

環境保健学講義資料

中澤 港 [nminato@med.gunma-u.ac.jp]

rev 1.00 / 21-Nov-2009

目次

| | | |
|------|-------------------|----|
| 第1章 | 環境リスクアセスメント | 5 |
| 1.1 | リスクとは？ | 5 |
| 1.2 | 環境リスク・生態リスク・健康リスク | 5 |
| 1.3 | リスク評価と管理の仕組み | 7 |
| 1.4 | リスクの相対性 | 8 |
| 1.5 | 環境リスク管理 | 9 |
| 1.6 | 健康リスク対策の難しさ | 11 |
| 1.7 | 環境汚染物質への曝露評価の原則 | 12 |
| 1.8 | ダイオキシンのリスク管理 | 13 |
| 1.9 | 環境リスクアセスメント | 14 |
| 1.10 | リスクアセスメントの方法 | 14 |
| 1.11 | 文献 | 19 |
| 第2章 | 疾病の多様性とヒトの適応 | 21 |

第1章

環境リスクアセスメント

1.1 リスクとは？

リスク [risk] とは、一般には、「危険」と解される。「リスクを冒す」とか「リスクをとる」という表現は、生命や財産などの危険を賭して冒険することを意味する。しかし、疫学用語では、観察開始時点にいた人のうち、観察期間中にイベントを起こす人の割合（イベントが出生であれば累積出生率）であって、とくに悪い意味はない。もちろん、「発がんリスク」とか「死亡リスク」という言葉からわかるように、通常、注目するイベントが「発がん」であったり「死亡」であったりして、望ましくない事象の発生であることが多いので、「リスク」という言葉に悪いイメージをもつのは、それほど見当はずれなことではない。

一方、「ダイオキシンのリスク」とか「電離放射線のリスク」というように、特定の物質あるいは要因（エージェント [agent] と総称される）への曝露によって、どのような有害事象が発生するかを表現する言葉としても、一般に「リスク」が使われる。しかし、厳密に考えると、この場合の「リスク」が通常意味するのは、そのエージェントへの曝露があったことによって、曝露がなかった場合に比べて、どれくらい有害事象の発生が増えたかということである。つまり、一定の観察期間で、曝露群と非曝露群のイベント発生割合にどれだけ差（あるいは比）が出たかということであって、これは「リスク」ではなく、そのエージェントの「影響」あるいは「効果」(effect) である。ちなみに、既に疫学を学んでいるならわかっていると思うが、効果の指標として使われるのがリスク比、率比、オッズ比、リスク差（超過危険）などの指標であり、リスクの指標は、累積罹患率（あるいは罹患率、死亡率や有病割合）そのものである。

1.2 環境リスク・生態リスク・健康リスク

リスクを考える場合、有害事象として、疾病発生によって健康が損なわれるなど、何らかの価値が損なわれることを扱う場合が多い。したがって、環境リスクを考えるときは環境の価値を、健康リスクを考えるときは健康の価値を評価する必要がある。これは通常見

過ごされていることが多いが重要な視点である。

環境リスクと健康リスクは、見る事象が違う（前者が後者を含む）。環境リスクと生態リスクは価値の見方が違う（ほとんど同じ意味で使う場合もある）。中西準子・益永茂樹・松田裕之（2003）『演習 環境リスクを計算する』（岩波書店）には、「環境リスクを生態リスクと健康リスクに二分して考える」と書かれている。

環境の価値は、一元的な基準があるわけではなく、一般に利用価値と非利用価値に分けて考えられている（枠内参照）。健康の価値は、健康の定義すらいろいろあるので多様だが、Quality of Life まで含めた健康を考えるべきという考え方が主流なので、実際に病気になるのではなく安心が失われるだけでも「健康の価値が損なわれる」ことはあり得る。

つまり、環境の価値も健康の価値も、ある意味では主体依存的であり（もう少し普遍化すると社会文化相対的であり）、誰にとっての価値か？ という視点を無視できない。

[環境の価値]

例えば、干潟という環境の価値を考えてみると、

- 漁師にとってはアサリや海苔や魚を育てくれる場（財源でもあり食料でもある）
- 観光客にとっては遊び場
- アサリなどの水棲生物が川を流れてくる汚水を浄化してくれる湾の環境保全機能（Nature Service）
- 人工干潟は定着しないから自然の干潟を残すことは世界遺産として意味があるかもしれない

のように多面的であることがわかる。保全生態学では、環境の価値は、以下のように利用価値と非利用価値に分けて整理されている。

● 利用価値

直接的利用価値： 消費可能な生産物として得られる価値。木材生産，食糧生産など。

McNeeley らの生物多様性の価値の分類を援用すれば、この中も消費的価値と生産的価値の2つに分けて考えることができる。消費的価値とは市場を通ることなく直接消費される資源の価値であり、生産的価値とは市場をってから利用される資源の価値である。狩猟採集民が森を歩いて採ったその場で食べる果物は前者の、森林伐採によって製材され輸出される木材は後者の代表例といえる。

間接的利用価値： 消費できないが間接的に利用することで得られる価値。レクリエーション機能，水源涵養機能，国土保全機能など。Nature Service（例えば干潟のアサリの水質浄化機能）としての価値も含む

オプション価値： 現在利用されていないが将来的には利用される可能性があるため、それまで自然環境を残しておくことで得られる価値。生物多様性の価値分類では予備的使用価値と呼ばれ、遺伝子資源の確保が必要なのはこの価値ゆえである。未来の世代の権利擁護という立場に立って初めてその正当性が主張できる。

● 非利用価値^a

遺産価値： 遺すものがあるという価値。自分たちが利用することはないが、将来世代に熱帯林の生物多様性を遺したら、子孫の時代になって何らかの意味で利用されるかもしれないと考える人々にとって、熱帯林の生物多様性は遺産価値をもつ。

存在価値： 存在するという情報によって得られる価値。現在だけでなく将来も利用されることはないが、白神山地にはヒトの手が入っていないブナの原生林が存在するというだけで何となく嬉しい気持ちになる人々にとって、白神山地は存在価値をもつ。

^a 1989年のオハイオ裁判判決では、オプション価値まで含めて、受動的利用価値と分類された。倫理的側面は軽視されたことになる。鷲谷・矢原（1996）では、存在価値に代表される倫理的価値の存在を認めた時点で、生物多様性の価値（環境の価値の1つ）をカネに換算する意味は無くなると主張されているが、栗山（1998）のような環境経済学者は、倫理的価値も、状況と対象に依存しつつもカネに換算できる方法はあると主張している。

1.3 リスク評価と管理の仕組み

リスク管理は、リスク評価、リスクコミュニケーションとは別の管轄であるべきである。これは当たり前のことである。なぜなら、自分で管理をしている対象を自己評価するだけだったら、いくらでも高い評価をすることができて、マッチポンプになってしまう危険

があるからだ。例えば、食品のリスクについては、リスク管理は農林水産省が担うけれども、リスク評価とリスクコミュニケーションは食品安全委員会が担う（機能しているかどうかは別にして管轄は分けられている）。内閣府に食品安全委員会ができる前は、食品については、リスク管理とリスク評価の両方を農林水産省が担当していたし、リスクコミュニケーション担当部署は存在しなかった。

しかし、健康リスクや環境リスクについては、リスク管理もリスク評価もリスクコミュニケーションも、管轄省庁が同一のままである。健康はすべて厚生労働省が所管しているし、環境はすべて環境省が所管している。環境や健康の問題では実はコミュニケーションもきわめて重要で、かつ困難なことが多い^{*1}。

[リスクコミュニケーション]

ミレニアムプロジェクト「環境リスク診断、評価及びリスク対応型意思決定支援システム」によると、リスクコミュニケーションとは、「あるリスクについて直接間接に関係する人々が意見を交換すること」とある。要点は上意下達でなく議論を通して相互理解を図る点である。

「環境リスクに関する正確な情報を、行政・事業者・国民・NGO・専門家などすべての者が共有しつつ、相互に意思疎通を図ること」（森，2002より改変）とも言える。森が主張するように、微量化学物質の環境リスクを考える上では、ヒトにおける健康影響を削減する包括的な方法としての意味が大きい。リスクマネジメントにおいて環境リスク以外の要因の分析結果を取り込む際に、Public Involvementは当然行われるわけだが、その際、リスクコミュニケーションがうまく取れるかということが非常に重要である。

環境認識を意識すると意思疎通という話に戻ってこざるを得ない。環境倫理学でいうところの environmental justice とも絡むだろう。人間の価値観の多様性が根底にあるので、互いに異なる価値観の存在を認め合わないとコミュニケーションは成立しない。その上で利害の調整や合意形成がなされる。ゼロリスク論にはコミュニケーションの余地が無いし、微視的に見れば不可能である場合が多い。

意思疎通の方法として、いろいろなガイドラインが提案されている。例えば、環境省が公開している「自治体のための化学物質に関するリスクコミュニケーションマニュアル」から抜粋された「リスクコミュニケーションチェックシート集」（<http://www.env.go.jp/chemi/communication/manual/checksheet.html>）という文書には、主催者、司会者、参加者それぞれに対して、説明会や勉強会が十分に有効に機能したかどうかを会議の前後にチェックするための要点が示されている。

1.4 リスクの相対性

「リスク」を問題にしているのは、我々人間なので、人間の特性ということに立ち返って考えてみると、ヒトは次の3つの特性をもっていて、これらの条件が満たされているとQOL（生活の質）が高いと考えられる。

1. 生物なので、寒すぎても暑すぎても生きられない

^{*1} 高額な入居費がやり玉に挙げられた消費者庁は、国民側の代弁者としてリスクコミュニケーション全般を担う組織になりうる可能性を秘めているが、どうもそういう方向に進んでいるとは思われないのが残念である。

2. 従属栄養生物（動物）なので，何かを食べなくては生きていけない
3. 外部環境とのやりとりをするのに技術，社会組織，言語といったものを介してするので，手段的自立や知的能動性や社会参加能力も必要

しかし，問題は，これが要求水準に対しての比だということである。上2つの要求水準は生物としての条件だから変わりにくい，3番目の要求水準は社会や文化によって可変である。例えば，ソロモン諸島の村人で電話をもっていないのは当たり前だが^{*2}，日本で電話がない人は珍しい。

また一方で，「何のリスクなのか」つまり，エンドポイントを同定することも大事である。病気や死亡を避けることは生物としての要求なので変わりにくい，安心することは予測能力あってのものだから，ヒトだけに存在するエンドポイントで，それは社会や文化によって多様である。例えば，極論をいえば，安心を増すには，「予測しない」手もある。草むらに蛇がいても知らなければ不安でない。

しかし，「知らない」「予測しない」という方向性には限界がある。一度知ってしまったら，忘れることも無視することもできない。日本人も狂牛病が有名になる前は，肉骨粉を含む餌で育てられた餌を使って育てられた牛を平気で食べていたはずである。牛肉のリスクが高まったように感じたのは，病気や死亡のリスクが変わったのではなく，リスク予測ができるようになっただけである。しかも情報は勝手にやってくる。

1.5 環境リスク管理

環境保全は，人類の存在そのものや生活の利便性，福祉といったものと相反する面があるので，環境保全策を実施するには，環境保全の効果と他の面への（多くの場合負の）効果（しかも人や地域によって異なる）をうまく調整しなければならない。この調整が環境リスク管理（環境リスクマネジメント）の役割といえる。

環境リスク管理（環境リスクマネジメント）は，当然のことながら，環境リスク削減を目的（環境の価値の損失を防ぐ）として行われるが，同時に，その削減策がより大きな別のリスクを生まないこと，限られた資源の下で削減の優先順位をつけること，他の原因による健康リスクや生態リスク削減策との整合性を考えることが要求される。つまり，そのリスク管理手段がもたらす結果において，総体としてベネフィットがコストを上回らねばならない。そのためには正負の効果やトレードオフ関係の正確な把握が必須である。

1.5.1 リスク管理原則の変遷

リスク管理の原則は，ゼロリスクの原則から，リスク一定の原則あるいはリスクベネフィットの原則へと移行してきた。その上で，影響の大きさと非可逆性から，予防原則も

^{*2} 最近，ソロモン諸島でも首都ホニアラでは電話を持っていない人は珍しくなってきたので，やがては村にも電力線が引かれ，電波塔が立って皆が電話を持つようになるのだろうが，2009年現在，まだ村までは電力が行きわたっていない。

重視されるようになってきた。

ゼロリスクの原則 環境リスクをゼロにすることを目標とする「ゼロリスクの原則」が、かつてのリスク管理（1970年代以降、閾値がない毒性発現機構があることがわかる前は、ゼロリスクが可能であるというのが常識だった）。しかし、1つの要因によるリスクをゼロにすることが仮に可能だとしても、すべてのリスクを同時にゼロにすることは不可能。例えば、健康へのリスクを減らすためには農薬は使わない方がいいが、害虫の影響で食料不足になるリスクは増大するし、カビ毒による食中毒のリスクも増大する。そもそも、局所的にゼロリスクを目指しても、外部と完全に隔離した環境はありえない。例えば、南太平洋の漁民は、自分たちが排出しているのでもないのに、彼らの獲物である回遊魚や鯨類には地球を巡ってきた有機塩素化合物が含まれてしまっている。山奥の湧水でも雨水自体に含まれる化学物質は含んでいる。

リスク一定の原則 それなら、すべてのリスクを社会的に受容できる一定レベル以下に抑えることを目標としよう、と考えればどうか。化学物質を管理するための環境基準や一日許容量（TDI）とかいったものは、この考え方に基づいている。しかし、社会的に受容できるレベルとは？ と考えてみると、例えば、10万人に1人以下とか100万人に1人以下の死亡や発病リスクは社会的に許容されると決めるわけだが、狂牛病対策の場合を考えればわかるように、どのくらいなら「社会的に受容できる」かは、世論や社会情勢や国際情勢によって変化する。日本では、実際に死亡や発病そのものに意味があるというよりも、その予測値によって「安心を得られる」水準が政治的に決められることが多いように思われる。なお、そうやって管理されるのは、科学的な知見に基づいてどの程度のリスクかを評価し、それを不確実性係数で割って基準値を決めるので、物質ごとに行われるしかない。物質が組み合わせられたときにどうなのか、あるいはヒトの側の条件が違う場合にどうなのかというと、知見が少なすぎてわからない場合が多いので、リスクの評価は不十分にならないをええ。

リスクベネフィットの原則 リスク一定とは別の基準として、リスクを上回る便益性があるようにすることもリスク管理の原則の1つであり、「リスクベネフィットの原則」と呼ばれる。便益性とリスクの評価軸が同じなら簡単だが、違うことが多いので問題が起こる場合がある。例えば、干潟を埋め立てることによって、東京湾三番瀬のデータのように、干潟のアサリの汚水浄化能力は、埋め立て後に予定されていた流域下水処理場の浄化能力を上回り、しかも定常的な汚水供給を要しないから、埋め立てない方がベネフィットが大きい、という同じ軸での比較は明白なので問題はない。しかし、干潟が無くなるとアメニティ機能が失われるという評価軸でのリスクと、工場を建てれば雇用創出によって経済効果が生まれるという評価軸での便益性は、軸が異なるので比較が難しい。なお、健康リスクの場合、よい方を選ぶのではなく、悪くない方を選ぶ場合もある。例えば、米国での極度の肥満に対する胃切除

手術が、1/200 の致命率をもちながら年間 10 万件も実施されているのは、手術をしない場合に予測される死亡率よりは低いからということを考えれば明らかであろう。

予防原則 毒性があることが証明されていなくても危険がありそうな十分な根拠があれば対策する必要はあるとする考え方を予防原則という。2000 年 2 月に EU 委員会から報告された文書によれば、疑わしきは何でも禁止ということではなく（ゼロリスク論だとそういうことになるが、そんなことをしたら現代社会は存続できない）、予防原則を適用するためには、均衡性、非差別性、整合性、費用便益分析、再検討、挙証責任が満足されねばならないとされる。大雑把に言えば、科学的に正当に評価して、対策することによって期待される便益が対策にかかる費用に見合うような場合に、差別なく適用されるべきだということ。グリーンピースなどからは批判されているが、リスク研究者は概ね EU 委員会の方針を妥当としている。

1.6 健康リスク対策の難しさ

健康は社会の文脈に依存している（cf. WHO (1946) の定義「Health is a state of complete physical, mental and **social** well-being and not merely the absence of disease or infirmity.」）ので、健康リスクの評価は相対的にしかできない。

公衆衛生や栄養の水準が低ければ、少しコストをかけてそれらを向上するという健康リスク対策をするだけで、それらの改善と同期して平均寿命や健康寿命は延びる（集団レベルで健康リスク削減ができる）。既に公衆衛生や栄養の水準が高くなって、低栄養や感染症による死亡がほとんど見られなくなったあとは、健康リスク対策に金をかけても効果がさほどあがらない。そこで、南北間で資源を移転すると世界レベルの健康リスク削減は効果的に行われることになる。これは、なぜ ODA を行うことが合理的なのかという根拠の一つである。

先進国では健康リスク削減と同時に生態リスク増加が起こったが、ヒトの健康リスク削減を生態系という視点で見れば、ヒトという 1 つの種に資源を偏らせてしまったことになるので、生態系のバランスを崩し、生態リスクが増加するのはある意味必然である。例えばマラリア対策のために DDT の屋内残留噴霧をすることは、マラリア原虫罹患率を下げるには有効だったが（アフリカではいまでも有効）、いかに衛生害虫であるとはいえ、ハマダラカという、元々そこにいた種の個体群密度を大幅に低下させたことは間違いないし、ハマダラカと被食捕食関係にある生物にも影響したはずである。それが巡り巡ってどういう波及効果をもたらすかは予測できない（生態学でいう、間接効果の非決定性の問題があるため）。さらに、DDT という人工の毒物が環境中に残留し生態系を攪乱したり、ヒトの健康に悪影響を与えたりする可能性がある。

また一方では、ひとつの健康リスクをなくすと、別の健康リスクが浮き上がってくるといふ問題もある。ヒトの寿命は永遠ではなく、健康リスク要因はいくつもあるので、確率

の高いリスクをコントロールしたことによって寿命が延びれば、確率の低いリスクが発現する可能性は高まる。

環境リスク一般に言えることだが、健康リスク管理においても、重要なのは、最初に決めた管理方式を機械的に順守するのではなく、影響を常にモニタしながら管理方式を変えていくこと、即ち、順応的管理である。増えすぎたエゾシカ個体群をどうするかといった問題、沿岸漁業において獲りすぎをどう防ぐかといった問題を考えれば、順応的管理の重要性、有効性は明らかであろう（松田，2008）。

[vCJD のリスク]

今のところ、きわめて低いと考えられる。そもそも発症リスクが低いため、に尽きる。英国の発症数さえ BSE 牛肉曝露（摂取）の割には少ない。

全頭検査は意味が薄い。なぜなら、第一に濃度の低いプリオンを検出する技術がないからである。特定危険部位 (SRM) 除去の徹底の方が大事である。

しかし、米国牛肉輸入は意味が異なる。そもそも米国では検査が少ないので、見逃しの可能性が高く、リスク評価モデルの入力値の幅が大きく、信頼できるリスク評価が難しい。しかも、除去が徹底されている保障がない。米国が発表している検査結果 (Outcome measure) が、施設によっては怪しいかもしれない。

ただし、感染から発症に至るメカニズムが不明なので（潜伏期間も長いかもしれない）、今後どうなるかは不明である。福岡 (2005) は、「実は隠れた小ウイルスによる可能性は否定しきれない」と異説を展開している。

当面の結論として、感染症では二次汚染があるので輸入しない方が安全と考えられる（健康リスクとしては、現在までのところ、無視できるくらい低いけれども）。ベネフィットを考えるには食物としての牛肉の評価も含めた多面的評価が必要なはずである。

しかし、現実問題として米国産牛肉は輸入再開され、その後何度か特定危険部位の混入が明らかになったけれども、いまだに継続されている。政治判断による。vCJD 発症リスクがきわめて低いために問題は起こっていないが、それで本当にいいのだろうか？

1.7 環境汚染物質への曝露評価の原則

曝露評価は、発生源によって異なるのが大原則である。

空気（大気汚染）： 複雑。濃度が変わりやすく、室内と室外で大きく違うし、とくに室内では多くの発生源がありうる。換気は国によって大きく異なる。複数の汚染物質が低濃度で混ざった状態で曝露する。

水： 飲用量は人によって違うが、通常少数のソースから。汚染物質が入る経路は水源の土壌からの汚染やパイプの汚染や殺菌時の副生成物など。

土壌とホコリ： 空気、作物、家畜、地表水などを通じて間接的に影響することもある。

食物： 水俣病では魚介類からのメチル水銀、イタイイタイ病ではコメからのカドミウム曝露

曝露経路によっても異なる。その曝露が、呼吸器系から経気なのか、胃腸を通しての消化吸収なのか、皮膚からの吸収なのかによって、同じ物質でも違う健康影響をもたらす場

合がある。曝露の程度（強度）は、持続時間、濃度、頻度などの曝露パラメータによって示される。

1.8 ダイオキシンのリスク管理

2000 年末のダイオキシン特別措置法施行によって一般廃棄物や産廃焼却炉の厳しい排ガス規制が始まり、焼却炉から排出されるダイオキシン濃度は確かに低下したし、下水への排出も低下した。

しかし、ヒトへの曝露に一桁多く寄与する食品中ダイオキシン類は土壌や底質中に蓄積したものに大きく由来し、土壌や底質中に蓄積したレベルがあまり変わらないので、健康リスクはあまり変わらない。

なぜ、ヒトのリスクがあまり変わらないのか？ といえば、(1) リスクの大きさが体内に蓄積されているダイオキシンに依存している、(2) ダイオキシンの生物学的半減期が長い、(3) ヒトの体内への主たる経路は食品（魚介類からが 7 割）で、(3') 魚介類中のダイオキシンも環境（とくに底質）に残留しているものの影響が大だからである。

そのため、ヒトに摂取されるダイオキシンの 6 割から 7 割は PCDD/Fs でなく co-PCB（コプラナー PCB）である。焼却炉排ガスのダイオキシン類のうち co-PCB は 5% 程度なので、co-PCB 源は捨てられた PCB 製品かもしれないと考えられている。一方、環境中の残留 PCDD/Fs は過去に使われた農薬由来が主であることがわかっている（発生源解析の結果。ただし主成分分析の解釈に疑問の余地あり）。

1.8.1 代替リスク回避策はあるか？

食品中ダイオキシンを減らすのは困難である。土壌や底質から全て除去することはほぼ不可能である。コストベネフィット分析の結果、ディーゼルの排ガス対策が有効とわかっているが、他の対策は一長一短である。

乳児がダイオキシンを体内に取り込むのを防ぐために母乳をやめろという暴論があるが、母乳をやめると免疫機能低下などで余命損失は増えるので逆効果である。ダイオキシン濃度が高い魚介類を控えるのも代わりに肉をとったらコレステロールが高くなるとか、ダイオキシン濃度が低い魚介類をとったらメチル水銀が増えそうだとか、肉も魚介類もとらないと低タンパクになるなどの理由で、どれも一長一短としかいえない。

1.8.2 焼却炉対策は無駄だったのか？

短期的には的外れだったと言わざるをえない。ただし、長い目でみればまったくの無駄ではない（H16.11.12 の中央環境審議会答申でも長期的管理が必要と提言）

1.9 環境リスクアセスメント

環境リスクアセスメントは、環境管理を目的にしているのだから、コストの評価も重要である。この点は見過ごされていることが多いが、重要な視点である。基本的に事前評価なので、かつて開発計画が承認されてしまい、その後長い時間とコストをかけて少しずつ進んでいるものの、状況の変化によってニーズがあるかどうか怪しくなってしまった多くの重厚長大開発計画については、アセスメントは必要とされていない。けれども、コストベネフィット評価も含めて、諫早湾干拓、八ツ場ダムといった開発計画を再評価したら、大抵のケースについてコストがベネフィットを上回することは、ほぼ明らかであろう。

環境影響評価法^{*3}では、一定規模以上の公共事業を実施する前に、環境影響評価をすることが義務付けられている。1000ページくらいの評価書ができ、それが公開されてPublic Involvement (PI) を行うのが普通である。

そうはいても、1000ページの専門用語と数字が散りばめられた文書を読める一般人はそうそういないので、多くの場合、PIは一般の人の意見も聴きました、という行政のアリバイ作りになっているのが現状といえる。

小規模の開発では義務付けられてはいないが、環境問題や生態系のような複雑系では間接影響の非決定性のために多面的なアセスメントの意義は大きい。非決定性ゆえに、信頼区間の幅も重要である。

1.10 リスクアセスメントの方法

Baker and Nieuwenhuijsen (2008) は、リスクアセスメントの方法を、(1) 環境影響評価、(2) 健康影響評価、(3) 環境リスク評価、(4) 公衆衛生負荷評価、(5) 政策影響モニタリング、(6) 健康便益評価とコストベネフィット分析、という形で整理しているが、ここでは、直接的か、間接的かという点から分類してみた。

即ち、直接的評価（点推定量であることが多いが、リスクコミュニケーションを考えると幅が重要）として、(1) リスクそのものの評価（なんらかのエンドポイントの生起確率そのもの）：例えば発がんリスクなら、観察対象者のうち、観察期間内にがんを発症した割合となる。対策の評価は、リスクをどれだけ下げるとどれだけコストがかかるかとい

^{*3} <http://law.e-gov.go.jp/htmlldata/H09/H09H0081.html>。平成9年6月制定、平成20年6月最新の改正があった。この法律の目的は、『第一条 この法律は、土地の形状の変更、工作物の新設等の事業を行う事業者がその事業の実施に当たりあらかじめ環境影響評価を行うことが環境の保全上極めて重要であることにかんがみ、環境影響評価について国等の責務を明らかにするとともに、規模が大きく環境影響の程度が著しいものとなるおそれがある事業について環境影響評価が適切かつ円滑に行われるための手続その他所要の事項を定め、その手続等によって行われた環境影響評価の結果をその事業に係る環境の保全のための措置その他のその事業の内容に関する決定に反映させるための措置をとること等により、その事業に係る環境の保全について適正な配慮がなされることを確保し、もって現在及び将来の国民の健康で文化的な生活の確保に資することを目的とする。』（注：太字は中澤が強調）にある通り、大規模開発計画に対して環境影響を評価し環境保全を図り、環境の価値を損なわないようにすることである。

う視点で行われる，(2) ハザード比 = 曝露量 / 許容曝露量の評価，(3) 損失余命の評価，などがあり，間接的評価（ヒトによる価値観の反映を含む）として，(1)CVM（Contingent Valuation Method），(2) コンジョイント分析（アンケートで良さそうなプロファイル（シナリオ）を選んでもらう方法），(3)CRA（Comparative Risk Assessment）などが含まれる。以下，これらの方法について説明する。

1.10.1 ハザード比

がんの場合は，死亡をエンドポイントとしてリスクが評価されるが，一般に発がん確率は，がんによる死亡の確率と等価とみなされる。致死的な事故による障害も死亡をエンドポイントとしてリスクが評価されるので比較可能だが，致死的でない疾患はエンドポイントが異なるので比較できない。

がん以外の疾患に伴うリスクはハザード比で評価するのが普通である。ハザード比とは曝露量を許容量（無影響曝露量を安全率 [= 不確実性係数] で割った値）で割った値をいう。ハザード比が1未満ならリスクはゼロ（ただし複合効果は無視している）。ハザード比が1を超えるとリスクはある（大きさは不明）。

1.10.2 損失余命

ヒトは誰でもいつかは死ぬので，死をエンドポイントとすると，低いリスクの削減効果をみるためには長い観察期間が必要となって，観察からの脱落が増えてまずい。そこで，死亡そのものでなく，死によって失われた寿命の長さを評価するのが，損失余命（Years of Life Lost; YLL）という考え方である*4。次の2つが代表的な計算法である。

Grahamら（ハーヴァード大学リスク解析センター）の方法 実態でなく，死が発生する状況に応じて損失余命を割り付ける。

蒲生らの方法 生命表で，その死因による死亡がなかったら平均余命がどれだけ延びるかを計算して，その死因による損失余命と考える。

<http://www.aist-riss.jp/software/riskcat/>から，その先のリスク計算も含めて計算できるソフト RiskCaT-LLE をダウンロードできる。

1.10.3 CVM

CVMとは，Contingent Valuation Method（仮想評価法）の略である。本質は，環境（健康を含む）の価値を仮想的な金銭に換算して考えることである。即ち，リスク削減のためにいくらなら払ってもいいか（支払い意思額：WTP），いくら貰えばリスクが増えて

*4 なお，これに生存の質を加味したものが QALYs（Quality Adjusted Life Years）や DALYs（Disability Adjusted Life Years）だが，障害をもって生きる1年と障害なく生きる1年の価値を等しくしないと考える方は，一歩間違えば障害者差別につながりかねないので注意が必要である。

もいいか（受入れ補償額：WTA）をアンケートで調べる方法論である。

健康リスクなら QOL をみるような場合に使われるが、保健医療政策の実施前評価にもっと使われてもおかしくない。環境リスク評価には良く使われている。欧米では裁判でも使われる（例：バルディーズ号の事故における CVM 評価）。

CVM の実施ガイドラインとしては、NOAA（米商務省国家海洋大気管理局）Blue-Ribbon Panel（1993）によるものが有名である。

強引に金銭に換算して考えるため、もちろん限界がある。仮定の妥当性、とくに日常的に現金経済に接していない人が対象の場合の WTP と WTA の不一致、質問のバイアス等がとくに問題になることが多い。

[バルディーズ号の事故]

1989年3月、アラスカ沖でエクソン社のタンカー「バルディーズ号」が座礁し、4200万リットルの原油が海洋流出し、推定40万羽のウミガラス、3000匹のラッコが死亡し、海洋生態系に大きな影響があった。

エクソン社は原油除去のため30億ドルをかけたが、沿岸に流れ着いた原油を取り除いたり、岩に付着した原油を熱湯で除去するといった原始的な対応策しかとれず、生態系の完全な修復は不可能であった。

ここで問題になったのが、既に破壊された生態系をどう見るか？ ということである。エクソン社は失われた生態系に対して賠償責任があるのか？ が米国世論を騒がせた。全米一般市民を対象にしたCVMのアンケートで生態系の価値が一世帯当たり30ドルと推定され、全米世帯数をかけて28億ドルと評価された。この結果を元に連邦・州政府とエクソン社が交渉し、10億ドルの補償がなされた。

このプロセスは「バルディーズ原則」として定着し、環境に対する企業の社会的責任が確立した（詳細は<http://www.evostc.state.ak.us/>を参照されたい）。

[CVMのバイアス]

CVMで起こるバイアスは、以下のように整理されている。詳細は、栗山（1998）を参照されたい。

ゆがんだ回答を行う誘因によるもの 戦略バイアス、追従バイアス（調査機関、質問者）
評価の手がかりとなる情報によるもの 開始点バイアス、範囲バイアス、関係バイアス、重要性バイアス、位置バイアス

シナリオ伝達ミスによるもの 理論的伝達ミス、評価対象の伝達ミス（シンボリック・バイアス、部分全体バイアス、地理的部分全体バイアス、便益部分全体バイアス、政策部分全体バイアス、測度バイアス、供給可能性バイアス）、状況伝達ミス（支払手段バイアス、所有権設定バイアス、供給方法バイアス、予算制約バイアス、評価質問方法バイアス、説明内容バイアス、質問順序バイアス）

サンプル設計とサンプル実施バイアス 母集団選択バイアス、サンプル抽出枠バイアス、サンプル非回答バイアス、サンプル選択バイアス

推量バイアス 時間選択バイアス、集計順序バイアス（地理的、複数財）

[NOAA ガイドライン]

訴訟に耐えうる信頼性を CVM が確保するために必要な条件のリスト (NOAA, 1993) として、次のガイドラインが提示された。

一般項目として、これだけは必須とされているのが、(1) 統計学的に十分なサンプルサイズ、(2) 十分に高い回収率、(3) 個人面接 (電話を含む)、(4) 質問者による影響のチェック、(5) サンプル定義、サンプルサイズ、回収率なども含めてすべての情報の厳密な報告、(6) 質問項目は事前にパイロットスタディをしてチェック済みであること、である。

その他、調査項目として既に優れた CVM では満たされてきたもの、目標項目としてこれまでは満たされていないが満たすべき項目も記載されている。

1.10.4 CRA

米国環境保護庁 (EPA) が環境問題の優先順位付けのために開発した手法が、Comparative Risk Assessment (CRA) である。

その原理は、ある地域に関する環境問題の包括的なリストを作成し、問題の影響の大きさをリスクの側面から比較評価して (この際、健康リスクだけでなく、生態系リスクや生活の質へのリスクなども加味) ランクをつけるということである。

評価するのに専門家だけでなく、市民代表など幅広い人が参加して住民の立場からの意見も取り入れる点が特徴である。

日本で行われた例として、かつて国立環境研究所が中心になって、環境庁、地方自治体、大学、コンサルタント、環境研究所から、関係者 24 名がパネルとなって、年 2 回泊り込みで、環境問題のリストづくりとランクづけをしたものがある。結果は 15 の問題領域 [地球規模の大気変動、有害化学物質汚染、電磁波・放射線など] ごとの 4 つの側面 [健康、生産、生物、精神] への影響の大きさの、参加者の平均値として得られた (高月紘「自分の暮らしがわかるエコロジー・テスト」講談社ブルーバックス)。この結果を元に、高月らは、「エコポイントチェック」を考案した。

エコポイントチェック

1. 参加したパネルメンバーが思いつく問題領域のリスト作りをする（思いつくままあげていき、後で似たものをまとめたりして絞る）
2. 絞り込まれた15の問題領域から、日常生活に関連が深いものとして温暖化、廃棄物、水質汚染、大気汚染、有害物質の5分野を取り上げる
3. 各分野について、パネルがつけた4つの側面[健康、生産、生物、精神]での得点を加算し、得点比率を分野ごとの重みとする（環境研 CRA では、温暖化問題 24.3%、廃棄物問題 18.6%、水環境問題 10.9%、大気環境問題 15.9%、有害化学物質問題が 30.3%となった）。総得点が100点満点になるように、重みの合計を10にする（同じく 2.4, 1.9, 1.1, 1.6, 3.0 となった）
4. 各分野について10点満点になるように、25の日常行動（各分野について関連しそうな日常行動を予め5つずつ決めておいたもの）に評点を割り振る。割り振りの基準は、現状の環境負荷全体をひとつの環境容量とみて、この容量に対してどれだけ負荷を削減できるかという視点で行われる（ただし前述のように、象徴的な意味も含めて考える）
5. 25の日常行動それぞれのエコポイントが、5分野での評点に重みを掛けて合計したものと得られる（例えば「新聞・雑誌をリサイクルに出している」という行動は、温暖化評点 0.6、廃棄物評点 3.1、水環境、大気環境、有害化学物質評点が 0 なので、 $0.6 \times 2.4 + 3.1 \times 1.9 = 7.4$ となった）
6. 回答者が25の日常行動それぞれについて、「いつも取り組んでいる」から「まったく取り組んでいない」まで5段階で自己評価できるように、「いつも」にその行動のエコポイントの満点、「まったく」を0点として、その間を4等分して評点とする。

1.10.5 MAM-CA

CVM, CRA の他にも、さまざまな環境影響評価の方法が提案されている。CVM と同様、1つの軸に還元する方法として、エネルギー消費量や資源消費量や二酸化炭素負荷量などに還元して1つの軸で比較評価する方法（CVM も金銭という1つの軸にするので思想的には近い。仮想でなくても、実際に除去や予防に必要なコストを計算して金銭という軸で評価する方法もある。タイムスパンが問題）や、科学的あるいは政治的に定められた環境上の目標に対する距離を用いる方法（環境影響スコアを特定の場所と期間における実測値で割ることによって正規化でき、さまざまな問題の間での相対的な比較が可能になる）もある。

新しい方法論として、コンジョイント分析を行う際に用いるシナリオを、マルチエージェントモデルで予測する方法 (MAM-CA; multi-agent-modeling based conjoint analysis) がある（中澤, 2004）。

政策的介入が狙っているアウトカムは1つあるいは少数だが、常に副次的な（複数かつ多面的な）アウトカムをもたらすことが、ほぼ明らかである。

通常、コンジョイント分析 (conjoint analysis) では、複数のシナリオを提示して住民などにどれがいいか選んでもらう（あるいは評定してもらう）が、シナリオで提示されるアウトカムが限定的である点（副次的アウトカムを出さなかったり数値予測が点推定だけだったり）が問題であった。

MAM-CA は、介入候補別にマルチエージェントモデルを作成し、そのシミュレーション結果（偶然起こりうる変動幅も含め、かつ複数のアウトカムを見ることができる）をシナリオとして提示することでこの問題に対応する試みである。以下、沖縄・西表島における農地開発の例を説明する。

西表島で、沖縄県による土地改良事業が採択され、いったん工事に着手されながら、外部の自然保護団体（西表自然史研究会、日本哺乳類学会、日本自然保護協会）が希少野生生物の生息環境を守るために工区変更を求めたことをきっかけに開発が問題化した事例である。

住民は、土地改良された国有地を農地として払い下げてもらうことを望んでいた。農地になった場合の収入は農産物の価格にも依存する。現実の経過としては、東工区では農家、自然保護団体、町、県の4者協議を経て、工区を変更して農地開発がなされた。一方、西工区ではイリオモテヤマネコの生息地を守るために、完全に工事が中止された。

意思決定の前に MAM-CA がなされれば違う展開もあったかもしれない。そこで、事後的ではあるが、MAM を実施してみた。

検討したシナリオは、実際の経緯の通り（シナリオ0）、外部の自然保護団体による干渉がなく土地改良事業が完工した場合（シナリオ1）、まったく土地改良はせずエコツーリズムを導入した場合（シナリオ2）である。

シナリオ1ではコウモリとヤマネコが減るかわりに収入が増える確率が高いが、偶然にコウモリとヤマネコもシナリオ0より減らずに収入が増える可能性もある。シナリオ2ではコウモリもヤマネコもシナリオ0より増える可能性が高く、かつ収入もシナリオ0より増える可能性が高い。シナリオ2よりシナリオ1の方が平均的には収入は増える可能性が高いが、最高収益を達成する可能性があるのはシナリオ2である。

どれがいいとは一概に決められないので、この結果を住民に提示し（必要なら説明して）、どれか1つを選んでもらうか、すべてのシナリオに評点をつけてもらって（マイナスありで）コンジョイント分析をすると合意形成に役立つだろうと考えられる。

1.11 文献

- Baker D, Nieuwenhuijsen MJ: *Environmental Epidemiology: Study Methods and Application*. Oxford University Press, 2008.
- World Health Organization: *Preamble to the Constitution of the World Health Organization*, as adopted by the International Health Conference, New York, 19-22 June, 1946; signed on 22 July 1946 by the representatives of 61 States (Official Records of the World Health Organization, no. 2, p. 100) and entered into force on 7 April 1948.
<http://www.who.int/about/definition/en/print.html>
- 栗山浩一『環境の価値と評価手法』, 北海道大学図書刊行会, 1998年12月
- 中澤 港「開発と環境保全の相互関連性-マルチエージェント・モデルによる分析-」

In: 大塚・篠原・松井編『生活世界からみる新たな人間-環境系』, 東京大学出版会, 2004年5月

- 中西準子・益永茂樹・松田裕之編『演習：環境リスクを計算する』, 岩波書店, 2003年12月
- 福岡伸一『プリオン説はほんとうか？ タンパク質病原体説をめぐるミステリー』, 講談社ブルーバックス, 2005年11月
- 松田裕之『生態リスク学入門』, 共立出版, 2008年3月
- 松田裕之『なぜ生態系を守るのか?』, NTT出版, 2008年12月
- 森千里『胎児の複合汚染』, 中公新書, 2002年4月
- 吉田文和・北畠能房編『岩波講座 環境経済・政策学第8巻 環境の評価とマネジメント』, 岩波書店, 2003年4月
- 鷲谷いづみ・矢原徹一『保全生態学入門—遺伝子から景観まで』, 文一総合出版, 1996年3月

第2章

疾病の多様性とヒトの適応

この章の前半の内容は、近々刊行予定の「総合地球環境学事典」に書いた原稿をベースにしている。後半の数値モデルについては、2003年2月に長崎大学熱帯医学研究所において行われた、日本熱帯医学会九州支部会での口演『フィールドオブザーベーションからのモデル構築』の要旨をベースにしている。前者は未刊行のため道義的に公開できないし、後者は暫くの間は長崎大学熱帯医学研究所のサイトからダウンロードできたが、既に消滅し有料文献複写しかできなくなっているため、そのまま公開するのは問題かもしれない。したがって、この資料後半は、公開 pdf には含めない。

ミニレポート課題

リスク論と疾病適応論の視点を踏まえ、新型インフルエンザ対策について思うところを述べよ。