

技術資料

欧米におけるシミュレーションモデルによる農薬の地下水汚染と水系の
環境影響評価

都 築 学

住友化学工業(株) 生物環境科学研究所

Pesticide Risk Assessment for Ground and Surface Water Using
Simulation Models in EU and the United States

Manabu TSUZUKI

*Sumitomo Chemical Co., Ltd, Environmental Health Science Laboratory, 2-1, Takatsukasa 4-chome,
Takarazuka 665-8555, Japan*

1. は じ め に

新規農薬の開発並びに昨今の既存農薬維持においては、ヒトに対する安全性評価はもとより、環境自体に対する影響も益々重要な評価対象となってきた。環境影響評価において、哺乳動物での毒性評価と同様、対象となる生物種での毒性指標（エンドポイント）を明確にすると同時に、環境中での曝露量を見積もって初めて精緻な評価が可能となる。これらの観点から、生態影響評価試験では OECD で提唱されている各種陸生・水生生物、例えば魚・甲殻類・藻類等、ミミズなどの土壤動物や微生物さらには鳥類に至る様々な生物についての試験が、農薬の使用法に応じて欧米で要求されてきている。また、農薬に対する曝露量を算出する為に、蒸気圧・水溶解度・加水分解性・光分解性・土壌吸着性等の物理化学的性質や、土壌・植物等における各種代謝分解機構が調査され、個々の試験結果を総括し、農薬の環境挙動を考察する事になる。しかし、これら環境挙動関連の試験の多くは実験室内を含む限定された条件下での試験である為に、実際の自然環境への適用には自ら限界があり、その解決方法として圃場における各種残留試験が実施されている。しかし、多大な経費・労力をかけて圃場試験を実施しても、それは特定の地域・季節・年における自然環境で実施された結果であり、潜在的なバラツキを含んでいるため、その妥当性には慎重な判断が必要である。時には、実験室内試験結果からの解釈が困難な場合もある。

以上の問題点を解決するために、欧米では農薬登録の環境影響評価にシミュレーションモデルが多用されてきており、特に湖沼・河川を含む表層水や地下水汚染性評価について活用されている。いずれの場合も最悪ケースを想定し

た曝露量評価に始まり、段階的に、より詳細な実現場面での影響評価試験（マイクロ／メソコス試験やモニタリング）や、より現場に密着したシミュレーションが要求される。最終的に使用法の変更によるリスク軽減を行った上でも環境に対する影響が看過できない場合には、使用規制、あるいは使用禁止措置がとられる事となる。

農薬の環境影響評価におけるシミュレーションモデルでは①規定された自然条件での環境挙動を予測できる点②他条件（地域、気候、散布方法等）に外挿できる点③複数の農薬を同条件下で評価できる点④圃場試験にかかる時間・経費を低減できる点等の長所がある。一方、入力データの十分な信頼性、モデル原理と限界に対する十分な理解に基づく適確な使用、モデルに適用される基礎的な各種データベースなくしては、その有用性が発揮されない。

本レビューでは、水系および地下水における農薬の環境影響評価に的を絞り、欧米において規制に使用されている各種シミュレーションモデルの活用例および一部農薬登録の動向について報告する。

2. 米 国

米国ではモデル評価やデータベース構築が盛んに行われており、これらをベースにシミュレーションモデルを用いた評価が農薬登録に活用されている。FEMVTF (FIFRA Exposure Model Validation Task Force) では各分野の評価に推奨するモデルが規定されており (表1)¹⁾、EPA のCEAM (Center for Exposure Assessment Modeling) では、評価に使用されるモデルの配布を行っている²⁾。また、CSMoS (The Center for Subsurface Modeling Support) では、モデルやデータベースの配布を実施している³⁾。以下に

表1 FEMVTF による USA 農薬登録に推奨されるモデル

モデル種類	スクリーニング	1 次	2 次 ³⁾
地下水移行性	CHEMRANK CMLS PATRIOT SCIGROW ²⁾	PRZM3	LEACEM/LEACHP GLEAMS MACRO
流亡	GENEEC	PRZM3	EPICWQ RICEWQ GLEAMS
ドリフト ¹⁾	AgDRIFT (Tier I)	AGDRIFT	FSCBG AGDRIFT
表層水 Receiving Models	GENEEC	EXAMS	WASP5 RIVWQ
表層水 Watershed Models		SWAT EXAMS	SWRRBWQ HSPF

¹⁾ 評価進行中. ²⁾ FQPA で Tier I モデルに規定されている. ³⁾ 現在は以前より EPA に使用が認められにくい.

飲料水および水生生物に対する影響評価について記載する.

(1) 飲料水^{4,5)}

以前から様々な水質モニタリングが行われ、地下水や表層水において溶解度の高い又は分解されにくい農薬が検出されていたが {United States Geological Survey's (USGS), National Water Quality Assessment Program (NAWQA), Toxic Substances Hydrology Program (TSHP), National Stream Quality Accounting Network (NASQAN), EPA National Pesticide Survey}, 1996 年 8 月の FQPA (Food Quality Protection Act) の可決に伴い, Environmental Protection Agency (EPA) は, 飲料水を食物からの農薬の曝露経路であると位置づけた. この飲料水の採取源となる表層水や地下水の 2 水系について, それぞれ下記に述べる評価法が EPA から提唱されており, いずれかの評価において, 対象農薬のシミュレーション結果が許容基準値を超えた場合には, 人に対する危険性があると判断され, 曝露量を評価するための追加データやモニタリングデータを収集後, 更なる評価が行われることになる.

(1)-1 表層水

EPA の OPP (Office of Pesticide Programs) は, 表層水から飲料水への影響評価のために 2 つのスクリーニングモデルを使用している. その 1 つは初期的なモデルである GENEEC¹⁾ (Generic Estimated Environmental Concentrations) であり, もう一方は, より精度の高い PRZM¹¹⁾/EXAMS¹¹⁾ (Pesticide Root Zone Model/Exposure Analysis Model System) である.

対象農薬の飲料水基準 (Drinking water levels of comparison; DWLOC) は許容理論濃度であり, 最大許容摂取量

(Reference dose) から食物・住宅起源の曝露の総計を差し引いた値, および 10 kg (12 か月) の子供が 1 日に 1 l, 70 kg の大人が 2 l の摂取量であるという統計値とから計算される. この対象農薬の DWLOC をシミュレーション結果が超えていなければ, 許容されるリスクであると判断される.

GENEEC の結果による評価で許容基準値を超えた場合, 次に PRZM/EXAMS および詳細なデータを用いて, より現実に近いシミュレーションを実施する. GENEEC に比べて PRZM/EXAMS は, 散布法や長期の気象データ・農薬特有の物理化学的性質パラメータ・圃場条件・作物条件・土壌条件・水文学的データを使用し, より実際に近い情報を組み込んでシミュレーションが可能である. しかし, 水系の設定量は GENEEC と等しく, 現実的にこのような条件から飲料水を得ている人がほとんどいないため, 現実場面を想定するための更なる調査が行われている. GENEEC や PRZM/EXAMS を使用した Farm pond model からイリノイ州の Shipman City Lake を標準的な水系とする貯水槽 (reservoir) モデルに移行し, 水系周辺の作付面積 (percent adjusted area) を考慮したシナリオを作成中である. また, OPP では更なるモデルの検討, データベースと地理学的情報システム (Geographical Information System; GIS) の整備を進めている.

i) GENEEC

GENEEC は水系におけるピーク濃度と, ある一定期間の平均濃度を予測するもので, 棉を栽培する 10 ha の圃場に隣接した 20,000 m³ の止水系を想定している (Farm pond model; 図 1). このモデルでは, 圃場と水系の間に緩衝域 (buffer zone) を想定しておらず, 流亡量と水系からの蒸発量が等しく, 水層は均一に混合していると仮定している.

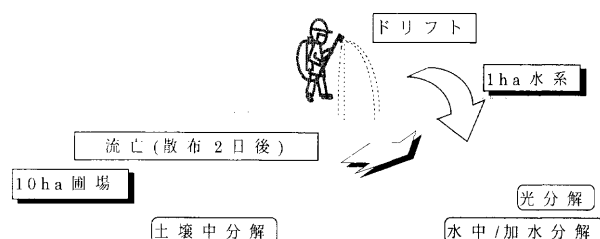


図1 GENEEC の概念図 (Farm pond model).

入力データは、散布量・散布回数・散布間隔・土壌吸着係数・土壌半減期・土壌注入深さ・散布法・溶解度・水中半減期/加水分解半減期・光分解半減期等である。農薬が裸地に散布されることにより、空中散布やエアースラストによる散布では5%、地上散布では1%が水系にドリフトすると仮定されており、さらに最終散布2日後の100mmの降雨による流亡により、農薬の物理化学的性質に従い表層2.5cmに残留している農薬が水系に流入することを想定している。しかし、現実には、飲料水が深い水層から供給されるのに対し、GENEECでは表層からと想定していると共に、広範囲の地域からの対象農薬を含まない排水や非農薬用地からの流亡水による希釈を考慮していないなど、GENEECのシミュレーション結果は、現実と比較して過大な濃度を見積る事となる。

ii) PRZM⁶⁾

EPA作成の根域および土壌不飽和層での農薬の動きをシミュレーションするモデルであり、欧米では地下水汚染性評価に良く使用されている。土壌層内での農薬の挙動は、主として加水分解と化学的移動を考慮し、下層への水の移動には、土壌パラメータ・圃場容水量・しおれ点・飽和容水量を使用し、飽和容水量を超えた分の水量が、その下層に移動するという方式(tipping bucket)を利用している。同時に農薬の流亡や土壌浸食量も算出する事が可能で、この流亡や侵食量の出力ファイルをEXAMSの入力ファイルとすることができる。気象条件・作物生育・農薬の散布・圃場条件・土壌条件等について細かく定義でき、特に気象データは毎日の降水量・気温等を入力する必要がある。最も新しいPRZM3では、複数の農薬や代謝物を含めたシミュレーション、並びにモンテカルロ法を用いた確率論的シミュレーションも可能である。

iii) EXAMS⁷⁾

EPA作成のモデルであり欧米で多用されており、水系に流入した有機化合物の濃度、系内での分布・消失時間の解析を行う。定常状態モデルであり、水層は常に均一に混合し、吸脱着は他の過程に比べて速くなるように設定されて

いる。PRZMの出力ファイルからドリフト・流亡・侵食による化合物の水系への流入をシミュレーション可能である。入力項目は水系の規定、化合物の物理化学的性質・流入量等であり、特に物理化学的性質については細かい規定が可能である。

(1)-2 地下水

SCI-GROW (Screening Concentration in Ground Water) は、地下水汚染を生じやすい現実的な条件の地下水汚染濃度を予測するスクリーニングモデルである。このモデルは、水文力学的に地下水汚染を生じやすい地域で、最大散布量・最大散布回数で実施された10試験の地下水モニタリング試験結果(Prospective groundwater monitoring)を再現できるように作成されている。各試験の選択された井戸から採取された3か月間連続の最高濃度を平均した値と、土壌半減期及び吸着性から得た地下水汚染指標を基に予測式が作成されている。入力データは、散布量、散布回数、土壌吸着係数、土壌半減期の4パラメータのみであり、これらのデータを用いて透水性の高い砂質土壌における農薬濃度を予測する。もし、SCI-GROWのシミュレーション結果が飲料水の基準値以下であるなら、地下水汚染性はないと判断される。しかし、これを超えた場合にはモニタリングデータを取得し、必要な場合には追加情報が要求されることになる。現在のスクリーニングアプローチの予測精度を改良するために、EPAはInternational Life Science Institute (ILSI)と共同で、農薬使用地域での最高および長期平均濃度の確率論的分布を取り入れることを含めて検討している。

(2) 水生生物に対する生態影響評価

(2)-1 現在の評価法^{8,9)}

EPAでは水生生物の生態影響評価にもGENEECおよびPRZM/EXAMSを使用している。まず、魚類や水生甲殻類の急性毒性値(LC₅₀/EC₅₀)を算出し、GENEECあるいはPRZM/EXAMSで得られた予測ピーク濃度と比較する。

毒性カテゴリーとして、Q値(=予測曝露濃度/毒性値；risk quotient)が0.1以下であれば、水生生物に対し急性的な影響の可能性はなく、0.1から0.5の範囲の場合は影響の可能性があり、0.5以上であれば影響の可能性が高いとされ、必要に応じて使用制限が課せられる。

試験としては、①水系に直接散布される場合②水系に継続的に存在する場合③LC₅₀/EC₅₀が<1mg/lの場合④Q値が0.01以上のいずれかに該当する場合、あるいはQ値が0.01以下である場合でも、水中半減期が4日以上で蓄積性のある場合には、魚類初期(生活)段階毒性試験(fish early life stage; ELS)や水生甲殻類生活環毒性試験(life cycle)が要求される。この試験結果とGENEEC等の対応す

る期間の水中濃度と毒性値 (LEL, NOEC) を比較する。この段階で、Q 値が 1 以上の場合、長期毒性はないと分類されるが、試験については Q 値が 0.1 以上の場合、魚類生活環毒性試験が必要となるというように段階的に試験が要求され、安全であることの証明を行う必要がある。EPA のインターネットサイトの ECOTOX データベースでは、様々な化合物の生態影響評価用データ (AQUIRE; 水生生物, PHYTOTOX; 陸生植物, TERRETOX; 陸生野生生物) が利用可能である。

(2)-2 ECOFRAM 評価^{10,11)}

1996 年、FIFRA Scientific Advisory Panel (SAP) が EPA の生態影響評価とガイドラインについて科学的観点から評価を行い、(1) 現行の決定論的な (deterministic) 評価から確率論的 (probabilistic) 評価に移行すべきであることを言及し、(2) 農薬の環境影響の可能性のより完全な特徴づけをするための領域を特定するとともに、(3) 評価過程で使用するモデル検証のための圃場試験および新しいモデルや評価方法を開発するよう提案した。そこで、ECOFRAM (Ecological Committee on FIFRA Risk Assessment Methods) が設立され、現在の評価法のレビューおよび新しい手段や方法の開発を検討している。現段階ではドラフトであるが、ECOFRAM の評価において、Tier I ではスクリーニング、Tier II では基本的な時間的・空間的リスクの特徴づけ、Tier III ではリスクと不確かさについて改良された評価、Tier IV では主な問題について、精巧なモデリングやリスク軽減措置の評価試験を実施する。各 Tier は厳密ではなく、異なる Tier の予測環境濃度と毒性値を比較・評価することも認められている。各 Tier の概要を以下に示す。

Tier I

Tier I は簡単で比較的、曝露量が高くなるような仮定を用いた予測濃度と、毒性値とを比較し Q 値を計算する決定論的手法である。この段階での目的はスクリーニングであり、生態系に対するリスクが最小である農薬を特定する段階である。

曝露量予測には、散布圃場からの流亡、侵食、ドリフトにより、隣接した水系に農薬が流入することを想定した過大な濃度を算出する方法が取られる。モデルには、現在のところ GENEEC が推奨されているが、PRZM/EXAMS の結果やモニタリングデータより低い予測濃度となる場合がある。

影響評価試験には現在の評価で要求される試験に加えて、①水生あるいは海産甲殻類の生活環毒性試験の追加②温水魚・冷水魚・海産魚のうち一種以上の上の ELS 試験の追加③長期影響評価試験のエンドポイントとして EC₁₀ の使用が推奨されている。

リスク評価では、毒性値をシミュレーションのピーク濃度と比較して求めた Q 値と、基準値とを比較するなどの意

見が出されている。ここで、急性影響について、Q 値が 0.05 以上とは、絶滅危惧生物に対し影響があるとされる基準値であり、0.1 以上であれば、リスクは使用制限により軽減されるかもしれないとされ、0.5 以上の場合水生生物に対し危険と分類される。長期影響に関しては、Q 値の基準値が 1.0 であり、もし、最も感受性が高い種について長期毒性値が無い場合は、急性/長期毒性値比により長期毒性を計算し、評価を実施することが提案されている。

Tier II

Tier II は、Tier I で対象農薬が最小限度のリスクであることを示すことができなく、リスク軽減措置決定に十分な情報が得られない場合、PRZM/EXAMS を使用した初歩的な確率論的アプローチを用い、対象作物・対象農薬の条件を入力した時の現実的な条件での水生生物へのリスクを位置づける段階である。

曝露量予測に地理的情報システム (Geographical Information System) を利用し、通常 36 年間のシミュレーション期間を用いて、対象作物が栽培されている中で 90 パーセント以上以上の流亡が起こると予測される地域について評価する。モデルには PRZM/EXAMS を用い、将来的には 50 年程度の評価を実施すること、PRZM のインプットが不確定な場合、Crystal Ball のようなモンテカルロ法のモデルを使用し、EXAMS には現実的なドリフト率を算出する Ag-DRIFT を組み込むこと等が提案されている。

影響評価試験には Tier I で実施された試験結果を使用し、リスク評価を実施する。これらは、一点のみの評価 (EC₅₀/LC₅₀, EC₁₀) ではなく、影響評価試験の濃度と影響の関係、およびシミュレーションによる予測濃度に達する確率とを合わせた毒性影響と確率との関係 (Joint Probability Curve, 図 2) を使用し、個体群密度の低下、個体群の回

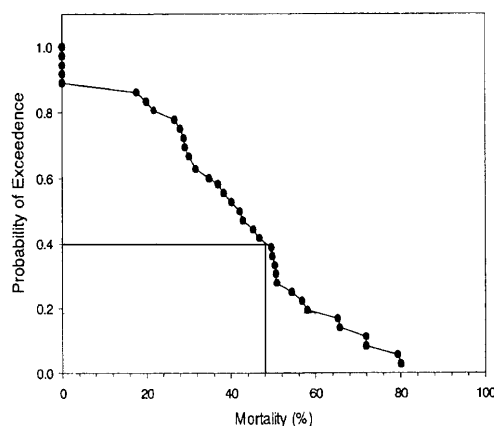


図 2 Joint probability curve.

影響評価試験の濃度と影響の関係およびシミュレーションによる予測濃度に達する確率とを合わせたグラフであり、毒性影響と確率の関係を示している。Tier II に従って上例の結果が得られた場合、シミュレーションを実施した内の 40% の地域で、10 年に 1 度、48% の死亡率の濃度に至るという解釈が出来る。

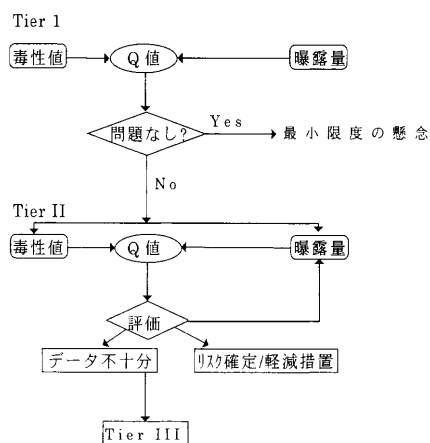


図3 ECOFRAM—Tier I & II.

復時間、地域的な絶滅の可能性のように個体群としての見地から評価を行うことが提案されている。

Tier III

Tier II の評価においても許容できるリスクではないと判断される場合、リスク見積り目の不確かさが大きい場合、リスク管理決定の十分な情報が得られない場合には Tier III に進み、専門家の判断により、特定の問題に焦点を当てた評価を行う。Tier II での確率論的評価および追加データやモデルを利用し、リスクの可能性が考えられるあるいは報告されている地域・分類群・シナリオや、Tier II で特定された評価のエンドポイントに焦点を当てた確率論的リスクアセスメントを実施する。

曝露量予測のシミュレーションでは、①追加または改良された環境運命パラメータの使用②地域的な見地からのラベル修正やリスク軽減措置により予測される曝露の地域差の確定③過大に安全性を重視した仮定ではなく典型的なケースの使用④散布間隔を長くすることや勾配の制限などのリスク軽減措置の考慮⑤より多くの水系や時間的空間的解像度を使用したシナリオの使用⑥モンテカルロ法の使用⑦ AgDRIFT の使用⑧初期的なモデルでは入力できないパラメータを持つ2次のモデルの使用⑨既存するモニタリングデータとシミュレーション結果の比較などの中から必要な項目について実施する。作物や地域を変えることにより多数のシミュレーションが可能である PRZM/EXAMS をベースとした MUSCRAT (Multiple Scenario Risk Assessment Tool) や、EXAMS の出力から基準値を超えるデータの解析を行う RADAR (Risk Assessment Tool to Evaluate Duration and Recovery) の使用が検討されている。

影響評価試験には、①追加種の急性影響評価試験②時間によって変動する (time-varying) 反復散布による毒性調査③追加長期影響評価試験④個体群/群集に対する考察⑤亜致死影響評価⑥底質生物影響評価試験⑦追加実験室内試験や圃場試験⑧改良された曝露量算出⑨ GIS や空間的なモ

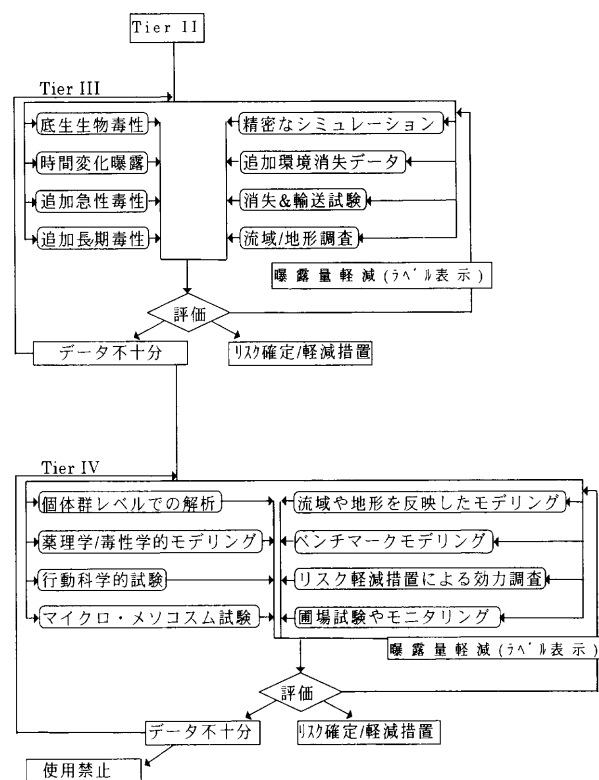


図4 ECOFRAM—Tier III & IV.

デリング手法を使った実際の地形 (landscape) に合わせた現実的なシナリオの使用⑩詳細なリスク軽減措置やリスク管理法の評価の中から必要な情報取得を実施して、特定の問題点に絞った確率論的評価を実施することが提案されている。

Tier IV

Tier III においても不確実性が残る場合や、リスク管理を決定するのに不十分な場合、EPA と協議の上、Tier IV に移行する。

曝露量予測には、①流域評価や実際の地形 (landscape) を反映したモデリング②重要な過程を説明するための運命・移動に関する追加試験、③リスク軽減措置による効力の詳細な調査④既存剤とを比較するベンチマークモデリング等を実施する。

影響評価には、①マイクロ/メソコスム試験②個体群レベルでの解析、③群集の解析④毒性の行動科学的試験⑤薬理学/毒性学的モデリング⑥圃場試験やモニタリング等を実施し、特定の問題点に絞った確率論的評価を実施することが提案されている。

このように、現行ではシミュレーションモデルにより算出した曝露量と影響評価試験値を用いて、許容基準値と比較する評価法が適用されており、影響が懸念される場合、曝露量・毒性値を実現場面に近づけ評価を実施する。また、ドラフト ECOFRAM レポートに見られるように、将来的

な評価においてもモデルを強固に組み込んだ評価が行われることが予想される。

3. 欧州 (EU)

EU においてもシミュレーションモデルを用いた評価が農薬登録に活用されている。地下水汚染性および水生生物に対する生態影響評価について以下に記載する。

(1) 地下水汚染性評価

地下水汚染性に関して全ての農薬およびその代謝物は、その毒性値や散布量に関わらず、一律、地下水汚染濃度が $0.1 \mu\text{g/l}$ 、または、ADI の 10% のいずれか低い方の基準を超えてはならない¹²⁾。この評価には、シミュレーションモデルを用いて地下水汚染濃度を予測し、基準値と比較・評価を実施する。もし、この基準値を超えた場合、未攪乱土壌コアを用いた土壌移行性試験であるライシメータ試験等により、圃場条件で超えないことを証明する必要があるため、本評価にはシミュレーションが非常に重要な位置を占めている。

現状においても、各国レベルの登録には独自のモデルやシナリオを規定している国があるが、従来、EU 共通のモデルおよびシナリオが存在していなかった。そこで、EU 登録の Tier I として最適なモデルおよびシナリオを検討するという目的で、1993 年に企業、政府、研究所からモデルの専門家が集まり、FOCUS (Forum for co-ordination of pesticide fate models and their use) が結成された¹³⁾。現在のところ、農業地域・気温や降雨量の範囲・地理学的分布を考慮し、一国一地域を超えないとの条件下で、9 都市の現実的なシナリオが作成されている (表 2)¹⁴⁾。作物は 9 都市共通の 5 作物 (りんご、穀物、牧草、イモ、甜菜) および地域や気象条件に合わせて 16 作物について、植付け/出芽、収穫時期、葉面積指数、根の深さ等が規定されている。使用モデルは PELMO3.0 (Pesticide Leaching Model)¹⁵⁾、PEST-LA3.4 (Pesticide Leaching and Accumulation Model)¹⁶⁾、PRZM3.12、MACRO4.1¹⁷⁾ の 4 種類と規定されている。シミュレーション期間は、毎年散布の場合 20 年であり、隔年散布では 40 年、3 年に一度の散布では 60 年間のシミュレーションが必要であり、いずれの場合も規定年数前に 6 年間の Warm-up 期間を付け加えることになっている。土壌深さは 1 m を基準とし、各地域の土壌有機物含量、土壌分類等が規定されており、亜表層の土壌分解速度については、表層 (0-30 cm) の分解速度を 1 とすると、30-60 cm を 0.5、60-100 cm を 0.3 と仮定することが定められている。

シミュレーションを実施した全年の最高濃度のうち、80 パーセントアイルの濃度データと、地下水汚染濃度基準値である $0.1 \mu\text{g/l}$ 、または ADI の 10% と比較して評価を実施する。この評価において基準に適合しない場合、より詳細なシミュレーションが必要となる。

表 2 地下水汚染性評価シナリオ

都 市	国 名	コ ー ド	表層粒径組成	有機物含量 (%)			平均降水量 (mm/year)	平均灌水量 (mm/year)	平均気温 (°C)
				0-30 cm	30-60 cm	60-100 cm			
Châteaudun	France	C	Silty clay loam	2.3	1.5	0.5	650	360	11
Hamburg	Germany	H	Sandy loam	2.6	1.7	0.1	790	0	9
Jokioinen	Finland	J	Loamy sand	7.0	1.5	0.6	640	0	4
Kremsmünster	Austria	K	Loam/Silt loam	3.6	0.8	0.5	900	0	9
Okehampton	United Kingdom	N	Loam	3.4	1.1	0.5	1040	0	10
Piacenza	Italy	P	Loam	1.7	1.0	0.3	860	400	13
Porto	Portugal	O	Loam	6.6	4.0	3.7	1150	0	15
Sevilla	Spain	S	Silt loam	1.6	1.2	1.0	490	870	18
Thiva	Greece	T	Loam	1.3	1.1	0.4	500	670	16

iv) PELMO¹⁵⁾

ドイツの Fraunhofer-Institute で作成されたモデルで、PRZMI のシミュレーションの結果を22のライシメータの試験結果を用いて検証し、修正を加えたモデルであり、基本的な原理は PRZMI と同様である。主な修正点は、①入力力が容易②流亡の予測値が現実的③土壌 pH の変更が可能④解離定数で土壌吸着係数の修正が可能⑤土壌吸着の時間的影響の加味⑥季節変動と深さによる土壌温度への反映等である。入力データは、農薬の吸着性・分解性・蒸発・散布・作物・土壌等に関するデータであり、上述修正項目のため PRZMI より若干増加している。

v) PESTLA¹⁶⁻¹⁸⁾

オランダの Alterra 社 (旧 DLO Winand Staring Centre) が作成したモデルであり、農薬を土壌に直接散布する場合、排水システムを通して流入する場合、上方への漏水の場合における土壌中の農薬挙動を予測するのに使用され、地下水汚染性評価にも使用できる。平衡・非平衡吸着、代謝物の生成、分解、拡散・運搬、拡散による空気中での移動、土壌表層からの揮散、排水、植物による取り込み等を考慮している。水の動きは、気象条件等を用いてモデル内に組み込まれた SWAP モデルにより予め設定する。入力データは農薬の物理化学的性質・土壌半減期・吸着係数、土壌データ・散布条件等である。今後、PEARL (Pesticide Emission Assessment for Regional and Local Scales Model) に更新される予定である。

vi) MACRO¹⁹⁾

スウェーデンの Jarvis が開発したモデルであり、圃場土壌での水の動きや農薬の移動についてのモデルである。このモデルは、作物を植えた土壌での飽和・不飽和の水の移動、排水系への移動が計算可能である。入力データは農薬の物理化学的性質・土壌・気象データ・作物・散布法等である。

(2) 水生生物に対する生態影響評価

魚とミジンコの急性毒性値/曝露量比が100以上、長期毒性値/曝露量比が10以上、かつ、藻類の成長阻害値/曝露量比 (Toxicity to exposure ratio, TER; Q 値の逆数) が10以上であれば、許容できると規定されている^{12,20)}。しかし、継続的または反復曝露がない場合、または pH 6-9 の範囲で土/水系 (Water/Sediment) 試験において水層の半減期が2日以下の場合、長期の試験の必要はないとされている。この基準に適合しない場合は、実現場面において許容できない危険性がないことを証明する必要がある、マイクロ/メソコスム試験が要求される²¹⁾。

EU では、農薬の散布によりドリフト・流亡・侵食・大気輸送の4経路で表層水に農薬が流入することを考慮しているが、ドリフトの影響が最も大きいと考えられている。ドリフトによる表層水中濃度を予測するために、まず、Ganzelmeier (1985) のドリフトテーブルが用いられ (表3)、この表に従ったドリフトが、深さ30cmの水系に入ると仮定して濃度を算出し、毒性値と比較して評価する。長期毒性や藻類のリスクアセスメントには、土/水系 (Water/Sediment) 試験の水層の半減期を用いた time-weighted average と毒性値とを比較して評価を実施する。

地下水汚染性評価と同様に、FOCUS の表層水グループでは EU で共通なモデルを規定し、代表的な作物・土壌・気候・農業パラメータ等を使って現実的なシナリオを作成している²²⁾。現在、EU 各地の表層水の流亡と排水によるシナリオを作成しており (表4)、作物については、穀物・トウモロコシ・イモ・甜菜・菜種・ヒマワリ・ダイズ・タバコ・ホップ・野菜・仁果/核果・シトラス・ブドウ・オリーブである。水系は3タイプあり、溝・流水・池で、それぞれの深さと水が入れ替わる時間、圃場からの距離が規定されている (表5)。モデルは排水では MACRO、流亡には PRZM、水系内での運命には TOXSWA^{vii)} (Toxic Substances in Surface Waters) を使用することが決まっている。

表3 Ganzelmeier ドリフトテーブル (%)

距離 (m)	農作物 (Field crops)	ブドウ (Grapevine)		果物 (Fruit crops)		ホップ (Hops)	野菜・観葉植物・小果物 (Vegetables/Ornamentals/Small fruit)	
		Early ¹⁾	Late ²⁾	Early ¹⁾	Late ²⁾		< 50 cm	> 50 cm
1	4.0	—	—	—	—	—	4.0	—
3	1.0	4.9	7.5	29.6	15.5	—	—	7.5
5	0.6	1.6	5.0	20.0	10.0	12.5	0.6	5.0
10	0.4	0.4	1.5	11.0	4.5	9.0	0.4	1.5
15	0.2	0.2	0.8	6.0	2.5	5.0	0.2	0.8
20	0.1	0.1	0.4	4.0	1.5	4.0	0.1	0.4
30	0.1	0.1	0.2	2.0	0.6	2.0	0.1	0.2
40	—	0.1	0.2	0.4	0.4	—	—	0.2
50	—	0.1	0.2	0.2	0.2	0.3	—	0.2

¹⁾ Early growth stages. ²⁾ Late growth stages. —: Values not defined.

表4 FOCUS 表層水評価シナリオ

気候	土壌	気温	降水量	勾配	気象観測点
排水シナリオ					
Scandi-navia	Clay	Cold	Moderate	Gentle	Lanna
North-west Europe	Clay	Temperate	Moderate	Gentle	Brimstone
Northern maritime	Sand	Temperate	Moderate	Flat	Vredepeel
Northern maritime	Loam	Temperate	Moderate	Gentle	Skousbo
Western Maritime	Heavy loam	Temperate	Wet	Moderate	La Jaillière
Eastern Mediterranean	Heavy loam	Warm	Moderate	Gentle	Thebes
流亡シナリオ					
Middle European land	Silty	Temperate	Wet	Gentle	Weiherbach
Atlantic southern maritime	Loamy	Temperate	Very Wet	Very Steep	Porto
Middle European Mediterranean	Sandy loam	Warm	Wet	Steep	Bologna
Southern European Mediterranean	Loamy	Warm	Moderate	Moderate	Roujan

表5 FOCUS 表層評価シナリオ (水系条件)

	溝 (Ditch)	流れ (Stream)	池 (Pond)
深さ (m)	0.3	0.5	1.0
水の入れ替る時間 (days)	50	0.1	50
圃場からの距離 (m)	0.5	0.5	3.0

vii) TOXSWA²³⁾

オランダの Alterra 社が作成したモデルであり、水系の水中濃度および底質の農薬濃度をシミュレーションするモデルである。濃度は水系の形状・大きさ・位置、流れの状態、農薬固有のパラメータ、農薬の流入法の関数として計算される。ドリフトや大気輸送、流亡、排水などによって水系に入る農薬の運命のシミュレーションが可能である。水系への農薬の流入は瞬間的でも、一定期間内にわたる流入でも可能であり、また、一か所からでもある長さにわたる流入でも可能である。入力データは農薬の分解性・吸着性・蒸発・散布法および水系の形状・水文学的データである。

4. お わ り に

以上の様に欧米における地下水や水系での農薬の生態影響を含む環境影響評価には、シミュレーションモデルが組み込まれた評価が実施されており、今後は確率論的手法を用いた方法に移行していくと考えられる。シミュレーションモデルの結果には、未だ現実場面との解離が認められるのも事実であるが、欧米では最悪ケースを始点とし徐々に実現場面に近づけていく段階的評価法が農薬の環境影響評価に活用されている。現実場面との乖離の原因は、圃場・土壌条件等に代表される自然の多様性、シミュレーションモデルを構成する各種原理の適用性、様々なデータベースの充足度などであると考えられる。しかし、これらの問題点も様々なシミュレーション技術の改良・発達、データの

蓄積等に伴い逐次解決され、シミュレーションがより緻密になり現実に近いと共により、農薬登録における環境影響評価での重要性は、益々増大すると考えられる。

日本の国土は南北に長く、気象条件・土壌条件・圃場条件・育成作物・育成法が、地域によって大きく異なっている。綿密なモニタリングによる環境調査はもとより、世界的なハーモナイゼーション、国土保全の観点からデータベースの構築とシミュレーションモデルの活用による環境影響評価体系の一層の整備が必要となると考えられる。

本稿の執筆に際してご協力をいただいた住友化学工業(株)の瀧本善之氏、大西純一氏、片木敏行氏に感謝いたします。

引 用 文 献

- 1) FIFRA Exposure Model Validation Task Force: <http://www.femvtf.com/recommen.htm>, 1997
- 2) Center for Exposure Assessment Modeling: <http://www.epa.gov/ceampubl>
- 3) Center for Subsurface Modeling Support: http://www.epa.gov/ada/csmos_info.html
- 4) US. EPA FIFRA Scientific Advisory Panel: <http://www.epa.gov//pesticides/SAP/1997/december/finaldec.pdf>, 1997
- 5) United States Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/1999/November/Day-10/6044.pdf>, November 2 1999
- 6) R. F. Carsel, J. C. Imhoff, P. R. Hummel, J. M. Cheplick & A. S. Donigian Jr.: "PRZM-3, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: Users Manual for Release 3.0," <http://www.epa.gov/ceampubl/przm3.htm>
- 7) L. A. Burns: "Exposure Analysis Modeling System (EXAMS II) User's guide for version 2.97.5," United States Environmental Protection Agency, EPA600/R-97/047, March 1997
- 8) United States Environmental Protection Agency: EPA 540/

- 9-85-001, June 1986
- 9) United States Environmental Protection Agency: EPA 738-R-94-035, December 1994
 - 10) Draft ECOFRAM aquatic report, <http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk/aquareport.pdf>, May 4, 1999
 - 11) United States Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov/oscpmont/sap/probaq.pdf>, March 15, 2000
 - 12) Council directive 94/43/EC of 27 July 1994, Official Journal of the European Communities, No L227
 - 13) T. E. Tooby: The 1999 Brighton conference-weeds 6B-1, 1999
 - 14) J. J. T. I. Boesten, R. L. Jones, M. Businelli, A. B. Delmas, B. Gottesburn, K. Hanze, T. Jarvis, M. Klein, A. M. A. van der Linden, W. M. Maier, S. Rekolainen, H. Ressler, M. Styczen, K. Travis & M. Vanclooster: The 1999 Brighton conference-weeds 6B-2, 1999
 - 15) M. Klein: "Pesticide Leaching Model Version 2.01 Oct 1995, User's manual," Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie
 - 16) F. Van den Berg & J. J. T. I. Boesten: "Pesticide Leaching and Accumulation model (PEST-LA) version 3.4, Description and User's guide," DLO Winand Staring Centre, Technical document 43
 - 17) J. G. Kroes, J. C. van Dam, J. Huygen, R. W. Vervoort: "User's Guide of SWAP version 2.0, Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water Atmosphere-Plant environment," DLO Winand Staring Centre, Technical document 53
 - 18) J. C. Van Dam, J. Huygen, J. G. Wesseling, R. A. Feddes, P. Kabat, P. E. V. van Walsum, P. Groenendijk & C. A. van Dieën: "Theory of SWAP version 2.0, Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment," DLO Winand Staring Centre, Technical document 45
 - 19) N. Jarvis & M. Larsson: <http://www.mv.slu.se/bgf/acrohtml/macro.htm>
 - 20) Criteria and procedures for inclusion of Active Substances in Annex I of Council Directive 91/414/EEC, SANCO/736/2000, <http://www.bba.de/english/render/guide.htm>
 - 21) European Commission: 8075/VI/97 Rev 7, http://europa.eu.int/comm/food/fs/ph_ps/pro/wrkd010_en.pdf
 - 22) P. I. Adriaanse, R. Allen, E. Capri, V. Gouy, J. Hollis, N. Jarvis, M. Klein, W. M. Maier, S. Maund, M. Russell, J. L. Teixeira, S. Vizantinopoulos & D. Yon: The 1999 Brighton conference-weeds 6B-3, 1999
 - 23) W. H. J. Beltman & P. I. Adriaanse: "User's manual TOXSWA 1.2, Simulation of pesticide fate in small surface waters," DLO Winand Staring Centre, Technical document 54