

参 考 資 料

| | |
|---|----|
| (参考1) 関係法令 | 1 |
| (参考2) 水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準の改定について | 2 |
| (参考3) 農薬の生態影響評価の在り方に関するこれまでの環境省の報告 ... | 18 |
| (参考4) 主要な国、地域の農薬登録制度における生態影響に係るリスク評価 の実施状況 | 19 |
| (参考5) OECD テストガイドラインの策定状況（生態影響関係） | 20 |
| (参考6) 農薬取締法の一部を改正する法律案に対する附帯決議（抜粋） ... | 22 |
| (参考7) 関係告示 | 23 |
| (参考8) 環境基本計画 | 24 |

（参考1）

関係法令

○農薬取締法（昭和23年法律第82号・最終改正平成30年6月15日）抜粋

※以下の第4条第8号の規定は、公布の日から2年以内の政令で定める日から施行される。

（登録の拒否）

第四条 農林水産大臣は、前条第四項の審査の結果、次の各号のいずれかに該当すると認めるときは、同条第一項の登録を拒否しなければならない。

一～七（略）

八 当該種類の農薬が、その相当の普及状態の下に前条第二項第三号に掲げる事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、その生活環境動植物に対する毒性の強さ及びその毒性の相当日数にわたる持続性からみて、多くの場合、その使用に伴うと認められる生活環境動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがあるとき。

2 （略）

3 第一項第六号から第九号までのいずれかに掲げる場合に該当するかどうかの基準は、環境大臣が定めて告示する。

(参考2)

水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準の改定について

(平成15年1月30日 第6回農業資材審議会農薬分科会資料) 抜粋

1 背景

新しい環境基本計画では、持続可能な社会の構築のために、すべての社会経済活動は、生態系の構造と機能を維持できるような範囲内で、またその価値を将来にわたって減ずることのないように行われる必要があるとしており、また、農薬を含めた様々な化学物質による生態系に対する影響の適切な評価と管理を視野に入れて化学物質対策を推進する必要があるとしている。

このような観点を踏まえ、環境省環境管理局水環境部に設置した農薬生態影響評価検討会(座長：須藤隆一東北工業大学客員教授)は、平成14年5月に、我が国における農薬生態影響評価の在り方について第2次中間報告を取りまとめた。その中で、持続可能な社会の構築を実現する上で、従来の対応に加え農薬の環境リスクの評価・管理制度の中に生態系の保全を視野に入れた取組を強化することは喫緊の課題であり、具体化できるところから一部でも早く具体化していくことが重要であるとの認識に立って、技術的手法が確立している水域生態系において、当面の施策の更なる具体化を図る必要があるとしている。

このような状況を踏まえ、現行の登録段階でのリスク管理措置である農薬取締法第3条第2項に基づき環境大臣が定める「水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準」を改定する必要がある。

2 現行のリスク管理措置

(1) 登録段階(上市前段階)のリスク管理措置(水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準の設定)

農薬は、農薬取締法に基づき農林水産大臣の登録を受けなければ製造、販売等ができない。登録するか否かの判断項目は10項目あるが、そのうち、水産動植物の被害を未然に防止する観点からは、以下に該当する場合に、登録を保留することとしている。また、その基準については、環境大臣が定めることとなっている。

農薬取締法(昭和23年法律第82号)第3条第1項第6号の規定

当該種類の農薬が、その相当の普及状態のもとに前条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されたとした場合に、その水産動植物に対する毒性の強さ及びその毒性の相当日数にわたる持続性からみて、多くの場合、その使用に伴うと認められる水産動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがあるとき。

環境大臣が定める具体的な基準(以下「登録保留基準」という。)は、告示により、水田で使用される農薬であって、以下の要件のすべてを満たす場合に登録を保留するものとされている。

① (a) 10 a 当たりの有効成分投下量 ≤ 0.1kg の場合

コイに対する 48 時間の半数致死濃度 (LC₅₀) が 0.1ppm 以下

(b) 10 a 当たりの有効成分投下量 > 0.1kg の場合

$$\frac{\text{コイに対する 48 時間の LC}_{50} \text{ (ppm)}}{\text{10 a 当たりの有効成分投下量 (kg)}} \leq 1$$

② コイに対する毒性の消失日数（注）がその通常の使用に近い条件下における試験において 7 日以上であること。

注：コイに対する毒性がコイの致死レベル以下に達する日数

なお、「農薬の登録申請に係る試験成績について」（平成12年12月農林水産省）によって、農薬取締法に基づく農薬の登録申請時には、魚類急性毒性試験の他、ミジンコ類急性遊泳阻害試験、ミジンコ類繁殖試験及び藻類成長阻害試験からなる水産動植物影響試験成績を提出することとされている。また、その結果等を踏まえて水産動植物に対する影響の程度に応じた注意事項を製品ラベル等に記載することとされている。

(2) 使用段階でのリスク管理措置

農薬取締法では、登録段階のみでなく、使用段階においてもリスク管理を行う仕組みとなっている。

具体的には、農薬使用者が遵守すべき基準を定めるとともに、相当広範囲でまとまって使用されるときに、水産動植物に著しい被害が発生するおそれがあるものは、政令により水質汚濁性農薬（注）として指定し、一定地域における使用の許可制等の措置を講じることができるとされている。

注：現在、水産動植物の被害防止の観点から、テロドリン、エンドリン等の5つを有効成分とする薬剤が水質汚濁性農薬に指定されている。このうち登録のあるものはベンゾエピンとロテノンの2つを有効成分とする薬剤である。

3 現行のリスク管理措置の課題及び農薬による生態系への影響の実態

(1) 現行のリスク管理措置の課題

現行のリスク管理措置は、農薬による水産動植物への被害の防止に一定の役割を果たしてきたが、一方、登録保留基準については、昭和38年に農林省（当時）が定めたものがそのまま踏襲されており、現在の知見等を踏まえると、以下のような課題があるものと考えられる。

- ① 比較的感受性の低いコイの魚毒性のみに着目した基準であり、他の魚種への影響を考慮していないこと。また、甲殻類や藻類への影響を評価していないため、水産動植物に対する影響を評価する観点からみても不十分であること。
- ② 種類によって大きく異なる農薬の毒性の強さを考慮しない一律の基準として設定され、使用方法や剤型によっても異なる環境中での農薬の曝露量についても十分考慮されてい

ないこと。

- ③ 畑や果樹園等水田以外で使用される農薬については、水田で使用されるものに比べ、水系への流入の可能性が低く水産動植物の被害は相対的に小さいと判断されたことから、水田以外で使用される場合には適用されないこと。

(2) 農薬による生態系への影響の実態

農薬による水域生態系への影響について、環境省がこれまでに実施した調査によると以下のようになっている。

- ① 野外調査では農薬の散布前後で水中プランクトン等の個体数や種数の減少が一部で見られたが、自然のサイクル（例えば羽化）によるものか、農薬によるものか定かでない。降雨の影響、他の環境要因の変化等があること、対照区を設定し難いこともあり、現在の野外調査から農薬の影響のみを評価・区別することは困難であった。
- ② 一方、農薬散布後の河川水を採取して水生生物毒性試験を実施した結果では、河川水中の農薬濃度がミジンコの EC₅₀ 値（半数遊泳阻害濃度）を超え、100%の遊泳阻害を示すデータも得られた。この影響は大河川水でも見られ、農薬が農地周辺の水生生物に影響を与えている可能性がある。

これらのことから、その程度は不明であるが、農薬が我が国の水域生態系に何らかの影響を与えている可能性は否定し得ないものとなっている。

4 欧米主要国における制度の現状

欧米主要国における農薬の生態影響評価に関する制度は、以下のように我が国と比較すると整備されており、これらの考え方も参考にしつつ我が国の現行の制度を早急に見直すことが必要と考えられる。ただし、我が国特有の生態系の成立条件、気候条件等を十分に踏まえる必要がある。

(1) 登録申請に必要な試験

登録申請に必要な水生生物の室内生態毒性試験については国による試験生物種はほぼ一致している。総じて、魚類、ミジンコ、藻類の急性毒性試験を必須としており、また、ケースに応じてマイクロゾム試験、メソゾム試験、野外試験、環境中モニタリング等の結果を用いて評価している。

(2) 評価手法

毒性学的有害性（毒性値）と、通常の使用方法で使用した場合に想定される環境中での農薬濃度（環境中予測濃度（PEC：Predicted Environmental Concentration））とを比較して評価する手法が一般的である。また、生態影響評価に段階的（Tier）システムを採用している。このシステムは、第1段階においては費用がかからない簡便な試験等で精度は低いものとなり安全サイドに立った結果が得られるような試験方法等に基づく結果により評価を行い、その結果がある評価基準をクリアできない場合には、順次、次の段階に移行し、より費用がかかるが精度が高い結果が得られるような精密な試験等に基づく結果による評価を行うも

のである。

生態毒性試験法についての国際調和は進んでいるが、評価に用いる毒性値（エンドポイント）は国によって異なる。また、生態系に影響がないと考えられる濃度（予測無影響濃度；PNEC）はこれらの毒性値から推定されるが、半数致死濃度(LC₅₀)、半数影響濃度(EC₅₀)、最大無作用量(NOEC)を評価に用いている国が多い。

曝露経路として米国では地表流出とドリフトを考慮しているが、ドイツではドリフトのみを対象としており、作物の種類、生育状態及び散布地点からの距離に応じて散布した農薬が水系に流入する割合を示す標準表が作成されている。これらの国々においては、環境中の農薬濃度を予測する手法として数理モデルの導入が進んでいる。

(3) リスク判定

農薬の生態影響評価は、有害性と環境曝露をそれぞれ定量化し、その毒性曝露比(PNEC/PEC=TER)を、評価基準に照らしリスク判定を行っている。

このTER値では生物に対する安全性が確保できないと判断された場合、曝露量をより低い値とするため使用量の削減や使用方法の制限が検討されるが、ドイツや米国では、使用の制限に対応した安全距離として散布地と水系との間に緩衝帯（バッファゾーン）を設定するという考え方を採用している。

(4) リスク便益分析

生態影響評価において、農薬の便益を評価する考え方は我が国の制度では採用されていないが、多くの農薬登録国では支持されている。例えば、米国、ドイツ等では、生態影響の面で否定的評価がなされた農薬であっても、それを使用することによる生態学的、社会的、経済的な便益及び代替剤のリスクと便益とを比較分析しその登録の可否を総合的に判断するとされる。ただし、リスク便益分析に関してはいずれの国も明確なガイドラインを整備していない。

5 登録保留基準の改定の必要性及び方向

以上のような状況を踏まえると、農薬の水域生態系への影響を未然に防止する観点から、現行の登録保留基準について、生態系への影響を評価する視点を取り入れ、より注意深く登録段階での評価を行う必要がある。具体的には、以下のような観点から登録保留基準を改定する必要がある。

- ①評価対象生物種を増やすこと。
- ②毒性値と曝露量を比較する評価方法に改めること。
- ③水田使用農薬の他、畑や果樹で使用される農薬についても評価対象とすること。

6 登録保留基準の改定の内容

(1) 基本的考え方

ア 生態系保全の目標及び評価の基本的考え方

農薬の生態系への影響の程度を実環境において定量的に分離・特定することが困難な現

状においては、少なくとも河川等の公共用水域の水質環境基準点のあるような地点においては、農薬取締法が保全対象としている水産動植物への影響がでないように現状の評価手法を改善することによって、農薬による生態系への影響の可能性を現状より小さくすることを当面の目標とすることが適当である。

イ 評価手法等

- ① 現行の農薬取締法第3条第1項第6号に基づく登録保留要件は、「水産動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しい」場合であることから、当面、現行の登録保留基準と同様、急性毒性に着目することとする。
- ② 評価対象生物種は、藻類、甲殻類及び魚類それぞれの代表種とする。
- ③ 一定の環境モデルのもとで農薬を農地等に単回散布し公共用水域に流出又は飛散した場合の公共用水域中での当該農薬の環境中予測濃度(PEC)と、藻類、甲殻類及び魚類の代表種の急性毒性試験から得られた急性影響濃度(AEC: Acute Effect Concentration)とを比較することによりリスク評価を行うものとする。農薬の成分ごとのAECを登録保留基準値とする。
- ④ PECの算定は、試験及び評価コストの効率化を図るため、段階制を採用する。
- ⑤ リスク評価の結果、PECがAECを上回る場合には登録を保留する。
- ⑥ なお、PECがAECを下回る場合であっても、リスク評価の結果を踏まえて、使用方法や使用場所の制限といった注意事項のラベル表示への反映、環境モニタリングの実施等が必要である。

(2) 登録保留基準の内容

以上を踏まえ、登録保留基準は以下のように考えることが適当である。

ア 基本告示（農薬取締法第3条第1項第4号から第7号までに掲げる場合に該当するかどうかの基準を定める等の件）

予測濃度（法第2条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い当該農薬を使用することにより、当該農薬が公共用水域（水質汚濁防止法（昭和45年法律第138号）第2条第1項に規定する公共用水域をいう。以下この号において同じ。）に流出し、又は飛散した場合の当該公共用水域の水中における当該種類の農薬の成分の濃度として予測されるものをいう。以下同じ。）が、当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が定める基準に適合しない場合は、法第3条第1項第6号（法第15条の2第6項において準用する場合を含む。）に掲げる場合に該当するものとする。

備考

予測濃度は、当該農薬がその相当の普及状態のもとに、法第2条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、次の要件のすべてを満たす地点の河川の水中における当該種類の農薬の成分の濃度を予測することにより算出するものとする。

- ① 当該地点より上流の部分の流域面積が概ね100平方キロメートルであること。
- ② 当該地点より上流の部分の流域内の農地の面積が、水田にあっては概ね500ヘクタール、畑地等にあっては概ね750ヘクタールであること。

イ 基本告示を受けて新たに設ける告示（農薬取締法第3条第1項第4号から第7号までに掲げる場合に該当するかどうかの基準を定める等の件第3号の環境大臣の定める基準）

予測濃度（法第2条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い、当該種類の農薬を使用することにより、当該種類の農薬が公共用水域（水質汚濁防止法（昭和45年法律第138号）第2条第1項に規定する公共用水域をいう。以下この号において同じ。）に流出し、又は飛散した場合の当該公共用水域における当該種類の農薬の成分の濃度として予測されるものをいう。以下同じ。）は、次の表の農薬の成分の欄に掲げる農薬の成分にあっては、同表の基準値の欄に掲げる濃度を超えることとなってはならない。

| 農薬の成分 | 基準値 |
|-------|--------|
| 〇〇〇 | △△mg/L |

備考

（アの基本告示の備考と同様の内容を記載。）

（3）（2）における予測濃度（PEC）の具体的な算出方法
（別紙1）

（4）（2）における「当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が定める基準」（AEC）の具体的な設定

個別農薬について、藻類、甲殻類、魚類の3生物群を代表する種類の生物に関する毒性試験成績を基に、専門家による検討を行い、中央環境審議会土壤農薬部会への諮問・答申を経て基準値を設定する（別紙2）。

（5）評価スキーム体系図（別紙3）

（6）登録後のリスク管理

登録後においても、環境モニタリング等の結果を踏まえたリスク評価を行い、必要に応じ、水質汚濁性農薬の指定等のリスク管理措置を講ずることが重要である。

（7）既登録農薬の取り扱い

既登録農薬についても、同様のリスク評価を行うものとするが、PECの算定に代えて、使用現場周辺の公共用水域におけるモニタリング調査の結果を活用できることとする。

7 今後の課題

(1) 段階的評価を充実させるための各種試験方法の作成

今回の評価スキームの中で位置付けられている高次の PEC を算定するために必要な試験方法のうち、現在作成されていないもの（非水田使用農薬における地表流出試験等、水田使用農薬における圃場を用いた水田水中濃度試験等）については早急に作成する必要がある。また、農薬使用地域周辺の一般環境中における農薬の濃度を調査するためのモニタリングの方法についても、早急に作成する必要がある。

(2) より実環境に近い試験系による試験方法の開発

生態影響を考慮した登録保留基準値の設定は、現時点における知見にかんがみ、当面6(4)による毒性試験結果に基づいて行うこととするが、これらの試験方法よりもより実環境に近い試験系による試験方法（マイクロコズム試験等）の開発が進められていることから、当該試験方法についても早急に検討を行い、国際的に整合がとれたものが確立した場合には導入することが適当である。

(3) 一過性の散布の際の回復性試験の必要性と具体的な手法の検討

農薬は、その対象とする農作物により散布時期を決め、散布は一定期間のみ実施されることから、一定期間を経た後に生物が回復する可能性は否めない。したがって、農薬の水産動植物への影響を捉えるためには、回復性試験も念頭においた調査を行うことが必要である。しかしながら、一定期間の生態影響の評価についてはさらに検討を要する上、回復性試験については、現時点では試験方法が確立されていないことから、今後具体的な手法等を検討する必要がある。

(4) 慢性毒性と他の生物種の導入の是非と具体的な手法

今回の登録保留基準の改定は、急性影響の観点から行おうとするものである。しかしながら、環境省が平成12年度及び13年度に実施した野外調査でも明らかなように、一定濃度の農薬が比較的長期間（例えば、ミジンコの繁殖期間である14日以上）検出されている現状を考えれば、今後は水生生物に対する慢性的な影響を踏まえた検討を行う必要がある。

また、慢性的な影響をみる上では、欧米で取り入れられている手法も考慮して、影響をできるだけ正確に把握する手法を用いることはもとより、費用面についても配慮した手法を検討する必要がある。

さらに、評価対象生物については、圃場から流出した農薬が底質に吸着し、そこに生息する生物に影響を与えている可能性も想定されることから、底質に生息する生物も含めて幅広く、その影響の可能性を試験法を含めて検討する必要がある。

(5) 複数農薬による相加的・相乗的あるいは拮抗的な影響に関する検討

現在、農作物の生産現場では、複数の農薬が散布されており、それらは、河川水中で混合し、公共用水域に流出する。野外水を用いた既往の試験によれば、複数農薬による相乗的な影響を指摘しているものもある。しかしながら、実際に用いられている農薬は多種多様であ

ることから、今後は、複数農薬による影響を捉えるための基本的な考え方を明確にする必要がある。

(6) 水域生態系をめぐるその他の課題

さらに、水域生態系の影響の評価方法の充実に向けて、①慢性毒性影響に対応するシミュレーションモデルを含めた長期PEC算定手法の検討、②水域生態系への影響が懸念されている内分泌かく乱作用に係る試験法及び評価法の開発、③これまでの調査研究で明らかになった藻類等に代表される、種間及び発育段階による薬剤感受性の違いに関する研究を進める必要がある。

また、実フィールドにおける生態影響については更に精度の高い実態把握調査に努める必要がある、PEC算定については水田における複雑な水循環メカニズムを反映しより実態に即した方式について検討を深め、今後、一層の精度改善努力を継続する必要がある。なお、我が国におけるリスク便益分析の考え方も検討していく必要がある。

(別紙1)

P E C算定の考え方について

1. 基本的事項

公共用水域への農薬の曝露経路としては地表流出とドリフト（水路等への直接飛散）が主なものであり、従来は地表流出のみを扱ってきたが、水生生物への影響を評価するP E C（環境中予測濃度）の算定に当たっては、地表流出のほかに散布時のドリフトも考慮する。

水田使用農薬の水質濃度の推定方法は3段階とし、第1段階は数値計算による算定、第2段階は水質汚濁性試験等のデータを用いることとし、第3段階では水田圃場での試験データを用いることとする。非水田使用農薬に関しては2段階とし、第1段階は数値計算による算定、第2段階では地表流出試験等のデータを用いることとする（表1参照）。これらの段階制試験は、より高次の段階の試験を要しないためのスクリーニング試験である。

なお、P E Cの算定は水質環境基準点の置かれている下流域の河川を想定し、以下に示す環境モデル及び標準的シナリオにより行う。

また、各生態毒性試験の期間に対応した期間の予測濃度を算定することとする。

表1. 段階的評価におけるP E C算出の根拠データ

| 曝露経路 | 使用場面 | 第1段階 | 第2段階 | 第3段階 |
|-------------------------|---------------|---------------|---------|--------------|
| 表面流出 (Runoff) | 水田 | 数値計算 | 水質汚濁性試験 | 水田圃場試験 |
| | 非水田 | 一定値 (0.02%) | 地表流出試験 | — |
| 河川への ドリフト | 水田 (地上防除) | ドリフト表 (表5) | 同左 | 水田圃場試験 |
| | 非水田 (地上防除) | ドリフト表 (表5) | 圃場試験 | — |
| | 航空防除 | ドリフト表 (表6) | 同左 | 同左 (水田のみ) |
| 排水路への ドリフト (水田のみ) | 地上防除 | ドリフト表 (表5) | 同左 | 同左 |
| | 航空防除 | 一定値 (100%) | 同左 | 同左 |

(注) 第1段階で算出されたP E Cを用いたリスク評価の結果、登録保留基準に適合している場合には、第2段階の試験を要しない。第2段階試験についても同様である。

2. PEC算定に用いる環境モデル及び標準的シナリオ

(1) 環境モデル（図1参照）

我が国では農耕地等を流れた地表水はそのほとんどが河川等の公共水域に流入する。このような我が国の地形条件等に鑑み、環境モデルは圃場と河川で構成する。

具体的には、

ア) 面積100 km²のモデル流域の中に国土面積に占める水稻作付面積及び農耕地面積の割合を考慮して、一定の圃場群（水田の場合は500 ha、畑地の場合は750 ha）を配置する。

イ) さらに、モデル河川は国土面積に占める河川面積を考慮した2.0 km²とし、このうち6割を本川、4割を支川とする。

ウ) なお、本川中の流量は、a) 一級河川の中下流域における流域面積100 km²当たりの平水流量（50%値）の平均が3.0 m³/s、低水流量（75%値）が1.9 m³/s、平均水量が5.0 m³/sであること、b) また、流域に農耕地を抱える上流域においては流量が更に少なく、また、上流域においては河川の漁業利用も多いことも考慮し、モデル河川の本川の流量は、原則3 m³/sとすることが適当である。

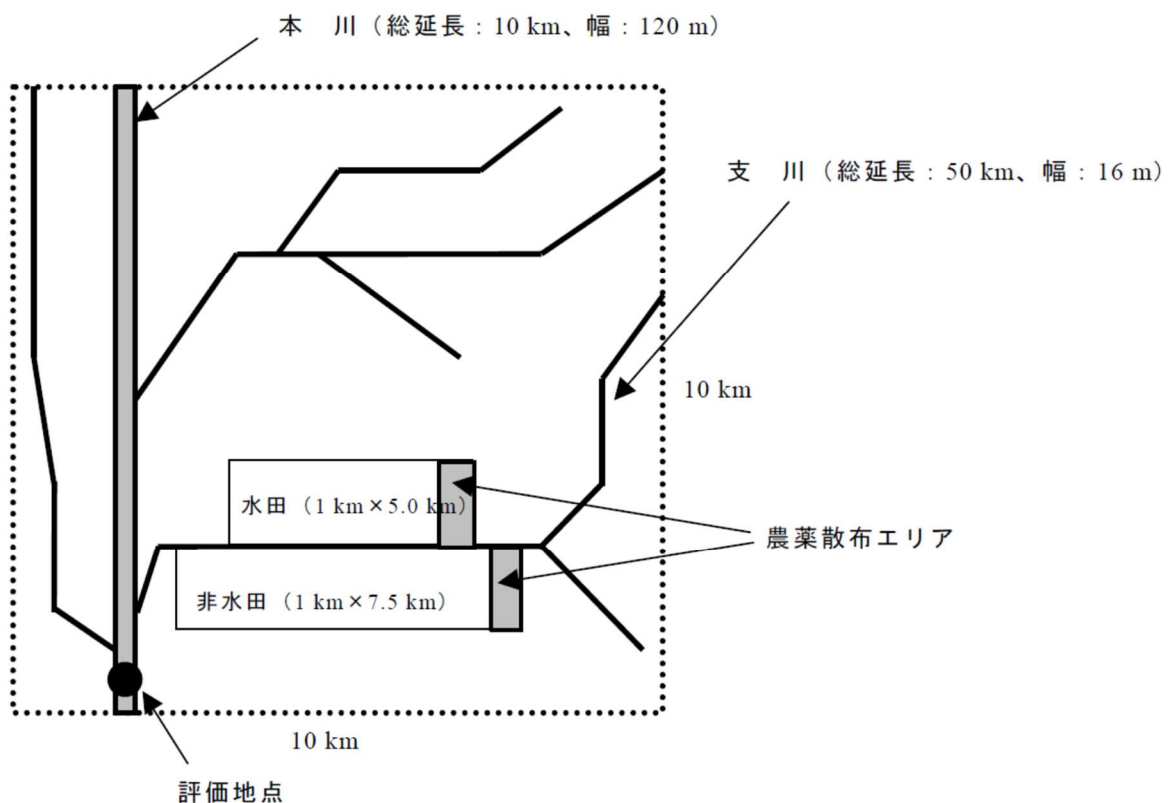


図1. PEC算定に用いる環境モデルの概念図

(2) 標準的シナリオの設定

ア) 現実の圃場群では、水田と非水田が混在し、しかも一種の農薬が相当程度普及した場合であっても同一の種類農薬が一斉に全面使用されるケースは想定されない。農薬の普及率は、水田使用農薬で10%、畑地使用農薬で5%とする。また、農薬は適期に一斉に散布されるものであるが、地上散布の場合、現実には作物の栽培管理状況に合わせて農薬が散布されることを考慮し、水田、非水田とも5日程度散布日がばらつくとする。航空防除の場合は水田、非水田とも1日で当該面積に農薬が散布されるとする（表2）。

表2. 農薬使用場面の具体的な状況

| 使用場面 | 防除方法 | 圃場面積 (ha) | 支線河川に接する圃場長さ (km) | 普及率 (%) | 農薬散布面積 (ha) | 農薬散布期間(日) | 支線河川に接する農薬散布圃場の長さ (1日あたり) |
|------|------|-----------|-------------------|---------|-------------|-----------|--|
| 水田 | 地上防除 | 500 | 5.0 | 10 | 50 | 5 | $5.0\text{km} \times 0.1 \div 5 \text{日} = 100\text{m}$ |
| | 航空防除 | | | | | 1 | $5.0\text{km} \times 0.1 \div 1 \text{日} = 500\text{m}$ |
| 非水田 | 地上防除 | 750 | 7.5 | 5 | 37.5 | 5 | $7.5\text{km} \times 0.05 \div 5 \text{日} = 75\text{m}$ |
| | 航空防除 | | | | | 1 | $7.5\text{km} \times 0.05 \div 1 \text{日} = 375\text{m}$ |

イ) 水田使用農薬について、地表流出は定常状態で田面水が一定の表面排水率でモデル河川に流入し、ドリフトは散布時に生じ直接モデル河川の支川等に流入するものとする。一方、畑地で使用された農薬は、ドリフトが散布時に生じ、地表流出が規模の大きな降雨の発生時に生じ、ともにモデル河川に流入するが、農薬は降雨時には散布しないことから、別々に発生するものとしてPECを算定する（表3）。

表3. 標準的シナリオの種類及び考え方

| | |
|-------------------|--|
| 水田のみで使用する農薬 | 地表流出については、定常状態で田面水が一定の表面排水率でモデル河川に流入。申請書の記載に従い止水期間を設定。 |
| | ドリフト経路によるモデル河川への流入については、 ①圃場群からモデル河川の支川へ一定率の飛散 ②排水路へ飛散（スプレードリフト）したものがモデル河川に流入 ③圃場群の一部から排水路へホバースプレー（航空防除の場合） |
| 非水田のみで使用する農薬 | 地表流出は、相当規模の降雨によって表流水が発生し地表流出となってモデル河川に流入。 |
| | ドリフトは水田使用農薬の①に準じる。 |
| 水田、非水田の両者に適用がある場合 | 水田、非水田両者のシナリオで算定。 |

(3) ドリフト率の算出等

ア) ドリフトの算出対象

水田使用農薬の場合、河川及び排水路へのドリフトを、非水田使用農薬の場合、河川のみへのドリフトを算出する。地上防除と航空防除によって、それぞれドリフト率を算出する。

なお、ドリフトが考えられない粒剤及びフロアブル剤（飛散しない使用法に限る）、土壌処理剤、くん蒸剤は、原則としてドリフトの算出の対象としない。

イ) スプレードリフト（地上防除）

地上防除による河川へのドリフト率は、支川の川幅を16 mとしてドイツのドリフト表（表5）の距離に対応した値（水田の場合は $5\text{ m} + 16\text{ m} / 2 = 13\text{ m}$ 、非水田の場合は $10\text{ m} + 16\text{ m} / 2 = 18\text{ m}$ ）を用いる。

表4. 地上防除における農薬ドリフト率の設定

| 使用場面 | ドリフト率 | 設定根拠 |
|------------|-------|---------------------------|
| 水田 | 0.3% | 耕種作物13 mの値（補間値） |
| 非水田（果樹を除く） | 0.1% | 耕種作物18 mの値（補間値） |
| 果樹 | 3.4% | 果樹18 mの値（生育初期及び後期の平均、補間値） |

なお、これまでに我が国で行われたドリフト調査の結果によれば、ドイツのドリフト表を最大値とみなしてドリフト率を設定することにおおむね問題はないものと考えられている。

表5. 農薬飛散（スプレードリフト）の割合（%、デフォルト値）

| 距離 (m) | 耕種作物 | ぶどう | | 果樹 | | ホップ | |
|-----------|---------|------|------|------|------|------|------|
| | 生育初期/後期 | 生育初期 | 生育後期 | 生育初期 | 生育後期 | 生育初期 | 生育後期 |
| 1 | 4 | | | | | | |
| 2 | 1.6 | | | | | | |
| 3 | 1.0 | 4.9 | 7.5 | 29.6 | 19.6 | | |
| 4 | 0.9 | | | | | | |
| 5 | 0.6 | 1.6 | 5.2 | 19.5 | 10.1 | 18 | 12.7 |
| 7.5 | 0.4 | 1 | 2.6 | 14.1 | 6.4 | 8.5 | 10.8 |
| 10 | 0.4 | 0.4 | 1.7 | 10.6 | 4.4 | 4.8 | 8.9 |
| 15 | 0.2 | 0.2 | 0.8 | 6.2 | 2.5 | 1.7 | 4.7 |
| 20 | 0.1 | 0.1 | 0.4 | 4.2 | 1.4 | 0.8 | 3.8 |
| 30 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 2.0 | 0.6 | 0.3 | 2.1 |
| 40 | | 0.1 | | 0.4 | | | |
| 50 | | 0.1 | | 0.2 | | 0.1 | 0.3 |

出典：ドイツにおけるドリフト調査（Ganzelmeier et. al., 1995）

ウ) スプレードリフト（航空防除）

航空防除による農薬のドリフト率は、航空ヘリ防除における農薬散布が、a) ヘリコプター特有の押し下げ効果（ダウンウォッシュ）を利用し、b) 風下側においてより散布境界の内側で行われることを考慮し、ドリフト率設定のために調査した下表の結果に基づいてドリフト率を設定する。

表6. 航空防除における散布境界からの地点別の農薬ドリフト率（%）

| | 散布区域境界からの距離（m） | | | |
|----------|----------------|-----|-----|-----|
| | 0 | 10 | 25 | 50 |
| 平均値（3地点） | 23.2 | 2.1 | 1.3 | 1.3 |

出典：平成13年度農薬生態影響野外調査（環境中残留調査）

表6の値を基に、散布区域境界からの距離とドリフト率の回帰式を求めると、

$$y = 4.6597 \cdot x^{-0.3451} \quad (R^2 = 0.9926)$$

となり、13 mのドリフト率は1.9%となり、18 mのドリフト率は1.7%となる。

エ) 排水路へのドリフト（水田のみ）

水田にあっては圃場群から排水路へのドリフトを算定する。なお、水田圃場群における排水路敷率を1/150、排水路幅は1 mとする。

地上防除の場合、排水路へのドリフトは距離1 mのドリフト率（4%）を用いる。

航空防除の場合、農薬は排水路に直接落下する（オーバースプレー）ので、排水路へのドリフト率は100%とする。

P E C算定方法

（略）

（別紙2）

急性影響濃度に基づく登録保留基準値の設定の考え方

1 試験生物

試験種は、水域生態系における生産者を代表する藻類、一次消費者を代表する甲殻類及び二次消費者を代表する魚類の3生物群において、これら生物を代替するあるいはこれら生物群の代表的な種類の中から選択する。具体的には以下のとおりとする。

①魚類：メダカ (*Oryzias latipes*)又はコイ (*Cyprinus carpio*)

②甲殻類：オオミジンコ (*Daphnia magna*)

③藻類：緑藻 (*Selenastrum capricornutum*)

この他、環境省、農林水産省で試験法の定められている試験生物の中から、上記より感受性の高い試験生物を選択することができる。

2 試験方法

毒性評価を行うために用いる試験方法（テストガイドライン）については、環境省の協力の下に農林水産省が作成した「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）とする。この試験方法は、化学物質に関するOECDテストガイドラインに準拠したものである。

3 急性影響濃度の導出方法

（1）急性影響濃度の導出に用いるエンドポイント

一般に急性毒性でのエンドポイントは、半数の生物に影響がある濃度が用いられており、魚類急性毒性試験では「LC₅₀」、甲殻類急性遊泳阻害試験、藻類生長阻害試験では「EC₅₀」で表されている。

現行の農薬取締法第3条第1項第6号に基づく登録保留要件は、「水産動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがある」場合とされていること、諸外国における急性毒性のエンドポイントの状況、さらに登録保留基準という法律に基づく規制に根拠となるデータの信頼性を確保する必要があることを考慮し、エンドポイントとしては、魚類では「LC₅₀」、甲殻類・藻類では遊泳阻害・生長阻害に関する「EC₅₀」とする。

（2）不確実係数の適用

毒性試験に用いる生物は、水産動植物とその餌生物の位置付けの中で必ずしも感受性の最も高い種類と断定できないこと、農薬が散布される時期は繁殖期、孵化期、幼稚仔の生育期にあたる生物が多いことなどから、毒性評価から急性影響濃度を導出する際、不確実係数を適用し、種類差を考慮する。

①魚類における不確実係数

魚類の種類間での感受性の差は、試験種として用いるメダカとニジマス、コイ、フナなど他の種類では概ね10倍以内と考えられることから、魚類の種間差を考慮した不確実係

数は「10」を採用する。

なお、感受性の高い魚類を試験種として用いた場合、剤の特性として種差が少ないことが証明される場合には、科学的に妥当な範囲で1～10の不确实係数を適用することができる。

②甲殻類に対する不确实係数

甲殻類での種類間での感受性の差は、試験種として挙げているオオミジンコと我が国に生息している甲殻類・エビ類では概ね10倍以内と考えられることから、甲殻類の種間差を考慮した不确实係数は「10」とする。なお、剤の特性として感受性の高い種とオオミジンコとの間で感受性に関して明確な種差が認められないことが証明される場合には、種間差の不确实係数を科学的に妥当な範囲で1～10の不确实係数を適用できる。

③藻類に対する不确实係数

藻類に関する感受性の差は、既往の知見から1～1000倍程度と幅の広いことが考えられるが、当該試験に用いられる緑藻 (*Selenastrum capricornutum*) は感受性が高い種として知られているため、当面、不确实係数は「1」とする。

(3) 登録保留基準値（案）の決定

急性影響濃度は、これらの魚類、甲殻類、藻類の急性毒性値に種類差を考慮した、すなわち、不确实係数で除した値の中で、最も低い値とし、これを当該農薬の登録保留基準値（案）とする。

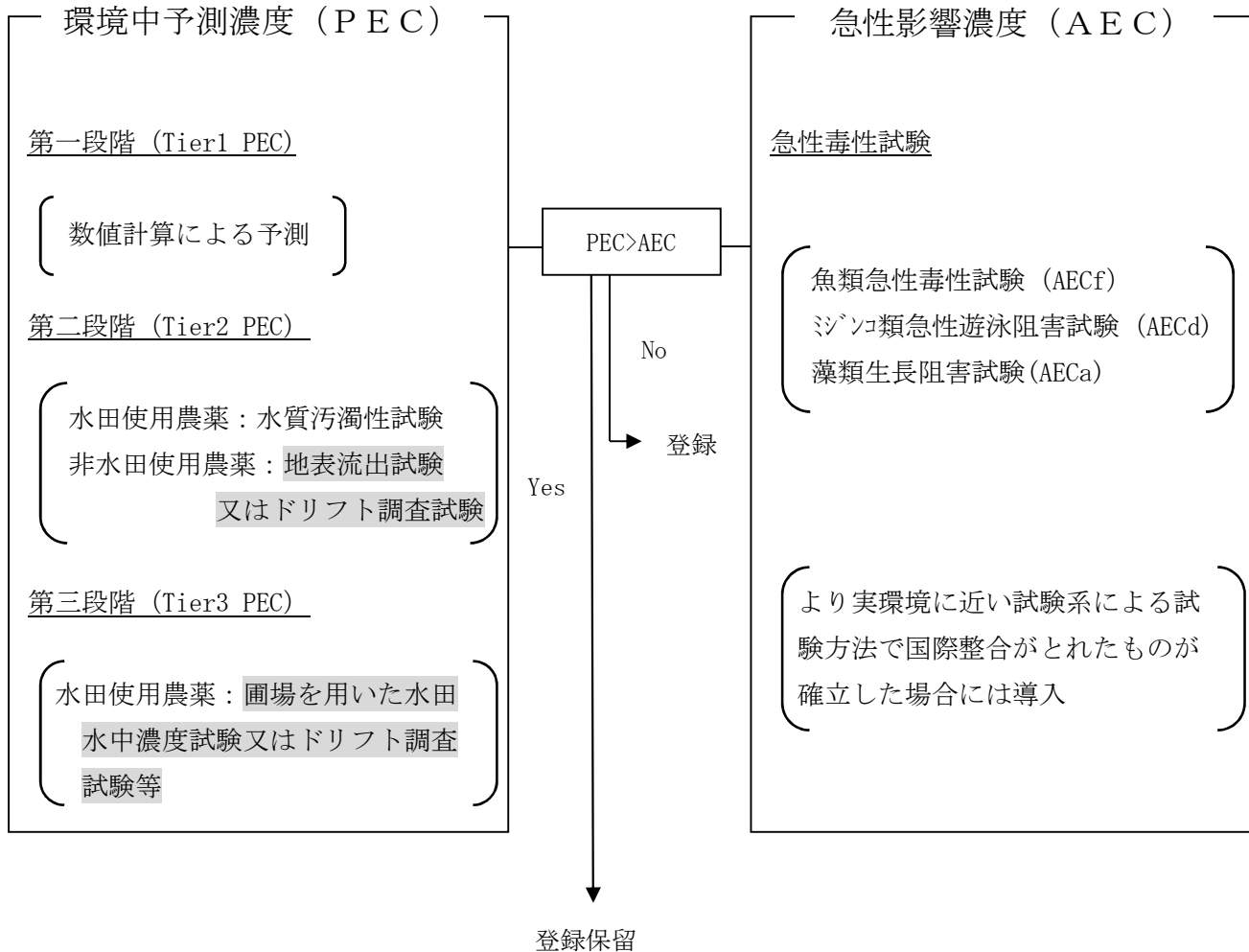
(4) 科学的知見の反映

以上の登録保留基準値（案）は、専門家による検討、中央環境審議会土壤農薬部会への諮問・答申を経て決定される。

4 その他

生態影響を考慮した登録保留基準値の設定は、現時点における知見にかんがみ、当面、以上の試験結果に基づいて行うこととするが、これらの試験方法よりもより実環境に近い試験系による試験方法（マイクロゾム試験等）の開発が進められていることから、当該試験方法についても早急に検討を行い、国際的に整合がとれたものが確立した場合には導入することが適当である。

評価スキーム体系図



- ※魚類急性毒性試験 $96\text{hr-LC}_{50} \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECf}$
- ミジンコ類急性遊泳阻害試験 $48\text{hr-EC}_{50} \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECd}$
- 藻類生長阻害試験 $72\text{hr-EC}_{50} \times 1 = \text{AECa}$

※網掛け部分は、今後試験方法等を作成

※既登録農薬については、PEC に代えて環境モニタリング調査の結果も活用可。

（参考3）

農薬の生態影響評価の在り方に関するこれまでの環境省の報告

○～21世紀における我が国の農薬生態影響評価の方向性について～農薬生態影響評価検討会中間報告（平成11年1月、環境庁水質保全局）抜粋

第3 今後の生態影響評価の基本的考え方

2. 保全すべき対象

農地では農薬の使用が当然想定され、農作業や水管理によって変化する人為的な生態系であるため、我が国の場合、農地に生息する生物を農薬の生態影響評価において保全すべき対象に含めることは、当面困難と考えられる。また、排水路を含む農業用施設の環境は、農薬以外の要因によっても大きく変動することから、農地と同様に取扱うことが適当である。なお、このことはこれらの生物の保全が不要であることを意味せず、むしろ異なった手法によって保全すべきであると考え。つまり、農地や農業用施設に生息する水生生物については、当面、農薬の生態影響評価における保全対象とはしないが、農薬の使用法の遵守やより影響の少ない代替剤の使用など地域における生物種の重要度等に応じた個別のリスク削減対策や、さらには新しい生息環境の創出・保全を通じて生物の生息・生育の場を確保することが重要であるとの認識に至った。

ただし、農地に生息又は農地を利用している鳥類や、その餌となる生物が農薬によって汚染される場合には例外的に対象に含めて考える。なお、物質循環をつかさどる環形動物、土壌微生物に対する影響については、当面、対象とはしないが今後調査研究による科学的知見の進展が必要である。

○～我が国における農薬生態影響評価の当面の在り方について～農薬生態影響評価検討会第2次中間報告」（平成14年5月、環境省水環境部）抜粋

第3部 今後の検討課題

3. 陸域生態系及び推移帯生態系の評価手法の確立に向けた課題

（略）

また、これまで知見の収集が不十分であった陸域生態系及び推移帯生態系影響実態の把握等基礎的データの収集、陸域及び推移帯生態の影響評価のための農薬の曝露シナリオ及び定量化のための手法の開発を進める。

さらに、農薬の散布方法等によっては、ミツバチや鳥類など陸域生態系を構成している生物に直接影響を与えるおそれのあることや、蓄積のおそれのある農薬については、その影響が食物連鎖を通じてより高次の生物の生息にも関与する可能性もあることから、陸域生物等についても、幅広くその影響の可能性を検討する必要がある。

(参考4)

主要な国、地域の農薬登録制度における生態影響に係るリスク評価の実施状況

| 対象生物 | | EU | 米国 | カナダ | 豪州 | 韓国 | 日本 |
|------|-----------------|----|----|-----|----|----|----|
| 陸域 | 鳥類 | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | △ |
| | 哺乳類 | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × |
| | ハチ類 | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | △ |
| | その他の節足動物 | ○ | × | ○ | ○ | △ | △ |
| | ミミズ | ○ | × | ○ | ○ | △ | × |
| | 非標的土壤微生物 | ○ | × | × | ○ | × | × |
| | その他の非標的土壤生物 | ○ | × | × | ○ | × | × |
| | 非標的植物 | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × |
| 水域 | 魚類 | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | ○ |
| | 無脊椎動物 (甲殻類等) | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | ○ |
| | 藻類 | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | ○ |
| | 水草 | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × |

注1 ○であっても、条件によってはリスク評価を実施しない場合がある

注2 韓国の△:毒性評価又はリスク評価を実施

注3 日本の△:鳥類、ハチ類(養蜂用ミツバチ)、その他節足動物(カイコ、天敵昆虫等)に対する毒性評価を実施

注: 以下の出典を基に整理

(出典)

EU 「COMMISSION REGULATION (EU) No 283/2013」

EC 「Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC」、「Guidance Document on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters in the context of Regulation (EC) No 1107/2009」

EFSA 「Guidance of EFSA Risk assessment for birds & mammals」

USEPA 「Technical Overview of Ecological Risk Assessment – Analysis Phase: Ecological Effects Characterization」、ほか USEPA による農薬の評価書等

Health Canada 「Use Site Category (DACO Tables)」、ほか Health Canada による農薬の評価書等

APMVA「Data guidelines」、Australian Environment Agency Pty Ltd「Environmental risk assessment guidance manual for agricultural and veterinary chemicals」

「農薬の登録申請に係る試験成績について」(平成12年農林水産省農蚕園芸局長通知、最終改正平成30年3月)

農薬工業会ヒアリング(平成29年)

(参考5)

OECD テストガイドラインの策定状況（生態影響関係）

平成30年11月1日現在

| 番号 | 試験名 |
|-----|--|
| 205 | Avian Dietary Toxicity Test 鳥類摂餌毒性試験 |
| 206 | Avian Reproduction Test 鳥類繁殖試験 |
| 223 | Avian Acute Oral Toxicity Test 鳥類急性経口毒性試験 |
| 213 | Honeybees, Acute Oral Toxicity Test ミツバチ急性経口毒性試験 |
| 214 | Honeybees, Acute Contact Toxicity Test ミツバチ急性接触毒性試験 |
| 237 | Honey Bee (<i>Apis Mellifera</i>) Larval Toxicity Test, Single Exposure ミツバチ(セイヨウミツバチ)幼虫毒性試験 単回ばく露 |
| 245 | Honey Bee (<i>Apis Mellifera</i> L.), Chronic Oral Toxicity Test (10-Day Feeding) ミツバチ慢性経口毒性試験(10日間給餌) |
| 246 | Bumblebee, Acute Contact Toxicity Test マルハナバチ急性接触毒性試験 |
| 247 | Bumblebee, Acute Oral Toxicity Test マルハナバチ急性経口投与毒性試験 |
| 228 | Determination of Developmental Toxicity to Dipteran Dung Flies (<i>Scathophaga stercoraria</i> L. (<i>Scathophagidae</i>), <i>Musca autumnalis</i> De Geer (<i>Muscidae</i>)) ハエ類発生毒性試験 |
| 220 | Enchytraeid Reproduction Test ヒメミズ繁殖試験 |
| 225 | Sediment-Water Lumbriculus Toxicity Test Using Spiked Sediment オヨギミズ底質毒性試験(底質添加) |
| 207 | Earthworm, Acute Toxicity Tests ミミズ急性毒性試験 |
| 222 | Earthworm Reproduction Test (<i>Eisenia fetida</i> / <i>Eisenia andrei</i>) ミミズ繁殖試験 |
| 231 | Amphibian Metamorphosis Assay 両生類変態アッセイ |
| 241 | The Larval Amphibian Growth and Development Assay (LAGDA) 幼若期両生類成長発達試験 |
| 226 | Predatory mite (<i>Hypoaspis</i> (<i>Geolaelaps</i>) <i>aculeifer</i>) reproduction test in soil 捕食性ダニ土壤繁殖試験 |
| 232 | Collembolan Reproduction Test in Soil トビムシ類土壤繁殖試験 |
| 216 | Soil Microorganisms: Nitrogen Transformation Test 土壤微生物窒素無機化試験 |
| 217 | Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test 土壤微生物炭素無機化試験 |
| 224 | Determination of the Inhibition of the Activity of Anaerobic Bacteria 嫌気性バクテリア活性阻害試験 |
| 208 | Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test 陸生植物発芽生長試験 |

| 番号 | 試験名 |
|-----|--|
| 227 | Terrestrial Plant Test: Vegetative Vigour Test 陸生植物活性試験 |
| 203 | Fish, Acute Toxicity Test 魚類急性毒性試験 |
| 204 | Fish, Prolonged Toxicity Test 14-Day Study 魚類延長毒性試験-14日間試験 |
| 210 | Fish, Early-Life Stage Toxicity Test 魚類初期生活段階毒性試験 |
| 212 | Fish, Short-term Toxicity Test on Embryo and Sac-Fry Stages 魚類胚・仔魚短期毒性試験 |
| 215 | Fish, Juvenile Growth Test 魚類稚魚成長試験 |
| 229 | Fish Short Term Reproduction Assay 魚類短期繁殖毒性試験 |
| 230 | 21-day Fish Assay 魚類21日間スクリーニング試験 |
| 234 | Fish Sexual Development Test 魚類性成熟毒性試験 |
| 236 | Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test 魚類受精卵急性毒性試験 |
| 240 | Medaka Extended One Generation Reproduction Test (MEOGRT) メダカ拡張一世代繁殖試験 |
| 202 | Daphnia sp. Acute Immobilisation Test ミジンコ類急性遊泳阻害試験 |
| 211 | Daphnia magna Reproduction Test オオミジンコ繁殖試験 |
| 218 | Sediment-Water Chironomid Toxicity Using Spiked Sediment ユスリカ底質毒性試験(底質添加) |
| 219 | Sediment-Water Chironomid Toxicity Using Spiked Water ユスリカ底質毒性試験(水中添加) |
| 233 | Sediment-Water Chironomid Life-Cycle Toxicity Test Using Spiked Water or Spiked Sediment ユス リカライフサイクル底質毒性試験(水中添加又は底質添加) |
| 235 | Chironomus sp., Acute Immobilisation Test ユスリカ類急性遊泳阻害試験 |
| 221 | Lemna sp. Growth Inhibition Test ウキクサ生長阻害試験 |
| 238 | Sediment-Free Myriophyllum Spicatum Toxicity Test 底質なしの水草(フサモ)の毒性試験 |
| 239 | Water-Sediment Myriophyllum Spicatum Toxicity Test 水草(フサモ)毒性試験 |
| 201 | Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test 淡水藻類及びシアノバクテリアの生長阻害試験 |
| 242 | Potamopyrgus antipodarum Reproduction Test コモチカワツボ繁殖試験 |
| 243 | Lymnaea stagnalis Reproduction Test セイヨウモノアラガイ繁殖試験 |
| 209 | Activated Sludge, Respiration Inhibition Test (Carbon and Ammonium Oxidation) 活性汚泥呼吸阻害試験(炭素及びアンモニウム酸化) |
| 244 | Protozoan Activated Sludge Inhibition Test 活性汚泥中原生動物阻害試験 |

(出典) OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 Effects on Biotic Systems

（参考6）

農薬取締法の一部を改正する法律案に対する附帯決議（抜粋）

○衆議院農林水産委員会（平成30年5月31日）

農薬は、農産物の安定生産に必要な生産資材であるが、その販売・使用については最新の科学的知見を的確に反映し、安全性を向上させることが不可欠である。

よって、政府は、本法の施行に当たり、左記事項の実現に万全を期すべきである。

- 一 登録された農薬の再評価制度の実施に当たっては、農薬の安全性の更なる向上を図ることを旨として行うこと。また、農薬に係る関係府省の連携を強化し評価体制を充実するとともに、新規農薬の登録に遅延が生じないようにすること。
- 二 最新の科学的知見に基づく定期的再評価又は随時評価により、農作物等、人畜又は環境への安全性等に問題が生ずると認められる場合には、当該農薬につき、その登録の内容の変更又は取消しができるようにすること。また、定期的再評価の初回の評価については、可及的速やかに行うこと。
- 五 生活環境動植物についてのリスク評価手法を早急に確立し、登録の際に必要となる試験成績の内容等を速やかに公表すること。

○参議院農林水産委員会（平成30年6月7日）

農薬は、農産物の安定生産に必要な生産資材であるが、その販売・使用については最新の科学的知見を的確に反映し、安全性を向上させるとともに、人の健康や環境への影響を考慮し、安全かつ適正に使用していくことが不可欠である。

よって、政府は、本法の施行に当たり、次の事項の実現に万全を期すべきである。

- 一 登録された農薬の再評価制度の実施に当たっては、農薬の安全性の更なる向上を図ることを旨として行うこと。また、農薬に係る関係府省の連携を強化し評価体制を充実するとともに、新規農薬の登録に遅延が生じないようにすること。
- 二 最新の科学的知見に基づく定期的再評価又は随時評価により、農作物等、人畜又は環境への安全性等に問題が生ずると認められる場合には、当該農薬につき、その登録の内容の変更又は取消しができるようにすること。また、定期的再評価の初回の評価については、可及的速やかに行うこと。
- 五 農薬の登録制度の見直しにおいて、農薬メーカーの負担にも配慮し、農業者への良質かつ低廉な農薬の提供を推進すること。
- 六 生活環境動植物についてのリスク評価手法を早急に確立し、登録の際に必要となる試験成績の内容等を速やかに公表すること。

（参考7）

関係告示

○昭和46年3月2日農林省告示第346号（以下「基本告示」という）（抜粋）

三 法第二条第二項第三号^{※1}の事項についての申請書の記載に従い当該農薬を使用することにより、当該農薬が公共用水域（水質汚濁防止法（昭和四十五年法律第百三十八号）第二条第一項に規定する公共用水域をいう。以下同じ。）に流出し、又は飛散した場合に水産動植物の被害の観点から予測される当該公共用水域の水中における当該種類の農薬の成分の濃度（以下「水産動植物被害予測濃度」という。）が、当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が定める基準に適合しない場合は、法第三条第一項第六号^{※2}（法第十五条の二第六項^{※3}において準用する場合を含む。）に掲げる場合に該当するものとする。

備考

2 水産動植物被害予測濃度は、当該種類の農薬が、その相当の普及状態のもとに法第二条第二項第三号^{※1}の事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、次の要件のすべてを満たす地点の河川の水中における当該種類の農薬の成分の濃度を予測することにより算出するものとする。

イ 当該地点より上流の流域面積が概ね百平方キロメートルであること。

ロ 当該地点より上流の流域内の農地の面積が、水田にあつては概ね五百ヘクタール、畑地等にあつては概ね七百五十ヘクタールであること。

（注）※1：改正後の法第三条第二項第三号

※2：改正後の法第四条第一項第八号

※3：改正後の法第三十四条第六項

○基本告示第3号に規定する「環境大臣の定める基準」（抜粋）

水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準（平成18年環境省告示第143号）

昭和四十六年農林省告示第三百四十六号（農薬取締法第三条第二項の規定により定められた同条第一項第四号から第七号までに掲げる場合に該当するかどうかの基準を定める等の件。以下「告示」という。）第三号の環境大臣が定める基準は、次の表の農薬の成分の欄に掲げる農薬の成分の水産動植物被害予測濃度（告示第三号に規定する水産動植物被害予測濃度をいう。）が、それぞれ同表の基準値の欄に定める濃度を超えないこととする。

| 農薬の成分 | 基準値 |
|--|---------|
| (略) | (略) |
| メチル＝1－（ブチルカルバモイル）ベンゾイミダゾール 2－イルカルバマート（別名ベノミル） | 35 µg/l |

（注）表は、平成30年9月21日改正時の抜粋

(参考8)

環境基本計画

○第4次環境基本計画（平成24年4月27日閣議決定）抜粋

第2部 今後の環境政策の具体的な展開

第1章 重点分野ごとの環境政策の展開

第9節 包括的な化学物質対策の確立と推進のための取組

3. 施策の基本的方向

(3) 重点的取組事項

①科学的なリスク評価の推進

農薬については、水産動植物以外の生物や個体群、生態系全体を対象とした新たなリスク評価が可能となるよう、科学的知見の集積を図りつつ、検討を進める。

○第5次環境基本計画（平成30年4月17日閣議決定）抜粋

第1部 環境・経済・社会の状況と環境政策の展開の方向

第3章 環境政策の原則・手法

1. 環境政策における原則等

○リスク評価と予防的な取組方法の考え方

(前略)

問題の発生の要因やそれに伴う被害の影響の評価、又は、施策の立案・実施においては、その時点での最新の科学的知見に基づいて必要な措置を講じたものであったとしても、常に一定の不確実性が伴うことについては否定できない。しかし、不確実性を有することを理由として対策をとらない場合に、ひとたび問題が発生すれば、それに伴う被害や対策コストが非常に大きくなる場合や、長期間にわたる極めて深刻な、あるいは不可逆的な影響をもたらす場合も存在する。

このため、このような環境影響が懸念される問題については、科学的に不確実であることをもって対策を遅らせる理由とはせず、科学的知見の充実に努めながら、予防的な対策を講じるという「予防的な取組方法」の考え方に基づいて対策を講じていくべきである。(後略)

第2部 環境政策の具体的な展開

第3章 重点戦略を支える環境政策の展開

4. 環境リスクの管理

(2) 化学物質管理

⑤農薬の生態影響評価の改善

農薬については、国民の生活環境の保全に寄与する観点から、従来の水産動植物への急性影響に関するリスク評価に加え、新たに長期ばく露による影響や水産動植物以外の生物を対象としたリスク評価手法を確立し、農薬登録制度における生態影響評価の改善を図る。