の個体数”の比が、“2回目の調査でマークされた個体の数”と“1回目の調査ですでにマークされていた個体を再度発見した数”の比と等しいという仮定のもと、1回目と2回目との間でどのくらいの個体が発見できなかったかという割合に基づき集団全体の個体数を推定するのが標識再捕法の原理です。つまり、この原理に基づけば、いるはずの個体がどのくらい見落とされているかという状況を表すことができるわけです。

観察者の発見確率の推定に標識再捕法の原理を応用したのがMRDS法となるわけですが、その1回、2回という発見と再発見の履歴は、先述のライントランセクト法に基づく目視調査の中でどのようにしてつくられるのでしょうか。それを可能にしたのが、独立観察者方式(通称IOモード調査)と呼ばれる調査方式です。この方式では、通常の日視調査で使われるトップバレル(TOP)という観察台のほかに、独立観察者プラットフォーム(IOP)と呼ばれる観察台(図2)の計2か所を用いて探索を行います(Butterworth and Borchers, 1988; Palka, 1995; Matsuoka *et al.*, 2003; IWC, 2012)。互いに情報は共有せず、それぞれ独立して目視探索を行う代わりに、アッパーブリッジにいる調査員が、TOPとIOPそれぞれのプラットフォームから特別な通信機器を介して伝えられる発見情報を記録します。そして、各発見が両方

1回目の調査



2回目の調査



集団全体の個体数  $N$  (推定したい値)

図8. 標識再捕獲法による個体数推定のための調査の概念図

のプラットフォームで発見されたか、あるいは、どちらか一方でしか発見されていないのか(見落とされているのか)を判定していきます(図9)。

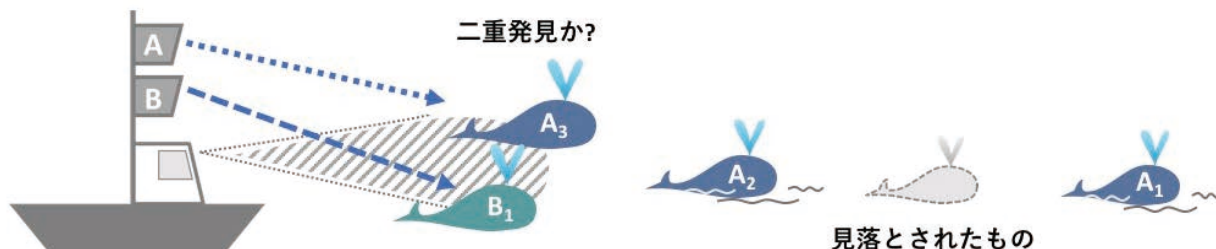


図9. 独立観察者方式に基づく鯨類の発見と記録の概念図。

例えば図9では、同じ1頭の鯨が3回浮上し、プラットフォームA(TOP)ではそれをすべて発見しています。ところが、プラットフォームB(IOP)では3回目の浮上時(A3)のみ発見しています。この時、アッパーブリッジにいる調査員は、最初の発見(A1)があった時点でプラットフォームAから発見情報(例:距離、角度、鯨種、群れサイズ)が伝えられ、その個体を直ちに確認、追跡観察を開始します。そして、船の正横をその鯨が通り過ぎる前に、プラットフォームBでも発見すれば、その発見は“二重発見(同じ鯨を2つのプラットフォームから発見した)”と判定され、そうでなければプラットフォームAでの発見と判定されるといった流れです。

つぎに、得られたデータからどのように見落とし率(あるいは、検出率)を表現するかです。原理は先に紹介した標識再捕法なわけですが、実際に、ある観察者が群れ(もしくは個体)を検出する確率は図10のように表現できます。

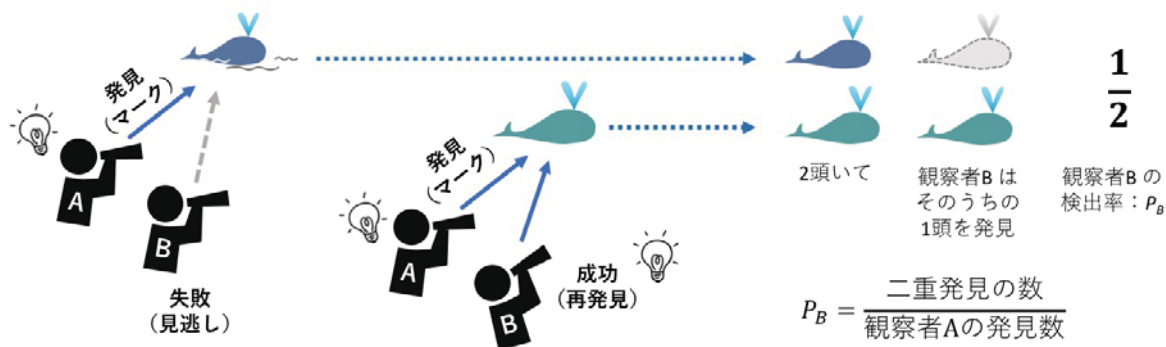


図10. 独立観察者による発見と検出率算出の概念図。

さらに、ある鯨がトラックラインからの距離 $y$ で、ある環境下(共変量 $z$ )で発見される確率を表現した発見関数を $P$

( $y, z$ )とします。例えば、 $\hat{P}_{TOP}(y, z)$ は、TOPの条件付き確率分布を表しています。IOが $n_{IO}$ 頭の鯨を発見しているとして、そのうち $m$ 頭の重複発見があるとすると、 $\hat{P}_{TOP}(y, z)$ は  $m/n_{IO}$  と推定されますし、同様にして $\hat{P}_{IO}(y, z)$ も推定できます。そして、例えばTOPとIOでの発見が完全に独立と考えられる場合、TOPとIOの少なくともどちらか一方で鯨を発見する確率は、両観察台からの発見確率から、お互いに被ってしまっている分(つまり二重に計上してしまった分)を除いて、

$$\hat{P}(y, z) = \hat{P}_{TOP}(y, z) + \hat{P}_{IO}(y, z) - \hat{P}_{TOP}(y, z) \hat{P}_{IO}(y, z)$$

と表現することができ、トラックライン上での見落としも考慮した、鯨発見の状況を表現できるようになるわけです。こうして、 $g(0)=1$ 、つまりトラックライン上では見落としはないと仮定して推定される資源量を補正しようとするのがMRDS法の基本原理です。

## 5. 近年の動向

ここまで、目視調査に基づく資源量推定法について紹介してきましたが、近年では、視認による“発見”に留まらず、鯨が発する鳴音や環境DNAを利用して、鯨類の在・不在を特定し、資源量を推定しようという動きがあります。なぜなら、一頭一頭を確実に観測し、付随する情報を収集できるという面で、従来の目視調査は確かなデータを得られる優れた調査方法である反面、観察員になるには人並外れた目視技術が必要不可欠であり、一朝一夕で誰しもが獲得できる能力ではないからです。また、目視で鯨が見える範囲よりも、鳴音が届く範囲(数キロ～数百キロともいわれる)は広いことに加え、鯨の鳴音や環境DNAは、いずれも一定数の観測地点を設けて收音・採水してくれば、あとは陸上での実験と分析から鯨がそこにいたかどうかを知れる可能性があり、航行距離・頻度の削減につながり、燃油など運航コストも節約できるというメリット・希望的観測があるからです。一方、広大な海から得られる目に見えない情報では、それが必ずしも発見したい1頭を表しているとは限らず、情報の性質や、従来の視認による“発見”との違いなど、検討すべき課題が山積しているのも事実で、これからの研究と発展が期待されています。

解析方法もまた、探索方法や発見の手がかりの多様化が進むにつれて、従来の統計学的手法にとどまらない、より自由度の高い手法へと広がりつつあります。例えば、近年よく耳にするようになったディープラーニングやAIといった統計的機械学習をベースにした手法を用いて、動物の分布や単位面積当たりの分布密度、ひいては個体数を推定しようという試みがすでに始まっています。代表的な使い方としては、あるエリアにおける対象生物の分布情報と、付随する様々な情報(水温やクロロフィル濃度などの環境要因や他の捕食者や被食者の分布情報など)を、一辺数キロメートルの格子状のエリアごとに細分・集計し、考える限りのそれら付随情報から、対象生物に関する値(在・不在や分布密度)を推測・説明するようなモデル(予測モデルと呼ばれます)を構築して、未調査エリアなどでの分布状況等を予測するというものがあります。古典的な統計学的手法によるモデルと比べて、大規模なデータ(特に、横長データといわれる変数の多いデータ)やカテゴリカル変数(離散変数に含まれ、論理的順序がない測定尺度で名義尺度などと呼ばれるもの)に強い手法もあるのが特徴です。

また本稿では、調査エリアと調査した時期に軸を置き、そこに存在する個体数を算出する方法を網羅的にざっくりと紹介しましたが、これに並んで、現存資源量を推定したい“集団”に軸を置いて算出する方法も様々あります。前出の標識再捕法の原理に基づく方法もこれにあたります。この原理のメリットは、より長い履歴が得られれば、推定される現存資源量がより実際に近い値になることに加え、生存率や加入、死亡、移出入といった対象集団の生物学的情報(よく生物学的パラメータとも言われます)も、同時に推定・把握できるという点が挙げられます。集団の資源動態を評価するという観点で、一つ有用な方法といえます。

この方法において重要になるのは、いかにして個体を識別するかということになるのですが、かつては、シリアルナンバーが刻印された金属のタグを鯨体に埋め込むという方法や、写真(これは、個体ごとにわかり易い模様の違いなどがみられる種でないと適用できない)による個体識別が主流でしたが、近年では、遺伝情報も積極的に用いられるようになってきました。なぜなら、一昔前と比べてDNA解析による個体識別の精度が圧倒的に良くなったことに加え、遺伝子情

報は、種を問わず個体特有のもので、かつほぼ普遍的なものであると言えるからです。さらにここ数年、DNAから得られる情報の種類も格段に増えたため、個体の情報のみならず個体間の関係に関する情報もより手軽に、より詳しく得られるようになりました。これにより、個体毎の履歴だったものを、ある個体とその親、兄弟、祖父母といった範囲に拡大できるようになったため、この情報を生かして現存資源量を推定しようという方法も定着しつつあります。

また、4章では、データロガーを鯨につけて潜水行動を調査し、資源量推定値の補正を行うための付加的情報として利用する話をしましたが、近年ではこれに加えて、ドローンを活用して上空から潜水・遊泳行動を調査する動きもあります。いずれも十数年前に比べてはるかに技術が進歩していることは言うまでもありませんが、なにより手軽にそれを扱えるようになってきていることがここ数年の大きな変化かもしれません。

## おわりに

だいたい駆け足になってしまったところもありますが、当研究所での鯨類の個体数推定がどのように行われているのか、読者の皆様に少しでも身近に感じていただけたら本望です。日本から公開される鯨類の資源量推定値には、色々なご意見をお寄せいただくこともあります。ここに示したように、入念に練られた調査計画と調査方法で得られた目視データのもと、データ収集や推定値算出の過程で生じる偏りをできる限り考慮して推定されています。計算する当事者を除き、ともするとその過程はブラックボックスと化していることも多く、推定値に対する理解の解離がどうしても生じてしまいます。また、こうした状況は、データの種類や解析方法が多様化・高度化していくにつれ、ますます顕著になることが予想されますが、今回のような機会に、少しでも皆様に知っていただけるよう、再び何らかの機会・形で筆者也貢献できれば嬉しいです。

## 引用・参考文献

- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. and Laake, J. L. 1993. Distance Sampling. London: Chapman and Hall, reprinted 1999 by RUWPA, University of St. Andrews. 446pp.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. and Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Oxford: Oxford University Press. 448pp.
- Burt, M. L., Borchers, D. L., Jenkins, K. J. and Marques, T. A. 2014. Using mark-recapture distance sampling methods on line transect surveys. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 1180-1191.
- Butterworth, D. S. and Borchers, D. L. 1988. Estimates of  $g(0)$  for minke schools from the results of the independent observer experiment on the 1985/86 and 1986/87 IWC/IDCR Antarctic assessment cruises. *Rep. int. Whal. Commn.* 38: 301-313.
- Bravington, M. V. and Headley, S. 2010. Antarctic minke whale abundance from the SPLINTR model: some 'reference' dataset results and 'preferred' estimates from the second and third circumpolar IDCR/SOWER surveys. Paper SC/62/IA12 presented to the IWC Scientific Committee, June 2010, Agadir, Morocco (unpublished). 15pp plus revised. [Available from the IWC Secretariat].
- Bravington, M. V. 2011. A hybrid spatial-and-hazard-prob model for SOWER minke data. Paper SC/63/IA15 presented to the IWC Scientific Committee, May 2011, Tromsø, Norway (unpublished): 5pp. [Available from the IWC Secretariat].
- Heide-Jørgensen, M. P., Laidre, K. L., Simon, M., Burt, M. L., Borchers, D. L. and Rasmussen, M. 2010. Abundance of fin whales in West Greenland in 2007. *J. Cetacean Res. Manage.* 11: 83-88.

- International Whaling Commission. 2012. Requirements and Guidelines for Conducting Surveys and Analysing Data within the Revised Management Scheme. *J. Cetacean Res. Manage.* (Suppl.) 13: 509–517.
- Laake, J. L. and Borchers, D. L. 2004. Methods for incomplete detection at distance zero. pp.108–189 In: S. T. Buckland, D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers and L. Thomas (eds.) *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford. 416pp.
- Matsuoka, K., Ensor, P., Hakamada, T., Shimada, H., Nishiwaki, S., Kasamatsu, F. and Kato, H. 2003. Overview of minke whale sightings surveys conducted on IWC/IDCR and SOWER Antarctic cruise from 1978/79 to 2000/01. *J. Cetacean Res. Manage.* 5 (2): 173–201.
- 松岡耕二. 2005. 南大洋鯨類生態系調査 (IWC/SOWER) の現状と将来. *鯨研通信*. 426. 1-13.
- 松岡耕二. 2008. 鯨類資源のモニタリング. *鯨類学*. 東海大学出版会. 371-392.
- 松岡耕二. 2013. 国際捕鯨委員会 (IWC) による太平洋鯨類生態系調査 (POWER) の発足とその実施状況について. *鯨研通信*. 460 : 1-9.
- Okamura, H., Kitakado, T., Hiramatsu, K. and Mori, M. 2003. Abundance estimation of diving animals by the double-platform line transect method. *Biometrics* 59: 512-520.
- Okamura, H., Miyashita, T. and Kitakado, T. 2010.  $g(0)$  estimates for western North Pacific common minke whales. Paper SC/62/NPM9 presented to the IWC Scientific Committee, June 2010 (unpublished). 7pp. [Available from the IWC Secretariat]
- Palka, D. 1995. Abundance estimate of the Gulf of Maine harbor porpoise. *Rep. int. Whal. Commn.* (Special Issue) 16: 27-50.
- Schweder, T. 1990. Independent observer experiments to estimate the detection function in line transect surveys of whales. *Rep. int. Whal. Commn.* 40. 349-355.
- Skaug, H. J. and Schweder, T. 1999. Hazard models for line transect surveys with independent observers. *Biometrics* 55: 29-36.

## 日本の国内市場に流通する鯨製品のDNA登録による監視制度<sup>1</sup>

後藤陸夫、及川宏之(日本鯨類研究所・資源管理部門)

### はじめに

日本はノルウェー及びアイスランドと同様、小売市場に流通する鯨製品の監視(出所の追跡)にDNAを用いた制度を活用してきた。この制度を利用して、毎年、日本政府(水産庁)の委託事業を日本鯨類研究所が受託し、小売市場に流通する鯨製品の購入からDNA分析およびデータベースとの照合を含む一連の作業を実施してきた。

本制度は、図1に示される通り、主に二つの要素で構成される。すなわち、1)合法的に捕獲(定置網への混獲を含む)あるいは、日本に輸入されたすべての大型鯨類の遺伝的情報を含むDNA登録データベースの構築と、2)小売市場で販売されている鯨製品の体系的な調査である。本制度の目的は、市場で入手した鯨製品のDNA情報を、登録されて

<sup>1</sup> 本稿は、当研究所のテクニカルレポート第4号(Technical Reports of the Institute of Cetacean Research (TEREP-ICR) No.4, The Institute of Cetacean Research, Tokyo, Japan. 79pp. 2020)に掲載された原稿の日本語訳を加筆・修正したものである。