学会受賞論文

(奨励賞)

種の感受性分布を用いた農薬の生態リスク評価に関する研究

永井孝志*

国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構農業環境変動研究センター

(2017年6月6日受理)

Studies on ecological risk assessment of pesticide using species sensitivity distribution

Takashi NAGAI

Institute for Agro-Environmental Sciences, NARO, 3-1-3 Kannondai, Tsukuba, Ibaraki 305-8604, Japan

Keywords: database, algae, arthropod, risk management.

はじめに

近年、農薬等の不適切な使用によって生物多様性が劣化する可能性が指摘されるようになり、農林水産省では環境保全型農業として農薬の使用等による環境負荷の軽減に配慮した持続的な農業を推進している。現在の環境保全型農業においては、例えば慣行の栽培体系に比べて（化学合成）農薬の使用量を5割低減することによって、特別栽培という表示が可能となる。このように、現時点の環境保全型農業では、農薬使用量（使用回数）の低減が優先的に行われているが、この科学的根拠は薄弱である。使用する農薬の種類毎にそれぞれリスクの大きさは異なり、また同じ農薬であっても使用方法や流出防止対策などによりリスクは変化する。ところが、現状では農薬は使用回数のみで評価されるため、どんな農薬をどう使おうと同じ一回とカウントされる。生産現場では農薬の使用をなるべく減らす努力を行っているが、例えば種子消毒などの残留も少なく環境中への流出もない、つまり農薬使用のリスクが低いと考えられる使用方法から減らしている例もある。よって、農薬を減らす努力がそのままリスクの低減に

貢献するとは限らない。

そもそも生態系保全を目的とした場合、低減の対象は「農薬使用量」ではなく、農薬使用に伴う「生態リスク」でなければならない。過剰な減農薬の推進は農業生産のリスクを増大させるため、本来の環境保全型農業の目的である「持続的な農業生産」と矛盾する。したがって、「農薬の使用量を減らす」、「より低毒性の農薬に切り替える」、「農薬の流出防止対策をとる」などの様々な環境保全型農業の体系における、生物多様性の保全効果と農業の生産性を定量的に解析していく事が望ましい。このような情報が得られるようになれば、農業生産への負の影響を抑え、効率的にリスクを減らす対策を主体的に選択することが可能となる。このようなリスク評価は「解決指向リスク評価」として提案されており¹⁾、農薬登録審査における「良いか悪いか」という二者択一のリスク評価とは大きく思想が異なる。

リスクを定量的に表現するには確率論的リスク評価を行うのが有効である。これは、毒性や曝露などの様々な不確実性を確率的に表現し、環境中濃度が生物の毒性値を超過する確率はどのくらいかを定量的に評価する方法である。Fig. 1に示した概念図では、生物種による感受性の変動性と、環境中濃度（PEC）の地域差による変動性を考慮し、6生物種の感受性と5地域の環境中濃度を総当たりで評価した場合の「環境中濃度＞毒性値」になってしまう確率を表している。30

* 〒305-8604 茨城県つくば市観音台3-1-3

E-mail: nagait@affrc.go.jp

© 日本農薬学会

Fig. 1. Conceptual diagram of probabilistic ecological risk assessment.

通りの組み合わせのうち、3つの組み合わせで影響ありになってしまうので、影響を受ける確率は3/30=10%ということになる。この確率の大小によって、生態リスクの大きさを相互比較できることになる。

本稿では、確率論的リスク評価を行う際にキーとなる概念となる種の感受性分布 (Species Sensitivity Distribution, SSD) について解説し、その生態リスク評価における活用について紹介する。

1. 種の感受性分布

1.1. 感受性の種間差

農薬取締法に基づく「水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準 (以下、水産登録保留基準)」の適用の下、平成17年より新たな農薬の水産動植物に対するリスク評価に基づいた基準値の設定が順次進められている²⁾。現行の登録保留基準において、毒性に係る基準値は、魚類 (メダカ又はコイ)、ミジンコ (オオミジンコ)、藻類 (緑藻 *Pseudokirchneriella subcapitata*) のいわゆる「3点セット」の急性毒性試験結果による LC₅₀ (半数致死濃度) 値もしくは EC₅₀ (半数影響濃度) 値を、それぞれの種間の感受性差に関する不確実係数 (魚類と甲殻類は基本10、藻類は1) で除したものの最小値と設定される。

河川や湖沼などの水圏生態系には多種多様な生物が生息しているが、農薬の毒性は対象となる生物種によって極端に異なることが知られている。ここで殺虫剤イミダクロプリドの感受性種間差を例に挙げる。まず水産登録保留基準値は、3種の毒性値 (魚類 LC₅₀ > 105,000 μg/L, 甲

殻類 EC₅₀ = 85,000 μg/L, 藻類 EC₅₀ > 98,600 μg/L) より、85,000/10 = 8,500 μg/L と導出された²⁾。次に既報文献から各種の毒性値 (LC₅₀ もしくは EC₅₀ 値) をプロットすると Fig. 2 のようになり、登録保留基準の 8500 μg/L を遵守していてもほとんどの甲殻類や水生昆虫が影響を受けてしまうことになる³⁾。オオミジンコは殺虫剤に対して基本的に感受性が高いが、常に高感受性であるわけではない。また、節足動物という分類群の中においても10,000倍以上もの種間の感受性差があることは注目に値する。このようなことは「The myth of the most sensitive species (最も感受性が高い種という神話)」⁴⁾ という論文に代表されるように、すでに30年以上も前から議論されている。

1.2. 種の感受性分布 (Species sensitivity distribution)

上記のような問題点が挙げられる中で、水圏生態系に生息

Fig. 2. Genus mean acute values of acute toxicity (EC₅₀ and LC₅₀) of imidacloprid for each taxonomic group.

Fig. 3. Conceptual diagram of SSD. The variability of toxicity values (EC_{50} or LC_{50}) of 6 species is fitted to log-normal distribution. Arrow 1 indicates the derivation of HC_5 , and arrow 2 indicates the calculation of PAF from pesticide concentration.

するすべての種に対する毒性試験を行うことは現実的には不可能である。その一方で、多数の生物種の化学物質に対する感受性は対数正規分布に適合することが経験的に知られており、Fig. 3のような累積確率分布として表現できる。このような生物種間の感受性差を統計学的に表現したものがSSDである⁵⁾。SSDの解析を行うにはある一定数以上の毒性データが揃っている必要がある。そしてSSDの曲線は、農薬の濃度が上昇するにつれて影響を受ける生物種の割合が高くなっていくという関係を表現している。これを用いて、環境中の農薬の濃度から「影響を受ける種の割合 (potentially affected fraction, PAF)」を計算してこれをリスク指標とする活用法と、95%の種を保護する濃度 (言い換えれば5%の種が影響を受ける濃度、5% Hazard Concentration, HC_5) を推定してリスク管理の目標値とする活用法がある (Fig. 3)。ここでは LC_{50} もしくは EC_{50} 値を超えた曝露を受けた場合に「その種は農薬による影響を受けた」と定義する。この手法

は室内急性毒性試験をベースとしているため、生態系管理の目標である生物個体群の存続可能性などを評価しているわけではない。

各国の行政施策への導入例をみると、米国や欧州、オーストラリアなどにおいて、 HC_5 を予測無影響濃度とすることで、水生生物保全のための水質基準値の設定根拠として用いている⁶⁻⁸⁾。これは、95%以上の種を保護できれば、種の多様性には大きな影響は無い、という仮定に基づいている。 HC_5 の値を予測無影響濃度とすることの妥当性については、隔離実験水界を用いた模擬生態系試験 (メソコスム・マイクロコスム試験) との比較により、様々な農薬について HC_5 がおおむね安全側に立った評価となっていることが確認されている^{3,10-12)}。また、農薬登録の場面においては、欧州でRegulatory Acceptable Concentrationの導出のための高次評価法として活用されている¹³⁾。

SSDを農薬に適用する場合には、除草剤では藻類やウキクサ等水生植物に対する毒性が特徴的に高いため、一次生産者とそれ以外で分布が分かれ、殺虫剤は節足動物に対する毒性が特徴的に高いため、節足動物とそれ以外で分布が分かれることが知られている (Fig. 4)^{3,14)}。イミダクロプリドの HC_5 は $0.43 \mu\text{g/L}$ となり、水産登録保留基準値よりも10,000倍以上低い値となった。

2. 確率論的リスク評価法の開発

2.1 不確実性を考慮した農薬の確率論的生態リスク評価：除草剤シメトリンのケーススタディー

高度な生態リスク評価のためには、Fig. 1に示したように毒性や曝露などの本来変動性を持つパラメータを一つに決定せずに分布として表現し、確率論的な評価を行うのが望ましいと考えられる。このような確率論的生態リスク評価は、殺虫剤ダイアジノン¹⁵⁾とアルディカルブ¹⁶⁾の例、除草剤アトラジン¹⁷⁾の例など多数報告されている。これらのリスク評

Fig. 4. Typical SSD curves for sensitive and insensitive taxonomic groups of freshwater organisms. Genus mean acute values and cumulative probabilities were plotted as the x-axis and y-axis, respectively. The maximum likelihood estimation (solid line) with the 90% confidence interval (dashed line) of log-normal distribution is shown.

Fig. 5. Comparison of PEC distributions and SSD for freshwater algae (left) and joint probability curve (risk curve) for simetryn (right). Area under the curve (shaded area) means EPAF.

価では、任意の割合の種が影響を受ける確率としてリスクが定量化される。

筆者の研究では手始めに除草剤シメトリンを対象とし、毒性評価や曝露評価の不確実性を分析することにより確率論的な生態リスク評価手法を開発した¹⁴⁾。毒性評価では、文献からシメトリンの生態毒性試験の結果を収集し、SSD解析を行った。31属の淡水産藻類のEC₅₀値を対数正規分布に適合させ、HC₅を8.2 μg/Lと推定した (Fig. 4)。曝露評価では、環境省によって定義された環境モデル中のPEC算定に用いるパラメータ (流域内の水田率、河川比流量、農薬普及率、土壌の比重や有機炭素含有率など) の変動を確率分布として表現し、モンテカルロシミュレーションを用いてPECの取りうるばらつきを解析した。その結果、PECの平均値は0.77 μg/L、95パーセンタイル値は2.8 μg/Lとなった。PECの分布とSSDの重なりから、ある割合の種が影響を受ける濃度レベルの曝露を受ける確率を計算し、Joint Probability Curve (リスクカーブ, Fig. 5) として表現した。結果として、5%の種が影響を受ける確率は1.5%と計算された。

2.2. 11種の除草剤の生態リスク比較の事例

水稻作がマイナーである欧米においては、水稻用除草剤の

リスク評価はこれまでほとんど行われていない。加えて、水稻用農薬は灌漑用水を通じて水系に流出しやすいという特徴を持ち、畑作で用いる農薬に比べて水生生物に対するリスクは非常に大きいと考えられる。シメトリンのケーススタディーにおいて、日本における水稻用除草剤を対象とした確率論的な生態リスク評価の手法を開発したが、農薬の種類によって得られるデータの質・量がばらばらであり、この手法を用いて多くの農薬に対して横並びの評価を行い比較しようとする場合の取り扱いに問題が残された。そこで次の研究では、得られるデータの質・量がばらばらである代表的な水稻用除草剤11種の確率論的な生態リスク評価の手法論の検討を行った¹⁸⁾。既存のデータを最大限有効利用できる既存の推定方法を複数組み合わせることにより、足りないデータを補いながら横並びでリスクを評価する手法を構築し、これらの有効性について考察した。

曝露の分布とSSDを組み合わせたリスクカーブ (Fig. 5) の下の面積を計算することで、影響を受ける割合の期待値を求め、これをEPAF (Expected Potentially Affected Fraction) と表現した。ここでのEPAFは、全国平均的にどのくらいの割合の種が影響を受けるか、というリスクの定量的な指標として意味付けられる。各リスクの大きさに対応する地域毎の

Fig. 6. EPAF for 11 herbicides.

ばらつき加減を見たい場合には、リスクカーブによるリスクの表現が適している一方で、リスクを一つの数字にまとめて比較したい場合にはEPAFによる表現がわかりやすい。11種の水稲用除草剤のEPAFはFig. 6のようになり、リスク比較に有用な手法として示すことができた。

2.3. 確率論的リスク評価の活用

確率論的リスク評価の現時点での利用方法は冒頭に記したように、あくまでも効率的なリスク管理対策を考えるうえで有用であるもので、値がいくつ以下であれば安全、いくつ以上なら危険、などの判断に用いるものではない。さらにはリスクランキングを作成することだけが目的でもないことに留意が必要である。リスクの大きさを定量化することで、例えば水管理の変更などのリスク低減対策を実行する際に、元のリスクがどの程度でそこからどの程度リスクが下がるかが明確になり、環境保全効果をよりアピールしやすくなる。そのような評価がなければ、ただいたずらに生産者に対策費用を負わせるだけのものになってしまう。さらに、実際のリスク管理の場面では様々なトレードオフ関係を考慮する必要があるため、本研究の成果はこのようなトレードオフ関係を見える化するうえでも、有用なツールとなることが期待される。

ある特定の農薬のリスクのみを評価して、何かの判断をすることも誤った判断につながる。ある特定の農薬を削減しただけではリスクが減るわけではない。評価していない他の農薬に単純な切り替えが起こった場合に、リスクが下がるのかどうかは明らかではなく、むしろ増えてしまう場合もある。また、たとえリスク比較の結果を踏まえてリスクの低い農薬に切り替えても、その農薬に使用が集中すれば、その農薬によるリスクが上昇してしまう。リスクの定量的な評価とは、このようにどんな管理をすればどのようなことが起こるのか、ということを考えるためのツールである。恣意的に選定した農薬のみのリスク評価結果に基づいて農薬を禁止したりする、というのは意図するところと全く正反対である。

3. 毒性データベースの構築とSSD

3.1. 毒性データベースの作成

SSD解析に必要なデータ数(種数)は各国のガイドライン等によって若干異なり、オランダでは4種類以上、デンマークとオーストラリアとOECDでは5種類以上、米国では8種類以上、EUでは10種類以上となっている¹⁹⁾。様々な文献検討の結果、5種のデータを用いたSSDはおおよそ妥当であることが支持されている^{19,20)}。農薬の場合は前述のように、感受性の高い分類群のデータで解析する必要がある。すなわち、殺虫剤の場合は節足動物で5種以上、除草剤の場合は藻類で5種以上の毒性データが必要となる。殺菌剤の場合は分類群と感受性の関係が明確ではないため、すべての水生生物で5種類以上のデータが必要とみなす。ただし、このようなデー

タが揃う農薬はほとんどなく、2章で示したような確率論的リスク評価を幅広い農薬で行うためには、そもそもの毒性データの整備自体が大きな課題となった。

日本国内における農薬使用の特徴として、水稲用農薬の使用が多いことが挙げられる。特に水稲用除草剤は日本独特のものが多く、欧米での使用がほとんどないことから生態毒性データの蓄積が少ない。一方、水稲用農薬を対象とした日本国内での毒性試験の和文文献などは海外のデータベースには採用されにくく、これらの毒性データベースの整備は遅れている。そこで筆者は、日本で主に使用されている水稲用農薬を対象とした生態毒性データベースの構築を行ってきた²¹⁾。本データベースの構築に当たってはSSDの活用を念頭に置いているため、なるべく多種類の生物のデータを収録するようにしている。データの収集にあたっては、データの信頼性の確保が重要である。そこで、すべての得られたデータについては、OECDの高生産量化学物質点検マニュアルに従って、以下のように4段階の信頼性スコアを付けた: 1信頼性有り, 2信頼性有り(制限付き), 3信頼性なし, 4評価不能。特に、原著論文などの各種文献の毒性試験データの信頼性の評価はHobbs *et al.*²²⁾に従いスコア法によって行った。

収録データは、2017年5月の時点で2563レコード(殺虫剤1455, 殺菌剤176, 除草剤932)を収録し、農薬数は82種類(殺虫剤35, 殺菌剤9, 除草剤38)である。生物の分類群別(総生物種数は216種)を見ると、藻類と水草を合わせた一次生産者で585レコード、甲殻類と水生昆虫を合わせた水生節足動物が1104レコード、魚類と両生類を合わせた脊椎動物が678レコード、その他(貝類, 貧毛類, 繊毛虫類, ワムシ類, ヒル類など)が196レコードである。

3.2. 節足動物の標準データセット

農林水産省の試験ガイドライン²³⁾では、水生節足動物についてはオオミジンコを始め、ヨコエビ、ヌカエビ、ユスリカ幼虫を用いた室内急性毒性試験のガイドラインがある。また、農業環境技術研究所では水生昆虫のコガタシマトビケラを用いた毒性試験のマニュアル²⁴⁾を作成し、殺虫剤に対する感受性のデータを蓄積している。したがって、この5種の水生節足動物については、信頼性の高いデータを幅広い農薬について揃えることができる状態にある。筆者はこの5種のデータを用いて推定したSSDを標準SSDとすることを提案している。節足動物で十分な数(10属以上)のデータが揃っており、なおかつ標準5種のデータが揃っている11種の殺虫剤を検討対象とし、得られたすべての節足動物のデータを用いて推定したSSD(これを真のSSDと仮定する)と、標準5種のデータのみを用いて推定したSSDとを比較した結果、両者はその形状に大きな差はなかったことを確認している²⁵⁾。

3.3. 藻類の標準データセット

藻類の試験生物種についても SSD 解析のための標準データセットとして、生態学的重要性を考慮して5種類を選定した。生態学的重要性については、(1) 日本の河川生態系に幅広く分布しよく観察されるもの；(2) 幅広い分類群（珪藻、緑藻、シアノバクテリアなど）をカバーし、現実的な種構成（珪藻が優占）を反映すること；(3) 好清水性種や好汚濁性種など、様々な環境条件をそれぞれ好む種を含むこと、を考慮した。日本における付着藻類の調査結果などから、緑藻1種 (*Desmodesmus subspicatus*)、珪藻3種 (*Achnanthes minutissimum*, *Nitzschia palea*, *Navicula pelliculosa*)、シアノバクテリア1種 (*Pseudanabaena galeata*) を河川付着藻類の代表として選定した²⁰⁾。試験生物種の選定に加えて、この付着藻類5種を効率よく同時に試験するための簡便な試験方法も開発した。これは、培養チャンバーとして通常使用される三角フラスコの代わりに96穴マイクロプレートを使用し、各ウェルの底面に藻類を付着させて培養を行い、蛍光マイクロプレートリーダーを用いて藻類バイオマスの測定を底面に付着させたままで行う方法である²⁰⁾。この試験方法の詳細なマニュアルが農業環境技術研究所より公表されている²⁶⁾。この5種同時毒性試験を行うことで、効率よく SSD 解析のためのデータを得ることが可能である。

新たに開発した試験法を用いて、除草剤20種の毒性試験を行ったところ、藻類の中でどの種に毒性が高いかは作用機作特異的である、という結果が得られた (Table 1)²⁷⁾。つま

り、除草剤で標準緑藻のみのデータに基づいたリスク評価を行うと、リスクを見誤ってしまうことが示唆された。また、複数の除草剤で藻類種間の感受性差が1000倍以上にもなっていることも明らかとなった。

3.4. SSD 解析の対象農薬の拡大

これまで述べたように、SSD 解析のためのデータ整備の体制を整え、結果として現在までに68種類の代表的な水稲用農薬の SSD を構築しており、生態リスクを迅速に評価できる状況にある²⁵⁾。この68農薬で水稲用農薬の出荷量の大部分をカバーできているが、それでも全登録農薬数に比べるとわずかな数である。そこで、SSD 解析に必要な数のデータがない場合においても、単一種の毒性データから SSD を推定する手法を開発した²⁸⁾。多くの化学物質の SSD の解析を行った結果、SSD の傾きは作用機作特異的であることが知られている。これを応用し、同じ作用機作間においては (1) SSD の傾き (対数標準偏差) は平行である；(2) 種間の感受性の順序は同じである；という二つの仮定を置くことで、たった一種の標準種の毒性データのみから SSD を外挿推定することが可能となる。この推定法の検証として、推定法の開発に用いたデータとは別の毒性データセットを用いて、推定した SSD と実際の SSD を比較した結果、おおむね同様の結果が得られたことが確認されている²⁸⁾。この方法を用いることで、現在ほとんどの農薬について SSD を用いたリスク評価が可能な状況にある。

Table 1. Comparative toxicity (EC_{50} , $\mu\text{g/L}$) of 16 herbicides to 5 periphytic algae and the relationship with mode of action (MoA)^{a)}

Herbicide	MoA ^{b)}	Pse	Des	Ach	Nit	Nav
bensulfuron-methyl	B	4.1	150	>6000	>6000	>6000
cyclosulfamuron	B	3.1	11	>9700	>9700	>9700
pyrimisulfan	B	150	120	>5400	4400	>5400
simetryn	C1	23	16	47	86	34
pentoxazone	E	>220	0.084	>220	5.7	59
pyraclonil	E	>5000	0.96	1300	58	1000
oxadiargyl	E	>1500	0.21	840	56	380
tefuryltrione	F2	>100,000	>100,000	10,000	23,000	23,000
benzofenap	F2	>240	>240	130	66	15
pretilachlor	K3	>4000	62	5100	15,000	1300
butachlor	K3	>3600	38	5100	6200	950
mefenacet	K3	>10,000	620	>3000	>3200	5800
cafenstrole	K3	>11,000	8.3	8600	5700	9500
fentrazamide	K3	>4100	50	11,000	3600	55,000
benfuresate	N	>23,000	22,000	10,000	76,000	95,000
esprocarb	N	1600	350	>3200	4100	1800

^{a)} Pse: *Pseudanabaena galeata*; Des: *Desmodesmus subspicatus*; Ach: *Achnanthes minutissimum*; Nit: *Nitzschia palea*; Nav: *Navicula pelliculosa*;

^{b)} B: inhibitor of acetolactate synthase; C1: inhibitor of photosynthesis by photosystem II; E: inhibitor of protoporphyrinogen oxidase; F2: inhibitor of 4-hydroxyphenyl-pyruvate-dioxygenase; K3: inhibitor of very long-chain fatty acid synthesis; N: inhibitor of lipid synthesis.

Fig. 7. Microsoft Excel worksheet for calculation of PAF (in Japanese only). SSD parameters for 68 pesticides are already inputted, and PAF can be calculated by selecting pesticide name and inputting environmental concentration ($\mu\text{g/L}$). Moreover, evaluation of PAF values (4 classes) is also shown as reference.

4. 種の感受性分布の活用

4.1. SSDマニュアルの公開

SSD解析の手法は、日本国内では研究者の間でもあまり知られておらず、これまで活用事例は限られていた。この理由として、解析手法を詳しく解説した日本語の文献がほとんどないことが考えられた。そこで、日本国内でのSSDを用いた生態リスク評価の活用に向けて、「【技術マニュアル】農薬の生態リスク評価のための種の感受性分布解析」を公開した²⁹⁾。これは、これまで行ってきたSSDに関する技術的な検討結果を、手法の基本的な紹介や歴史的背景、海外での活用事例などと共にまとめたものであり、農業環境技術研究所のウェブサイト (<http://www.niaes.affrc.go.jp/techdoc/ssd/>) から、マニュアルと解析ツール (MS-Excel用ファイル) をダウンロードできる。特徴としては、統計の専門知識がなくても簡単にSSDの解析や生態リスク評価ができるツールも併せて公開した点にある。このツールを用いると、環境中農薬濃度の推定値やモニタリング結果を入力するだけで生態リスク評価が可能となったり (Fig. 7), 手持ちの毒性データを入力して、SSD解析を行なったりすることが可能である。さらに、曝露の分布に関する情報を入力して、EPAF (Fig. 5) の計算を行うことも可能である。

4.2. 登録保留基準の妥当性の検証

1章で述べた水産登録保留基準の妥当性を検証するために、これまでに解析した68剤のSSDから計算された予測無影響濃度 (HC_5) と水産登録保留基準値とを比較した²⁵⁾。68農薬のうち50農薬は両者の差が10倍以内であり同程度と判断された。つまり、多くの農薬については現行の水産登録保留基準値で HC_5 と同程度の安全性が担保されていることになる。しかしながら、残りの18農薬 (9殺虫剤+9除

草剤) で、水産登録保留基準は HC_5 よりも10倍以上高く、当時の制度ではリスクが過小評価されていると判断された (Fig. 8)。さらに、これらの18農薬は、殺虫剤ではフェニルピラゾール系、ネオニコチノイド系、スピノサドの系統、除草剤ではアセト乳酸生成阻害系、プロトポルフィリノーゲンオキシゲナーゼ阻害系、4-ヒドロキシフェニルビルビン酸ジオキシゲナーゼ阻害系であり、特定の作用機作に偏ることが明らかとなった。この比較が示唆することは、指標生物3点セットで生態影響を評価することの限界性である。その後、水産登録保留基準の制度において、上記3系統の殺虫剤では3種の試験生物のデータに加えてユスリカ幼虫の毒性試験データの提出が必須となったところである³⁰⁾。

さらに Nagai²⁵⁾ は水産登録保留基準の濃度を、SSDを用い

Fig. 8. Comparison between HC_5 and registration criteria for 26 insecticides. The solid lines show 1:1 and dotted lines show 1:10 and 10:1. Mode of action (MoA) indicates the classification by Insecticide Resistance Action Committee.

て影響を受ける種の割合に換算するとどのような値になるかを計算した。結果は0.1%未満から90%以上まで様々であり、中央値はちょうど5%であった。つまり、水産登録保留基準は無影響を意味するものではなく、また一定の影響レベルを示すものではない、ということが示された。

おわりに

以上に述べてきたように、SSDは生態リスク評価において非常にパワフルなツールである。様々な注意点があるものの、それでもより適切なリスク管理を可能とする非常に有益な情報を与えてくれるだろう。今後の展望としては、対象とする生物種の拡大や野外生態調査によるリスク評価の検証が挙げられる。これまでSSD解析の対象となってきた生物種は魚類、節足動物、藻類に偏っている。感受性の種間差をより適切に表現するためには、水生菌類や水草等の維管束植物、土壤動物などこれまでデータの蓄積のない生物種への拡大が望まれる。また、例えば「10%の種に影響が出る」という計算がなされた場合に実際の生態系に何が起るのか？といった生態学的な意味づけについては現時点では不明確である。このようなリスク評価と実際の生態系の応答との関係を築くことは今後の重要な課題となるであろう。この課題についての近年の動向については、すでに別のレビュー³¹⁾でも論じているので、そちらを参照いただきたい。

謝辞

このたび荣誉ある奨励賞を授賞いただき、日本農薬学会の関係者に厚く御礼を申しあげたい。本研究は、農業のことも農薬のことも全くのど素人であった筆者が独立行政法人農業環境技術研究所に採用された後、新たに自分で立ち上げて10年ほど行ってきた研究の成果をまとめたものである。この間日本農薬学会の場において農薬科学を勉強する機会を多々頂いた。今後も学術面での貢献で恩返しをしたい。また、農環研での研究は多くの共同研究者の手助けを借りて進めることができた。特に多大な協力をいただいた上路雅子元理事、與語靖洋生物多様性研究領域長、大谷卓元有機化学物質研究領域長、稲生圭哉化学物質影響評価ユニット長、堀尾剛博士、横山淳史博士、岩船敬博士、岩崎巨典博士、そして契約職員の方々にこの場を借りて感謝の意を表す。さらに、本研究は環境省環境研究総合推進費「適切なリスク管理対策の選択を可能にする農薬の定量的リスク評価法の開発(C-1102)」(平成23～25年度)と、環境省委託事業「農薬水域生態リスクの新たな評価手法開発事業」(平成23～27年度)の成果の一部をまとめたものである。これらの研究資金のおかげで飛躍的に研究が発展した。ただし、本内容については環境省の見解ではなく、筆者の責任において取りまとめたものであることを付す。

引用文献

- 1) 永井孝志：日本リスク研究学会誌 **23**, 145–152 (2013).
- 2) 環境省：“水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準として環境大臣の定める基準の設定に関する資料,” <http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun.html> (Accessed 26 May, 2017)
- 3) T. Nagai and A. Yokoyama: *J. Pestic. Sci.* **37**, 233–239 (2012).
- 4) J. Caines Jr.: *Bioscience* **36**, 670–672 (1986).
- 5) L. Posthuma, G. W. Suter and T. P. Traas (eds.): “Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology (Environmental and Ecological Risk Assessment),” Lewis Publisher, Boca Raton, USA, 2001.
- 6) U.S. EPA: “Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses,” U. S. Environmental Protection Agency, 1985.
- 7) EC: “Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards,” European Commission, 2011.
- 8) ANZECC: “Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality,” Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2000.
- 9) L. Maltby, N. Blake, T. C. M. Brock and P. J. van den Brink: *Environ. Toxicol. Chem.* **24**, 379–388 (2005).
- 10) P. J. van den Brink, N. Blake, T. C. M. Brock and L. Maltby: *Hum. Ecol. Risk Assess.* **12**, 645–674 (2006).
- 11) L. Maltby, T. C. M. Brock and P. J. van den Brink: *Environ. Sci. Technol.* **43**, 7556–7563 (2009).
- 12) R. P. A. van Wijngaarden, L. Maltby and T. C. M. Brock: *Pest Manag. Sci.* **71**, 1059–1067 (2015).
- 13) European Food Safety Authority: “Guidance on Tiered Risk Assessment for Plant Protection Products for Aquatic Organisms in Edge-of-field Surface Waters,” *EFSA Journal*, 2013: 11, 3290, 2013.
- 14) 永井孝志, 稲生圭哉, 堀尾 剛：農薬誌 **33**, 393–402 (2008).
- 15) J. M. Giddings, L. W. Hall Jr. and K. R. Solomon: *Risk Anal.* **20**, 545–572 (2000).
- 16) D. R. J. Moore, R. P. Thompson, S. I. Rodney, D. Fischer, T. Ramnarayanan and T. Hall: *Integr. Environ. Assess. Manag.* **6**, 102–118 (2010).
- 17) K. R. Solomon, D. B. Baker, R. P. Richards, K. R. Dixon, S. J. Klaine, T. W. La Point, R. J. Kendall, C. P. Weisskopf, J. M. Giddings, J. P. Giesy, L. W. Hall Jr. and W. M. Williams: *Environ. Toxicol. Chem.* **15**, 31–76 (1996).
- 18) 永井孝志, 稲生圭哉, 横山淳史, 岩船 敬, 堀尾 剛：日本リスク研究学会誌 **20**, 279–291 (2010).
- 19) P. L. TenBrook, R. S. Tjeerdema, P. Hann and J. Karkoski: *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **199**, 19–109 (2009).
- 20) T. Nagai, K. Taya, H. Annoh and S. Ishihara: *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **94**, 37–44 (2013).
- 21) 永井孝志：インベントリー **11**, 58–69 (2013).
- 22) D. A. Hobbs, M. S. J. Warne and S. J. Markich: *Integr. Environ. Assess. Manag.* **1**, 174–180 (2005).
- 23) 農林水産省：農薬の登録申請に係る試験成績について（平成12年11月24日付け12農産第8147号農林水産省農産園芸局長通知），2000.
- 24) 農業環境技術研究所：コガタシマトビケラ1齢幼虫を用いた農薬の急性毒性試験法マニュアル，2008.

- 25) T. Nagai: *J. Pestic. Sci.* **41**, 6–14 (2016).
- 26) 農業環境技術研究所：河川付着藻類を用いた農薬の毒性試験マニュアル，2014.
- 27) T. Nagai, K. Taya and I. Yoda: *Environ. Toxicol. Chem.* **35**, 368–375 (2016).
- 28) T. Nagai and K. Taya: *Environ. Toxicol. Chem.* **34**, 677–684 (2015).
- 29) 農業環境技術研究所：【技術マニュアル】農薬の生態リスク評価のための種の感受性分布解析，2016.
- 30) 環境省：“環境大臣が定める水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準の設定における種の感受性差の取扱いについて（案）”，平成28年3月3日中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会（第50回）資料，2016.
- 31) 永井孝志：農薬誌 **42**, 133–137 (2017).

略 歴

永井孝志（ながい たかし）

生年月日：1976年11月30日

最終学歴：筑波大学大学院博士課程生命環境科学研究科修了
研究テーマまたは主な職歴：生態毒性学，リスク評価，レ
ギュラトリーサイエンス

趣味：旅行，子供と遊ぶこと