

## 確率論的アプローチを用いた農薬の生態リスク評価

### Ecological risk assessment of pesticide using probabilistic approach

○永井孝志\*

Takashi NAGAI

**Abstract.** Probabilistic ecological risk assessment of herbicide simetryn which is used in Japanese paddy field was conducted. The values of  $EC_{50}$  for 31 algal genera were fitted to log-normal distribution, and the hazardous concentration for 5% of algal genera ( $HC_5$ ) was estimated to be 8.2  $\mu\text{g/l}$ . Predicted environmental concentration (PEC) of simetryn was calculated to be 0.71  $\mu\text{g/l}$  using environmental model and standard scenario defined by Ministry of Environment, Japan. The distribution of PEC was quantified using Monte Carlo analysis, and the mean of PEC was 0.77  $\mu\text{g/l}$  and the 95 percentile was 2.8  $\mu\text{g/l}$ . Joint probability curve was derived by comparing the species sensitivity distribution and the distribution of PECs, and the probability of exceeding  $HC_5$  was estimated to be 1.5%.

**Key Words:** 農薬, 生態リスク, 不確実性

#### 1. はじめに

農薬は安定した農業生産に必須の化学物質であるが、高い生理活性を持ち、水を媒介して河川などの農耕地系外に流出しやすいため水圏の生態系への影響が懸念されている。また、農薬の標的生物(殺虫剤の場合害虫、除草剤の場合雑草)と非標的生物(水圏では甲殻類や水生昆虫もしくは藻類)が分類学的に近いこともあり、これらの非標的生物に対して高い毒性を持つという特徴を持っている。このような生態系へのリスクを最小限に抑えてかつ農薬を効率よく使用するためには、リスクを正しく評価し管理に結びつける方策が必要である。

近年、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)」が改正され、平成17年より農薬の水生生物に対するリスク評価に基づいた基準値の設定が進められている<sup>1)</sup>。毒性の基準値(急性影響濃度もしくはAcute Effect Concentration, 以下AEC)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  $LC_{50}$

(半数致死濃度)もしくは  $EC_{50}$ (半数影響濃度)をそれぞれの種間の感受性差に関する不確実性係数(魚類と甲殻類は10、藻類は1)で除したものの最小値と設定される。また河川水の水環境中予測濃度(Predicted Environmental Concentration, 以下PEC)はその算定のためのモデル流域における標準シナリオに基づいて、農薬使用時のピーク濃度として計算され、 $PEC/AEC < 1$ であるときにリスクは懸念レベル以下であるので農薬として登録可能と判定される。この水産登録保留基準は事前評価に相当するものであり、事後評価段階での生態リスク評価システムについては現時点では具体化されていない。

現行のリスク評価はリスク有りもしくはリスク無しとの二者択一的な結論を導くものである。しかしこの手法ではリスク同士を比較することができないため、「農薬の使用量を減らす」、「より安全な農薬に切り替える」、「農薬の流出対策をとる」、などのリスク低減策をとった場合にリスクがどの程度減るのかを評価できない。効率的な農薬のリスク管理のためにはリスクを定量的な指標で表し、リスク低減対策の費用対効果の評価や優先順位付

\* (独) 農業環境技術研究所 (National Institute for Agro-Environmental Sciences)

けを行うことが求められる。PEC/AEC 比の値をリスク指標とすればよいという考え方もあるが、この大小でリスクの大きさは表現できない。なぜならば、水産登録保留基準では PEC は Tier 制で計算され、安全性が確認された時点で評価は終了するため、Tier 1 PEC (より安全側の高い値になる) を用いた PEC/AEC 比と Tier 2 PEC (より現実的な値) を用いた PEC/AEC 比では意味するものが異なる。また、魚類やミジンコの毒性に関して種間の感受性差の不確実性係数 10 が適用されるが、追加の試験生物種の毒性データを提出することでこの値は下がり、藻類では最初から 1 が適用される。つまり、PEC/AEC 比はリスクの大きさと直接関係のない不確実性係数の大きさで変化してしまう。

これに対して不確実性を解析することによってリスクを確率として定量化する確率論的リスク評価は、(1) リスクの「ある」「なし」のみではなくその大きさを定量化できる、(2) 不確実性係数などの影響を受けないリスクそのものを評価できる、(3) 恣意的なリスクの有無の判断を回避できる、などの利点がある。

本研究では、水産登録保留基準における評価スキームの毒性評価や曝露評価の不確実性を定量的に解析し、確率論的な生態リスク評価を行った。評価の対象として水稲用除草剤として日本国内で一般的に使用されているシメトリン (N<sup>2</sup>,N<sup>4</sup>-ジエチル-6-メチルチオ-1,3,5-トリアジン-2,4-ジアミン; CAS 番号 1014-70-6) を選定した。

## 2. 方法

### 2.1 評価対象農薬

シメトリン原体の全国出荷量は、2005 年度では約 70 トンとなっている<sup>2)</sup>。また、シメトリンは PRTR 第一種指定化学物質(政令番号 245)であり、用途別、都道府県別に排出量が推定されている。農薬としての適用は移植水稲に限られている。

環境省はこれまでにシメトリンの水産登録保留基準値を設定しており、PEC は Tier2, 止水期間 3 日、毒性試験期間 4 日の条件で 0.71 µg/l と計算されている。単回の農薬散布量は 1.5% 粒剤を 4kg/10a 散布すると仮定して、シメトリンとして 600 g/ha を散布するとして計算されている。土壌吸着定数 (Koc) としては 6915 cm<sup>3</sup>/g が用いられている。また、AEC は藻類の EC<sub>50</sub> 値である 6.2 µg/l (不確実性係数は 1) であり、PEC < AEC であることから登録可と判定されている<sup>3)</sup>。

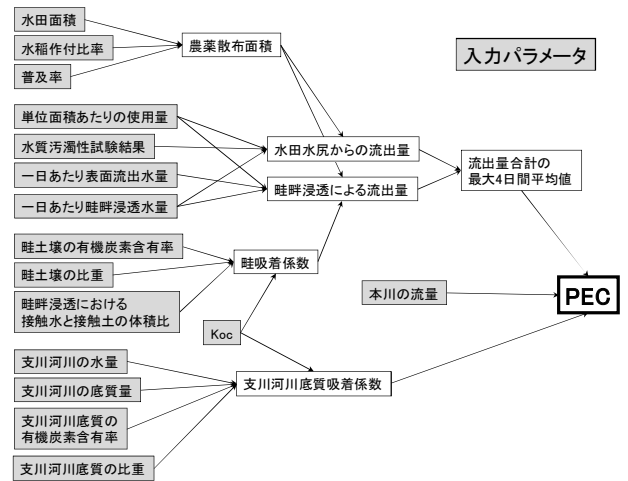


Fig. 1 水田 PEC 計算 (Tier 2) のモデル構造

### 2.2 毒性評価

化学物質などのストレス要因に対する生物の感受性は一般的に種によって異なり、その違いを統計学的に表現したものが種の感受性分布 (species sensitivity distribution, SSD) である<sup>4)</sup>。海外では、SSD の 5 パーセンタイル値に相当する濃度 (5% の種が影響を受ける濃度) を HC<sub>5</sub> (5% hazardous concentration) と表現し、水質基準値の設定に使用されている。また、SSD 法は生態系への影響を確率分布として表すことができるので、定量的なリスク評価方法として有用である。本研究では、シメトリンの毒性試験結果を文献などから収集し、EC<sub>50</sub> 値もしくは LC<sub>50</sub> 値の属平均値を対数正規分布に適合させた。対数正規分布への適合度はコルモゴロフ・スミルノフ検定とアンダーソン・ダーリン検定によって検定を行った (有意水準 5%)。

### 2.3 曝露評価

モンテカルロシミュレーションにより PEC のばらつきを解析した。シミュレーションのためのモデル構造を Fig. 1 に、パラメータの分布を Table 1 に示す。パラメータの分布設定の根拠は以下に示す。

水田面積の分布は、山下ら<sup>5)</sup>が全国 107 の一級水系の土地利用を GIS により解析した流域毎の水田面積率から、対数正規分布を仮定して分布を決定した。なお、この水田面積は土地利用に基づいたものであり、実際に水稲が作付された面積ではない。そこで、水田面積に作付割合 (Cropping ratio) をかけて水稲作付面積とした。作付割合は農林水産省統計により平成 17 年度の都道府県別の普通

Table 1. PEC 計算のためのパラメータとその分布設定

パラメータ	標準シナリオ	分布	値	最小-最大
圃場群面積(水田)	500 ha	対数正規分布	Mean=1060, SD=726	0.0-3872
水稲作付け割合		三角分布	Mode=65.3	52.3-80.7
本川の流量	3 m <sup>3</sup> /s	対数正規分布	GM=2.71, GSD=1.56	0.87-9.18
農薬の普及率	10 %	指数分布	λ=0.15	0.0-31.0
土壌吸着定数	6915 cm <sup>3</sup> /g	固定値	6915	
表面流出水量	30 m <sup>3</sup> /ha/day	三角分布	Mode=30	20-40
畦畔浸透による流出水量	20 m <sup>3</sup> /ha/day	一様分布		18-22
畦土壌の比重	1 g/cm <sup>3</sup>	正規分布	Mean=1.01, SD=0.29	0.23-2.14
接触水と接触土の体積比	2.4 -	固定値	2.4	
畦土壌の有機炭素含有率	2.9 %	対数正規分布	GM=2.71, GSD=1.56	0.1-24.3
支川河川の水量	86400 m <sup>3</sup> /day	対数正規分布	Mean=86400, SD=40466	
支川河川の底質量	2000 m <sup>3</sup>	固定値	2000	
支川河川の底質の比重	1 g/cm <sup>3</sup>	正規分布	Mean=1.01, SD=0.29	0.23-2.14
支川河川の底質の有機炭素含有率	1.2 %	対数正規分布	Mean=1.2, SD=1.08	

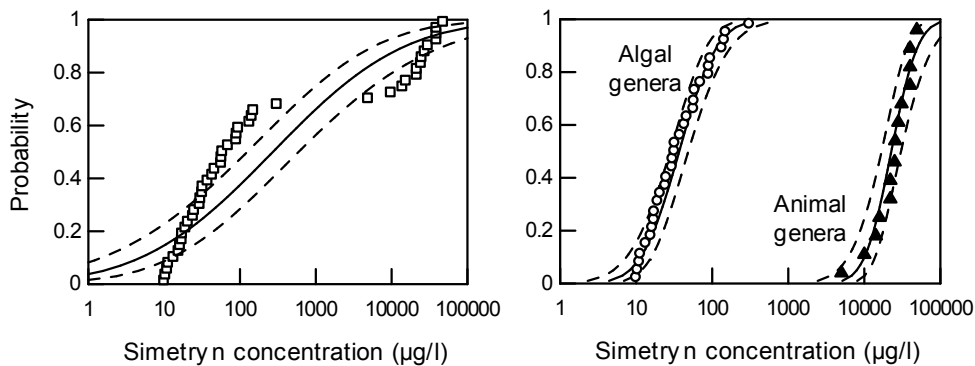


Fig. 2 淡水産水生生物の SSD : 全データを用いた場合 (左) 藻類と水生動物に分けた場合 (右)。実線は推定対数正規分布, 破線はその 90%信頼区間を示す。

田耕地面積<sup>6)</sup>に対する水稲作付面積<sup>7)</sup>の割合として計算し, これより三角分布を仮定して分布を決定した。

流量の分布は, 全国 108 の一級水系の 100km<sup>2</sup>あたりの平水流量(年間流量の 50 パーセンタイル値)のデータ<sup>8)</sup>から対数正規分布を仮定し分布を決定した。

普及率 (Usage ratio) は, 都道府県ごとに当該農薬の使用量及び面積当たり使用量 (600g/ha) から計算した推定使用面積が実際の水稲作付面積に占める割合で算出した。シメトリン使用量は平成 17 年度 PRTR データ<sup>9)</sup>を用いた。PRTR の推定値は排出量であるが, 使用量と排出量は同じであるとみなした。なお, 山梨県の推定普及率は 100%

を超えたため, 異常値として解析から除外した。この都道府県別のシメトリン普及率から, 指数分布をとると仮定して分布を決定した。

Vu ら<sup>10)</sup>による水田における水管理の調査結果をもとに, 一日当たり表面流出水量 (daily surface runoff) は三角分布をとるとし, 一日当たり畦畔浸透水量 (daily lateral seepage) は一様分布をとると仮定した。

畦土壌の比重 (ridge soil density), 畦土壌の有機炭素含有率 (ridge soil organic carbon content) は, 昭和 34 年から 54 年にかけて農林水産省が行った地力保全基本調査における水田土壌の全国 3670 個の測定データ<sup>11), 12)</sup>から分布を推定した。

支川河川の水量, 支川河川の底質の有機炭素含

有量，支川河川の底質の比重は，分布に関するデータが得られなかったが，それぞれ本川の流量，畦土壌の有機炭素含有率，畦土壌の比重と同様の分布形になると仮定して分布を設定した。

シメトリンのKocは642-205000と報告値に広い幅があり，この不確実性は変動性+未知性（知識の不十分さ）を含んでいると考えられる。ここではKocの分布に関する情報が得られなかったため固定値とした。畦畔浸透における接触水と接触土の体積比，支川河川の底質量は分布を推定できるような情報が無いため定数とした。

これらの分布を用いてパラメータをランダムに発生させて PEC の計算を行うモンテカルロシミュレーションを行った。ソフトウェアは Crystal Ball ver7 を使い，試行回数は 10000 回，サンプリングはラテンハイパーキューブ法にて行った。

## 2. 4 リスク評価

曝露の分布と毒性の分布から確率論的リスク評価を行った。PEC のモンテカルロシミュレーションの結果から，PEC の超過確率を（1-PEC の累積確率密度）で求めて対数正規分布に適合させた。それを SSD と重ね合わせ，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 Joint Probability Curve（リスクカーブ）として表した<sup>13)</sup>。

## 3. 結果

文献により 45 属にわたるシメトリンの水生生物に対する毒性試験の結果が収集された。各 SSD の対数正規分布への適合度検定を有意水準 5%にて行った結果，全データでは両検定で適合していないと判定され，藻類と動物に分けたデータでは両方とも適合度が両検定でパスした（Fig. 2）。そこで，動物及び植物の各 SSD から HC<sub>5</sub> を個別に算出したところ，動物では 7949 µg/l，藻類では 8.2 µg/l となった。一方，水産登録保留基準に基づく PNEC は緑藻の EC<sub>50</sub> 値である 6.2 µg/l であり，両者は同程度の値となった。

モンテカルロシミュレーションの結果，PEC の平均は 0.77 µg/l，中央値は 0.38 µg/l，95 パーセントイル値は 2.82 µg/l となった（Fig. 3）。従って，標準シナリオによる PEC（0.71 µg/l）は PEC の分布において平均的な位置にあることが示された。

曝露の分布と毒性の分布から，確率論的リスク評価を行った。PEC の超過確率の分布を藻類の SSD と重ね合わせると Fig. 4 上のようになり，こ

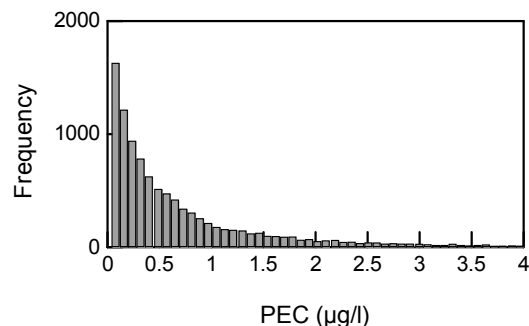


Fig. 3 モンテカルロシミュレーションの結果

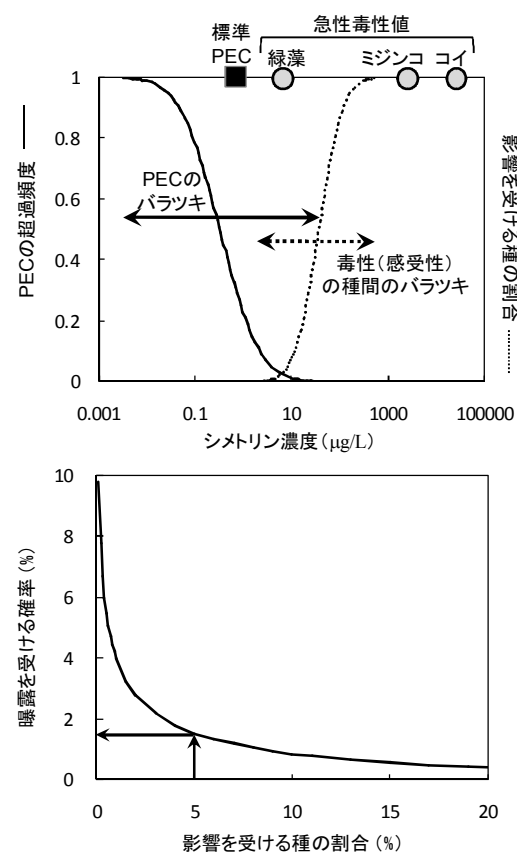


Fig. 4 PEC と SSD の分布(上)とリスクカーブ(下)

の重なりの部分の大きさがリスクの大きさとなる。これより導出したリスクカーブは Fig. 4 下のようになる。このリスクカーブより，1%の種が影響を受ける確率は 4.0%，5%の種が影響を受ける確率は 1.5%，10%の種が影響を受ける確率は 0.9%と算出された。

## 4. 考察

この確率がどの程度であればリスクが懸念され，リスク低減対策が必要となるかについてのコンセンサスは形成されていない。Solomon ら<sup>14)</sup>は，種

の感受性と曝露濃度の分布の重ね合わせからリスクを評価する際には、10%の種が影響を受ける確率が10%以上か未満か、というスクリーニングの判定基準を提案している。しかし、これはスクリーニングの判定基準であり、この基準を超えたとしても直ちに生態系への影響が大きいことを意味するのではなく、個体群の長期的な動態などを考慮したより高次のリスク評価が必要になると解釈すべきである。なお、この基準からすると本研究のシメトリンのケースでは生態リスクは懸念レベルに無いと判定できる。

確率論的なリスクの定量化は、リスクの絶対値の意味付けよりも統一された問題設定のもとでのリスクの相対比較を行う際に有用となる。ここでは例として、除草剤散布後の止水期間を3日間から7日間にした場合のリスク低減効果を試算した。その結果、Tier2 PECは0.71 µg/lから0.34 µg/lに減少し、5%の藻類種が影響を受ける確率は1.5%から0.45%に減少すると算出された。リスク低減対策の効果は、「濃度」がどの程度減少したかではなく、「リスク」がどの程度減少したかで評価されるべきであろう。

生態系に対する理解は日々進展しており、理解が進めばリスクの評価結果もまた変化すると考えられる。では生態系への理解が完全でない現状の不確実な状況でのリスク評価は果たして無意味なのであるか？答えはNOである。定量的に表したリスクの絶対値に大きな意味づけをすることは避けるべきであるが、統一された問題設定の下で相対的にリスクを比較し、対策すべき物質の優先順位付け、リスク低減効果の評価、リスクとベネフィットの比較などのリスク管理の目的には十分有用であると考えられる。しかしながら、その不確実性を逆手にとって恣意的な判断が行われることは避けなければいけないため、プロセスの透明化や様々なステークホルダーのリスク評価への参加が必要であると考えられる。このようなリスク評価からリスク管理の意思決定までをつなげる具体的な事例研究も今後必要となろう。

## 参考文献

1) 環境省 水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準について  
<http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun.html>

- 2) (独) 国立環境研究所 環境リスク研究センター：化学物質データベース Webkis-plus,  
<http://db-out.nies.go.jp/kis-plus/>
- 3) 環境省：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関する資料 シメトリン,  
[http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun/rv/s02\\_simetryn.pdf](http://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun/rv/s02_simetryn.pdf)
- 4) L. Posthuma, G. W. Suter and T. P. Traas (2001) "Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology (Environmental and Ecological Risk Assessment)", Lewis Pub
- 5) 山下亜紀郎 (2004) 日本の主要流域における土地利用特性とその地域差. 地理情報システム学会講演論文集 13, 79-82
- 6) 農林水産省：農林水産統計 農家数, 農業従事者数, 認定農業者, 集落営農, 農地,  
<http://www.maff.go.jp/www/info/bunrui/bun01.html>
- 7) 農林水産省：農林水産統計 分野別分類/作付面積・生産量, 家畜の頭数など,  
<http://www.maff.go.jp/www/info/bunrui/bun02.html>
- 8) 日本河川協会 (2003) 平成14年版流量年表
- 9) 環境省：平成17年度PRTR届出外排出量の推計結果 農薬に係る適用対象別・対象化学物質別の排出量推計結果,  
<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegai/H17/suikai/2-1.xls>
- 10) S. H. Vu, S. Ishihara and H. Watanabe (2006) Exposure risk assessment and evaluation of the best management practice for controlling pesticide runoff from paddy fields. Part 1: Paddy watershed monitoring. *Pest Manag. Sci.* 62, 1193-1206
- 11) 織田 健次郎, 三輪 睿太郎, 岩元 明久 (1987) 地力保全基本調査代表断面データのコンパクトデータベース. 日本土壤肥料学雑誌 58, 112-131
- 12) 地力保全基本調査データ検索,  
<http://riss.narc.affrc.go.jp/kssys/soil/query.asp>
- 13) EUFRAM: Probabilistic approaches for assessing environmental risks of pesticides,  
<http://www.eufram.com/>
- 14) 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 (1996) Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 31-76