

生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定について

（第一次とりまとめ）（案）

第1	経緯.....	1
第2	農薬の生態影響評価に係るこれまでの取組.....	1
1	我が国における取組.....	1
	（1）水産動植物に対する農薬の影響評価の取組.....	1
	（2）水産動植物以外の動植物に対する農薬の影響評価に関する知見の集積.....	2
	（3）農林水産省におけるリスク管理.....	3
2	海外における取組.....	4
	（1）欧米の取組.....	4
	（2）OECD の取組.....	4
第3	生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定方法.....	4
1	生活環境動植物に係る評価対象動植物の選定.....	4
	（1）基本的考え方.....	4
	（2）評価対象動植物.....	5
2	評価対象動植物ごとの農薬登録基準の設定方法.....	6
	（1）水域の生活環境動植物.....	6
	（2）陸域の生活環境動植物.....	6
第4	生活環境動植物に係る農薬登録基準の内容.....	7
	（1）昭和46年農林省告示第346号（以下「基本告示」という。）第3号及び備考関係.....	7
	（2）基本告示第3号に規定する「環境大臣の定める基準」関係.....	8
第5	今後の課題.....	9
	（別紙1）生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱いについて.....	11
	（別紙2）生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて.....	20



## 生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定について （第一次とりまとめ）（案）

### 第 1 経緯

平成 30 年 6 月 15 日に農薬取締法の一部を改正する法律（平成 30 年法律第 53 号。以下「改正法」という。）が公布され、農薬の動植物に対する影響評価の対象が、従来の水産動植物から、陸域を含む生活環境動植物（その生息又は生育に支障を生ずる場合には人の生活環境の保全上支障を生ずるおそれがある動植物をいう。）に拡大された。この規定は改正法の公布の日から 2 年以内に施行される（参考 1）。

このため、これまでの水産動植物に係る農薬登録保留基準に代わり、生活環境動植物に係る農薬登録基準を定める必要がある。その際には、評価対象動植物を新たに選定するとともに、毒性試験（試験生物種の選定を含む）、ばく露評価及びリスク評価の方法を検討し、農薬登録申請者等に対する周知期間を勘案して、これらを早期に示す必要がある。

### 第 2 農薬の生態影響評価に係るこれまでの取組

#### 1 我が国における取組

##### （1）水産動植物に対する農薬の影響評価の取組

農薬取締法（昭和 23 年法律第 82 号）の下での農薬登録制度では、病害虫・雑草防除等の効果があり、人の健康や環境に対して安全と認められたものだけを農薬として登録し、製造・販売・使用ができるようにしている。農薬登録の際に実施する生態影響評価については、これまで以下のとおり導入、検討を進めてきた。

##### 1) 魚毒性による評価の導入

戦後、水稻を中心とした農薬の開発、普及が進む中で、水田から河川に流出した農薬による水産動植物への被害が発生したことから、昭和 38 年の農薬取締法の改正により、農薬登録審査において水産動植物に対する影響評価を行うことが盛り込まれ、「水田使用農薬であって、コイに対する 48 時間 LC<sub>50</sub>（半数致死濃度）が 0.1ppm 以下<sup>1</sup>で、かつコイに対する毒性の消失日数が 7 日以上であること」等を登録保留基準として定め、魚毒性の強い農薬を規制した。

##### 2) 生態リスクによる評価の導入

それまでの魚毒性のみによる評価では、農薬の水産動植物に対する影響評価としては不十分であるとして、諸外国におけるリスク評価の状況も踏まえ、平成 17 年から、①魚類のほか、甲殻類等と藻類を評価対象に追加、②評価において毒性値とともに環境中での農薬のばく露量を考慮、③水田のほか、畑や果樹園等で使

<sup>1</sup> 10a 当たりの有効成分投下量 > 0.1kg の場合には、（コイに対する 48 時間の LC<sub>50</sub> (ppm)） / （10a 当たりの有効成分投下量 (kg)）が 1 以下

用される農薬を評価対象に追加し、個々の農薬の毒性値と環境中の予測濃度とを比較して、環境中予測濃度（PEC：Predicted Environmental Concentration）が毒性値を超える場合には登録を保留する制度に変更した<sup>2</sup>（参考 2）。

### 3) ユスリカ幼虫試験の導入

ネオニコチノイド系等の殺虫剤では、甲殻類等の種によって感受性の差が大きいことが判明し、従来のミジンコを用いる試験ではリスクを過小評価してしまう可能性が示唆された。このため、平成 28 年度からこれらの殺虫剤については、感受性の高い水生昆虫であるユスリカ幼虫を用いる毒性試験の提出を求め、また、平成 30 年度からは、全ての新規登録を申請する殺虫剤を対象にユスリカ幼虫試験を義務付け、登録保留基準値の見直し、設定を進めている<sup>3</sup>。さらに、改正法に基づく再評価制度が新たに導入されることから、新規登録に加えて再評価の対象となる全ての殺虫剤についてユスリカ幼虫試験の提出を義務付けることとしたところである。

## (2) 水産動植物以外の動植物に対する農薬の影響評価に関する知見の集積

### 1) 農薬の陸域における生態影響評価に関する検討

環境省は、平成 10 年 2 月に「農薬生態影響評価検討会」を設置し、農薬の生態影響評価の在り方について、陸域を含めた技術的な検討を行った（参考 3）。

この検討会報告を踏まえ、陸域動植物の被害事故等の情報や、海外における評価手法等について調査を行い、平成 16 年 3 月に取りまとめを行った<sup>4</sup>。その後も調査を進め、平成 20 年度からはリスク評価技術を開発するための検討を始め、その取組の中で、高次消費者としての生態的地位、農薬の非標的生物、既存情報の有無などの観点から、鳥類を評価対象としたリスク評価手法を開発することとして、平成 25 年 5 月に「鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル」（以下「鳥類マニュアル」という。）を作成・公表し、農薬メーカーにおける自主的な活用を促している。

### 2) ネオニコチノイド系農薬等の陸域における生態影響評価に関する検討

近年、欧米等ではミツバチの減少が問題となり、原因としてネオニコチノイド系農薬に疑いがあるとして規制の動きがある中で、我が国においても農薬により野生のハチやトンボが減少しているのではないかという声があることから、農薬の野生のハチとトンボに対する影響に関する調査研究を進めている。平成 29 年 11 月には、「我が国における農薬がトンボ類及び野生ハナバチ類に与える影響に

<sup>2</sup> 「水産動植物に対する毒性に関す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 11 参考 1）

<sup>3</sup> 「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 中央環境審議会土壤農薬部会農薬小委員会（第 50 回）資料 4）

<sup>4</sup> 「農薬による陸域生態影響評価技術開発調査に関する報告書」（平成 16 年 3 月 社団法人日本植物防疫協会）

ついて（農薬の昆虫類への影響に関する検討会報告書）」が取りまとめられた。報告書では、検討会の提言として、「野生ハナバチ類に対するリスク評価手法について、農林水産省が実施するセイヨウミツバチに対するリスク評価との関係を整理し、国際標準との調和にも留意しつつ検討を進める」とされており、調査検討を進めている。

### 3) 農薬の水域における生態影響評価に関する検討

これまで、水域における生態影響評価については、水産動植物を対象とし、一次生産者では藻類に対する影響評価を行い、推奨試験種として緑藻のムレミカヅキモを用いてきた。しかしながら、これまでの調査により、農薬の種類によっては、他の種類の藻類や維管束植物である水草の感受性の方が高い場合も相当程度あることが示唆されたため、環境省では、平成 28 年度以降も藻類、水草等の感受性差に係る知見を収集し、また、29 年度には水環境における水草の生息実態を調査した。その結果、除草剤では、藻類に比べ水草に高い感受性を示すものがあることが判明し、また、水草は、魚類、甲殻類等の産卵場、餌資源及び生息場として利用されることを確認した。

### (3) 農林水産省におけるリスク管理

農林水産省では、農薬登録申請時に、水産動植物への影響に関する試験以外にも、鳥類、ミツバチ、蚕、天敵昆虫等の有用生物に対する急性影響試験成績の提出を求めている。これらに対する毒性が強い農薬については、製品のラベルに、影響の回避に関する注意事項を記載し、農薬の安全な取扱いを求めている。

表 1 農薬登録申請に必要な水産動植物以外の有用生物への影響に関する試験成績

生物	試験の内容
鳥類	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 強制経口投与試験</li> <li>・ 混餌投与試験</li> </ul>
ミツバチ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 急性経口毒性試験又は急性接触毒性試験</li> <li>・ 急性毒性試験の結果、強い毒性が認められる場合には、ほ場での影響試験</li> </ul>
蚕	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 急性経口投与試験</li> <li>・ 急性経口投与試験の結果、強い毒性が認められる場合には、残毒試験（披験物質を散布した桑葉を蚕に摂食させ残毒期間を経時的に調査）</li> </ul>
天敵昆虫等	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 天敵昆虫等（捕食昆虫類、寄生蜂類、クモ目、捕食性ダニ類等）に対する急性毒性試験</li> <li>・ 急性毒性試験の結果、強い毒性が認められる場合には、ほ場での影響試験</li> </ul>

## 2 海外における取組

### (1) 欧米の取組

欧州においては欧州食品安全機関 (EFSA : European Food Safety Agency) が、農薬の環境への影響評価について、非標的生物種、生物多様性、生態系に受け入れ難い影響を生じさせないことを目的として、陸域では鳥類、ほ乳類、ハチ類、その他の節足動物、ミミズ、土壤微生物、土壤生物、非標的植物、水域では、魚類、無脊椎動物 (甲殻類等)、藻類、水草の毒性試験成績を要求し、ばく露量との比較によりリスク評価を行っている (参考 4)。

一方、米国においては米国環境保護庁 (EPA: The United States Environmental Protection Agency) が、農薬の環境への影響評価について、環境への不合理な悪影響を生じさせないことを目的として、陸域では鳥類、ほ乳類、花粉媒介昆虫 (ミツバチ等)、非標的植物、水域では、魚類、無脊椎動物 (甲殻類等)、藻類、水草の毒性試験成績を要求し、ばく露量との比較によりリスク評価を行っている (参考 4)。

### (2) OECD の取組

OECD では、農薬を含む化学物質の評価のための試験成績の作成手順 (テストガイドライン) の国際的な標準化に取り組んでおり、試験データの妥当性の確保、国際的な試験データの受け入れの促進、不必要な動物実験の回避等に貢献している。生態影響に関するテストガイドラインとしては平成 30 年 11 月 1 日現在において、47 種類のテストガイドラインが策定されている。また、試験成績の信頼性の確保のため、優良試験所基準 (GLP: Good Laboratory Practice) の設定、農薬の評価に必要なデータ様式 (ドシエ) の調和等を行っている (参考 5)。

## 第 3 生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定方法

### 1 生活環境動植物に係る評価対象動植物の選定

#### (1) 基本的考え方

生活環境動植物に係る農薬登録基準を設定するためには、評価対象動植物を選定するとともに、必要な試験方法を明らかにする必要がある。生活環境動植物に係る評価対象動植物の選定に当たっては、人の生活に密接に関係する動植物を対象として、我が国における評価手法に関する知見の集積状況や海外における評価の状況等を踏まえるとともに、改正法に係る国会の附帯決議において「リスク評価手法の早急な確立」と「農薬メーカーの負担への配慮」が指摘されていることを考慮する必要がある (参考 6)。

このため、既に毒性試験方法が確立され、国内外での既存の試験データの活用が期待できるものとして、これまでの国内での知見の集積状況と諸外国における評価状況を踏まえ、

- ・ 諸外国で既に評価に取り入れられているもの
- ・ 我が国において、これまで農薬登録申請時に毒性試験成績が提出されているもの

のうち、

- ・ 国際的な標準との調和を図る観点からも、評価対象生物の評価に用いることができる試験方法が OECD 等による公的なテストガイドラインとして確立されているもの

の中から優先的な評価対象動植物を選定する。

また、リスク評価を行う上で導入が望ましいと考えられる評価対象動植物や毒性試験方法のうち更に調査検討に時間を要するものは、優先的に進めるものとは分け、引き続き必要な検討を進めることとする。

他方、評価対象動植物に関するばく露評価及びリスク評価の方法については、諸外国の評価方法を参考にしつつ、我が国における自然条件や農薬の使用実態等を踏まえ、検討を進める。

## (2) 評価対象動植物

(1) の基本的考え方及びこれまでの水産動植物に係る農薬登録保留基準の設定方法を踏まえ、当面、以下の動植物を対象としてそれぞれの農薬登録基準を設定することが適当である。

1) 水域の生活環境動植物としては、魚類、甲殻類等、藻類を評価対象とする他、魚類、甲殻類等の産卵や生息の場として重要であり、一次生産者の藻類とは農薬による感受性が異なる「水草」について、諸外国で既にリスク評価に取り入れられ、試験方法が OECD テストガイドラインとして確立されていることから、これを新たに評価対象動植物に加え、これらをまとめて「水域の生活環境動植物」としてリスク評価を行い、農薬登録基準を設定する。

2) 陸域の生活環境動植物としては、「鳥類」について、農薬の残留した餌等を通じたばく露により被害が生じるリスクが想定されることから、諸外国では既にリスク評価に取り入れられ、我が国でも、これまで農林水産省において、農薬の経口投与試験データ等の提出が求められてきた。また、環境省において、既に「鳥類マニュアル」としてリスク評価の方法に係る知見の集積があり、農薬メーカーによる自主的なリスク評価も行われていることから、まずは、これを評価対象動植物としてリスク評価を行い、農薬登録基準を設定する。

他方、植物の授粉に重要な役割を果たす花粉媒介昆虫であるハチ類について、欧米等においては農薬による被害のおそれがあるとしてリスク評価、規制が行われ、我が国でも、農林水産省において、養蜂用ミツバチに対する農薬の急性毒性試験データの提出が求められており、さらに、新たなリスク評価の導入についても検討が進められているところである。こうした中、我が国における野生のハチ類についても、最近の調査研究により、農薬の影響を示唆する知見が

得られていることから、今後、養蜂用ミツバチに対するリスク評価との整合にも留意しつつ、野生のハチ類に対するリスク評価の方法についても検討を進め、必要に応じ、評価対象動植物に加える。

## 2 評価対象動植物ごとの農薬登録基準の設定方法

### (1) 水域の生活環境動植物

水域の生活環境動植物のリスク評価は、基本的には現行の水産動植物のリスク評価の方法を踏襲するとともに、藻類、水草等については、(別紙 1)「生活環境動植物の農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱い」を踏まえることとし、以下の方法により農薬登録基準の設定を行うことが適当である。

- ①毒性試験方法は、OECD テストガイドラインに準拠する。
- ②毒性評価における急性影響濃度は、魚類、甲殻类等、藻类等（一次生産者である藻類、水草及びシアノバクテリア）の 3 つに分けてそれぞれ算出する。その際、種類間での感受性差を考慮し、試験種数に応じた不確実係数（1～10）を適用して評価する。
- ③試験生物種としては、全ての農薬について、魚類のコイ又はヒメダカ、甲殻类等のオオミジンコ、藻类等のムレミカヅキモを必須とするほか、殺虫剤については、甲殻类等のユスリカ幼虫、除草剤及び植物成長調整剤については、水草のコウキクサも必須とする。
- ④環境中予測濃度を算出する地点は、現行の水産動植物に対するリスク評価に用いる環境中予測濃度の算定方法を踏襲し、上流の流域面積が概ね 100 平方キロメートルで、流域内の水田が概ね 500 ヘクタール、畑地等が概ね 750 ヘクタールの面積である要件を満たす河川の水中とする。
- ⑤環境中予測濃度の算定に当たっては、農薬の使用条件（水田の止水期間等）、剤型、物理化学的特性を可能な限り反映するとともに、毒性試験に要する評価期間を勘案する。
- ⑥リスク評価は、②の急性影響濃度の最小値を農薬登録基準値とし、この基準値と④の環境中予測濃度を比較して判断する。なお、環境中予測濃度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。
- ⑦リスク評価の結果、環境中予測濃度が農薬登録基準値を超える場合には、水域の生活環境動植物への著しい被害のおそれがあるとする。

### (2) 陸域の生活環境動植物

陸域の生活環境動植物は、動植物によって環境中での農薬のばく露量が異なることから、評価の対象となる動植物ごとにリスク評価を行うことが適当である。その中で、まずは「鳥類」について、(別紙 2)「生活環境動植物の農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて」を踏まえることとし、以下の方法により農薬登録基準の設定を行うことが適当である。

- ①小型鳥類（体重 22g）を評価対象（仮想指標種）とする。

- ②急性毒性試験は、OECD テストガイドライン 223（鳥類急性経口毒性試験）に準拠する。
- ③毒性評価における急性影響摂取量は、毒性試験で得られた結果を基に算出する。その際、鳥種の感受性差を勘案した不確実係数（1 又は 10）を適用して評価する。
- ④農薬の使用に伴う鳥類へのばく露経路のうち、我が国の農薬の使用実態を勘案し、リスクが最も大きいと考えられる餌及び飲水経路の急性影響について評価する。
- ⑤鳥類予測ばく露量は、穀類（水稻）、果実、種子、昆虫及び田面水のいずれかのみを 1 日に摂餌又は飲水すると仮定して算出する。
- ⑥リスク評価は、③の急性影響摂取量を鳥類の農薬登録基準値とし、この基準値と⑤の鳥類予測ばく露量を比較して判断する。なお、ばく露経路が多いことから、簡易に評価ができるよう、農薬の種類によらず、あらかじめ一律に各餌等への農薬の残留濃度、鳥類の摂餌量等を設定し、投下量のみからばく露量を算出できる予測式を用いた初期評価（スクリーニング評価）を行う段階制を採用する。
- ⑦リスク評価の結果、鳥類予測ばく露量が鳥類の農薬登録基準値を超える場合には、陸域の生活環境動植物（鳥類）への著しい被害のおそれがあるとする。

#### 第 4 生活環境動植物に係る農薬登録基準の内容

以上を踏まえ、生活環境動植物に係る農薬登録基準は以下のように考えることが適当である。

##### （1）昭和 46 年農林省告示第 346 号（以下「基本告示」という。）第 3 号及び備考関係

生活環境動植物に係る農薬登録基準は、水域と陸域とではばく露経路が異なることから、それぞれを分けて、以下のように設定することとし、水域においては、これまでの水産動植物に係る農薬登録保留基準を基本的に踏襲することが適当である（参考 7）。

##### 【水域の生活環境動植物】

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に流出し、又は飛散した場合に水域の生活環境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「水域環境中予測濃度」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、当該農薬の使用に伴うと認められる水域の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場合に該当するものとする。

**[備考]**

水域環境中予測濃度は、当該農薬がその相当の普及状態のもとに、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 100 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

**【陸域の生活環境動植物】**

申請書の記載に従い当該農薬を使用することにより、当該農薬が飛散し、若しくは農作物等に残留した場合に陸域の生活環境動植物の被害の観点から予測されるほ場周辺に生息又は生育する当該動植物がばく露する当該種類の農薬の成分の量が、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動植物ごとに定める基準に適合しない場合は、当該農薬の使用に伴うと認められる陸域の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場合に該当するものとする。

**(2) 基本告示第 3 号に規定する「環境大臣の定める基準」関係**

(1) の基本告示第 3 号を受け、新たに設ける水域及び陸域の生活環境動植物の被害防止に係る農薬登録基準（基準値）については、水域においては、これまでの水産動植物の農薬登録保留基準（基準値）を基本的に踏襲して設定するとともに、陸域においては、動植物ごとにリスク評価方法が異なることから、動植物ごとに設定することとし、それぞれ以下のように設定することが適当である（参考 7）。

**【水域の生活環境動植物】**

基本告示第 3 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域環境中予測濃度が、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
○○○	△△μg/l

## 【陸域の生活環境動植物（鳥類）】

基本告示第 3 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鳥類予測ばく露量が、同表の基準値の欄に定める値を超えないこととする。

農薬の成分	基準値
●●●	▲▲mg/kg 体重

（注）なお、鳥類以外の動植物を評価対象動植物に導入する場合には、別途農薬登録基準（基準値）を設定する。

## 第 5 今後の課題

## （1）野生のハチ類の導入について

欧州では、平成 25 年 12 月から一部のネオニコチノイド系農薬等の使用を制限し、ミツバチへのリスクを再評価してきたが、平成 30 年 12 月から 3 剤（イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム）については野外での使用禁止を決定した。また、米国では、平成 27 年 4 月から一部のネオニコチノイド系農薬について、花粉媒介者に対する再評価が終了するまでは新規使用及び適用拡大に係る登録を停止している。

農林水産省では、農薬の養蜂用ミツバチに対するリスク評価を農薬登録制度に導入しようとし、現在、リスク評価の方法を検討しているところであるが、農薬の使用時において巣箱を移動する等の管理ができない野生のハチ類に対する影響を懸念する声がある。

このため、我が国の農薬の使用方法の下で、農薬が野生のハチ類に被害を及ぼすおそれがあるかどうかを評価する方法についても、養蜂用ミツバチにおけるリスク評価方法との整合に留意しつつ、早急に確立し、陸域の生活環境動植物として評価対象に加えられるか検討を行う必要がある。

## （2）長期ばく露による影響評価の導入について

今回の農薬登録基準の設定は、農薬の急性影響の観点から行おうとするものであるが、第 5 次環境基本計画（平成 30 年 4 月 17 日閣議決定）においては、「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」とされている（参考 8）。

農薬が長く環境中に残留することや、繰り返し使用されることによる動植物への慢性影響も考えられることから、農薬の長期ばく露による影響の観点からのリスク評価の必要性や方法について検討を行う必要がある。

### （3）その他の評価対象動植物の選定について

今回、新たな評価対象動植物として、これまでの科学的知見に基づき、水草と鳥類を加えることが適当であるとした。

今後は、（1）に述べた野生のハチ類に関する検討を進めるとともに、その他の動植物に対する環境中での農薬の影響についても、諸外国における評価の状況、我が国における農薬の使用実態等を踏まえつつ、知見の集積を進めることが必要である。

(別紙 1)

## 生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱いについて

### 1 経緯

水産動植物の被害防止に係る農薬登録基準の設定における種の感受性差の取扱いについては、平成 28 年 3 月 3 日中央環境審議会土壤農薬部会農薬小委員会（第 50 回）において、「藻類試験においては、推奨試験種の *Pseudokirchneriella subcapitata*（以下、「ムレミカヅキモ」という。）は、感受性が高い種として知られていたため、当面、不確実係数は 1 として、急性影響濃度を求めている。しかしながら、これまでの調査により、農薬の種類によっては、他の試験種の感受性の方が高い場合も相当程度存在することが示唆された。このため、藻類の感受性差については、引き続き科学的知見を集積し、試験生物種の追加や不確実係数の設定等について、具体的な検討を行うこと」とされた。

このため、平成 28 年度には「農薬水域生態リスクの新たな評価法確立事業」において、藻類、水草等の感受性差に係る知見を収集するとともに、平成 29 年度には「農薬の水生植物に対する影響調査業務」において、水域環境における水草の生息実態調査とともに、欧米の水生植物に対する評価方法の整理を行うなどの検討を行ったところである。

また、平成 30 年 6 月 15 日に農薬取締法の一部を改正する法律（以下、「改正法」という。）が公布され、農薬登録基準の設定における評価対象が、これまでの水産動植物から、生活環境動植物（その生息又は生育に支障を生ずる場合には人の生活環境の保全上支障を生ずるおそれがある動植物をいう。）に拡大され、国会の附帯決議の中で、改正法の施行に当たっては、「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すること」、「農薬メーカーの負担にも配慮すること」とされた。

### 2 新たな知見

#### (1) 除草剤の作用機構分類による藻類等の感受性の種間差

作用機構分類が B、E、F2 の除草剤では、ムレミカヅキモに比べ、コウキクサ、イカダモ、フナガタケイソウでそれぞれ感受性が顕著に高かった。また、それ以外の作用機構分類では顕著な感受性差は明らかでなかった（表 1）が、中にはムレミカヅキモよりも高い感受性を示す種のある除草剤もあった。

表 1 除草剤の作用機構分類別の藻類等の感受性差

作用機構分類※ <sup>1</sup>	調査剤数	ムレミカヅキモに比べ感受性が顕著に高い種※ <sup>2</sup>
アセチル CoA カルボキシラーゼ (ACCase) 阻害【A】	1	顕著な感受性差が明らかでない
アセト乳酸合成酵素 (ALS) 阻害【B】	7	<i>Lemna</i> spp. (コウキクサ<水草>)
光合成 (光化学系 II) 阻害【C3】	1	顕著な感受性差が明らかでない
光化学系 I 電子変換【D】	1	顕著な感受性差が明らかでない
プロトポルフィリノーゲン酸化酵素阻害【E】	6	<i>Desmodemus subspicatus</i> (イカダモ<緑藻>)
白化: 4-ヒドロキシフェニルピルビン酸ジオキシゲナーゼ酵素阻害【F2】	4	<i>Navicula pelliculosa</i> (フナガタケイソウ<珪藻>)
EPSP 合成酵素阻害【G】	1	顕著な感受性差が明らかでない
DHP (ジヒドロプロテイン酸) 合成酵素阻害【I】	1	顕著な感受性差が明らかでない
微小管重合阻害【K1】	2	顕著な感受性差が明らかでない
有糸分裂/微小管形成阻害【K2】	1	顕著な感受性差が明らかでない
VLCFA の阻害 (細胞分裂阻害)【K3】	5	顕著な感受性差が明らかでない
脂質合成阻害 (非 ACCase 阻害)【N】	4	顕著な感受性差が明らかでない
インドール酢酸様活性 (合成オーキシン)【O】	2	顕著な感受性差が明らかでない

出典：平成 23～29 年度「農薬水域生態リスクの新たな評価法確立事業」及び「平成 22 年度農薬の生物多様性への影響評価に資する基礎的情報の収集業務」報告書より作成。

※1 CropLife International (世界農薬工業連盟) の Herbicide Resistance Action Committee による作用機構分類を用いた。

※2 「ムレミカヅキモに比べ感受性が顕著に高い種」とは、調査対象の複数の同系統農薬で同じ試験生物種に対する毒性試験成績が得られたものについて、ムレミカヅキモと他の藻類等一次生産者の毒性値の比の幾何平均値が 3 倍以上の場合 (他の藻類等一次生産者の感受性の方が 3 倍以上高い場合) とした。なお、同一の農薬と試験生物種について、複数の試験結果が存在する場合は最大値と最小値の幾何平均値同士で比較した。

## （２）欧米における藻類等の評価手法

我が国における現行の藻類に対する評価では、全ての農薬に対して 1 種の藻類試験（原則、ムレミカヅキモ）を義務付けた上で不確実係数を 1 としている。

他方、欧州においては、除草剤、植物成長調整剤については、コウキクサ及び藻類の試験データが用いられており、不確実係数については、Tier 1 では EC<sub>50</sub> を不確実係数 10 で除した値、Tier 2 では試験種が 8 種未満の場合は EC<sub>50</sub> の幾何平均値を不確実係数 10 で除した値、試験種が 8 種以上の場合は SSD (Species Sensitivity Distribution: 種の感受性分布) の解析による HC<sub>5</sub> (5% Hazardous Concentration: 5% の種が影響を受ける濃度) を不確実係数 3 で除した値で毒性の評価が行われている。また、米国においては、除草剤及び殺菌剤については、コウキクサ、藻類等の試験データが用いられ、EC<sub>50</sub> の最小値を用いて、不確実係数は 1 とした値で毒性の評価が行われている（表 2）。

表 2 欧米における藻類等の評価手法の概要※<sup>1</sup>

地域	欧州における評価	米国における評価
概要	<ul style="list-style-type: none"> <li>全ての農薬を対象に、緑藻（ムレミカヅキモ等）の試験データが用いられる。さらに、除草剤と植物成長調整剤についてはコウキクサ、緑藻以外の藻類（フナガタケイソウ等）の試験データが用いられる。また、コウキクサに感受性が低いか、底質から根を通した取り込みが予想される場合には、追加でフサモ（<i>Myriophyllum</i>）又はドジョウツナギ（<i>Glyceria</i>）の試験データが用いられる。</li> <li>リスク評価においては Tier 制を採用しており、RAC (Regulatory Acceptable Concentration) &gt; PEC となれば、低リスクと評価される。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>除草剤を対象に、コウキクサ、藻類（<i>Skeletonema costatum</i>、ムレミカヅキモ、フナガタケイソウ）及びシアノバクテリア（アナベナ）、殺菌剤を対象に、コウキクサ及びムレミカヅキモの試験データが用いられる。</li> <li>リスク評価においては Tier 制を採用しており、暴露濃度（PEC に相当）/EC<sub>50</sub> &lt; 1 のときリスクは懸念レベル以下と評価される。</li> </ul>
Tier 1	<ul style="list-style-type: none"> <li>生長阻害試験を行い、濃度反応関係から EC<sub>50</sub> を求める。</li> <li>緑藻、その他藻類（珪藻、シアノバクテリア）及びコウキクサは別々に評価を行う。</li> <li>不確実係数は 10 である。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>限度試験を行い、50%以上の影響が生じるかどうかを確認。影響が生じない場合には、暴露濃度との比較を行わない場合がある。</li> </ul>
Tier 2	<ul style="list-style-type: none"> <li>試験種が 8 種未満の場合は「幾何平均値/10」、試験種が 8 種以上の場合は「SSD の解析から得られた 5 パーセントイル値 (HC<sub>5</sub>) /3」を RAC とする。RAC 算出に当たって、藻類のデータと維管束植物のデータは基本的には分けるが、光合成阻害剤などの場合は混ぜて算出することが可能。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>生長阻害試験を行い、濃度反応関係から EC<sub>50</sub> を求める。</li> <li>リスク評価には、EC<sub>50</sub> のうち、最も低い値を使用する。</li> <li>除草剤は Tier2 の評価が必須。</li> <li>不確実係数は 1 である。</li> </ul>
Tier 3	<ul style="list-style-type: none"> <li>マイクロコスム/メソコスム試験や個体群モデルを用いた個体群動態の解析が行われる。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>フィールド試験が要求される。</li> </ul>

※<sup>1</sup> 原則的には表中の種の試験データが必要であるが、専門家判断により追加要求もしくは免除される場合がある。

出典：「平成 29 年度農薬の水生植物に対する影響調査業務」調査報告書より作成

### （3）水域環境における水草の位置付け

「平成 29 年度農薬の水生植物に対する影響調査業務」により実施した文献調査において、水草は、魚類、甲殻類等の産卵場、餌資源及び生息場として利用されていることを確認した。また、同業務において実施した実態調査においても、文献調査で示されていた水産動植物に対する水草の生態学的有用性を支持する結果が得られた<sup>1</sup>。

## 3 藻類、水草等の取扱いについての検討

2（1）のとおり、ムレミカヅキモが最も感受性の高い種であるとは必ずしも言えないことから、藻類等一次生産者の試験生物種であるムレミカヅキモに対し、不確実係数 1 を適用して基準値を設定する現行の仕組みは改善する必要がある。その際、選択を可能とする試験生物種及び義務付けを行う試験生物種の選定、不確実係数の設定においては、試験生物種の水域生態系における位置付け、感受性差に関する情報を基にするとともに、諸外国の制度も考慮して検討する必要がある。

### （1）試験生物種の追加について

現行の農薬取締法テストガイドラインにおいて藻類等一次生産者で推奨種とされている試験生物種は、水産動植物の藻類に含まれる緑藻のムレミカヅキモとイカダモの 2 種であるが、今後、水産動植物以外の一次生産者に対する農薬の影響評価についても検討する必要がある。新たに試験生物種として追加する場合には、試験方法が確立しており、現行の試験生物種であるムレミカヅキモよりも高い感受性を有する可能性があることが確認されていることも必要である。

このため、追加する試験生物種としては、OECD テストガイドラインに推奨種として掲載され、これまでの環境省の調査により、農薬の種類ごとの感受性差がある程度判明している水草のコウキクサ、珪藻のフナガタケイソウ並びにシアノバクテリアのアナベナ及びシネココッカスを対象とすることが適当である。

---

<sup>1</sup> 「平成 29 年度農薬の水生植物に対する影響調査の概要」（平成 30 年 5 月 15 日 中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会（第 63 回）資料 16）

表 3 試験生物種の特徴等

試験生物種 <sup>※1</sup>	学名 <sup>※2</sup>	分類	特徴
ムレミカヅキモ	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	緑藻	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 緑藻は、水域生態系における一次生産者であり、川海苔など一部、食用利用される。</li> <li>・ これまで水産動植物に係る試験生物種としており、OECD テストガイドライン 201 の試験生物種でもある。</li> </ul>
イカダモ	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	緑藻	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 緑藻は、水域生態系における一次生産者であり、川海苔など一部、食用利用される。</li> <li>・ これまで水産動植物に係る試験生物種としており、OECD テストガイドライン 201 の試験生物種でもある。</li> </ul>
フナガタケイソウ	<i>Navicula pelliculosa</i>	珪藻	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 珪藻は、水域生態系における一次生産者。</li> <li>・ OECD テストガイドライン 201 の試験生物種。</li> <li>・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤、米国では除草剤を対象に試験データを活用。</li> </ul>
シネココッカス	<i>Synechococcus leopoliensis</i>	シアノバクテリア (藍藻)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ シアノバクテリアは、水域生態系における一次生産者、空中窒素の固定等の役割。</li> <li>・ OECD テストガイドライン 201 の試験生物種。</li> <li>・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤を対象に試験データを活用。</li> </ul>
アナベナ	<i>Anabaena variabilis</i> ( <i>Anabaena flos-aquae</i> )	シアノバクテリア (藍藻)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ シアノバクテリアは、水域生態系における一次生産者、空中窒素の固定等の役割。</li> <li>・ OECD テストガイドライン 201 の試験生物種。</li> <li>・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤、米国では除草剤を対象に試験データを活用。</li> </ul>
コウキクサ	<i>Lemna minor</i> <i>Lemna gibba</i>	維管束植物 (水草)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 水草は、水域生態系における一次生産者となる他、魚類・甲殻類の産卵場、生息場としての役割。</li> <li>・ OECD テストガイドライン 221 の試験生物種。</li> <li>・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤、米国では除草剤及び殺菌剤を対象に試験データを活用。</li> </ul>

※1 試験生物種の名称は、OECD テストガイドライン 201 及び 221 に記載されている試験生物種に対する本資料における名称

※2 括弧内は、現在の OECD テストガイドライン 201 に記載されている学名

（2）試験を義務付ける試験生物種について

現行の基準値設定では、藻類のムレミカツキモの EC<sub>50</sub> に対して不确实係数 1 を適用しているが、ムレミカツキモと他の藻類等一次生産者の感受性にどの程度の違いがあるのかを確認するため、ムレミカツキモと他の藻類等一次生産者の EC<sub>50</sub> の比を調べた 111 のデータ（正味 41 除草剤）を用いて、当該除草剤によるムレミカツキモの EC<sub>50</sub> を他の一次生産者の EC<sub>50</sub> で除した値（横軸）をヒストグラムに表した（図 1）。横軸の値が大きいほどムレミカツキモに比べ、他の藻類等一次生産者の方が感受性が高いことを示す。

この結果、ムレミカツキモの感受性の方が高いことを示すデータは全体の約 3 分の 2 で、約 3 分の 1 は他の試験生物種の感受性の方が高いことが確認された。また、19 データ（正味 16 農薬）では横軸の値が 3 倍を上回り、うち 10 データ（正味 10 農薬）では 10 倍を上回る。10 倍を上回ったデータのうち、約半数の 4 データ（正味 4 農薬）はコウキクサのものであった。また、試験生物種ごとにみると、コウキクサ試験が実施された 18 農薬のうち、ムレミカツキモと比較して 10 倍以上の感受性を示した農薬は 4 農薬 (22%) であり、この割合は、他の試験生物種と比較して高い。

以上のように、ムレミカツキモと比較してコウキクサの感受性が高い場合が比較的高い割合で存在し、また、その場合の感受性差は 10 倍以上や 100 倍以上になる場合もあるため、ムレミカツキモ試験において不确实係数の適用のみで基準値の設定を行うことは現実的ではないことから、除草剤及び植物成長調整剤については現行のムレミカツキモに加えてコウキクサの試験成績の提出を義務付けることが適当である。

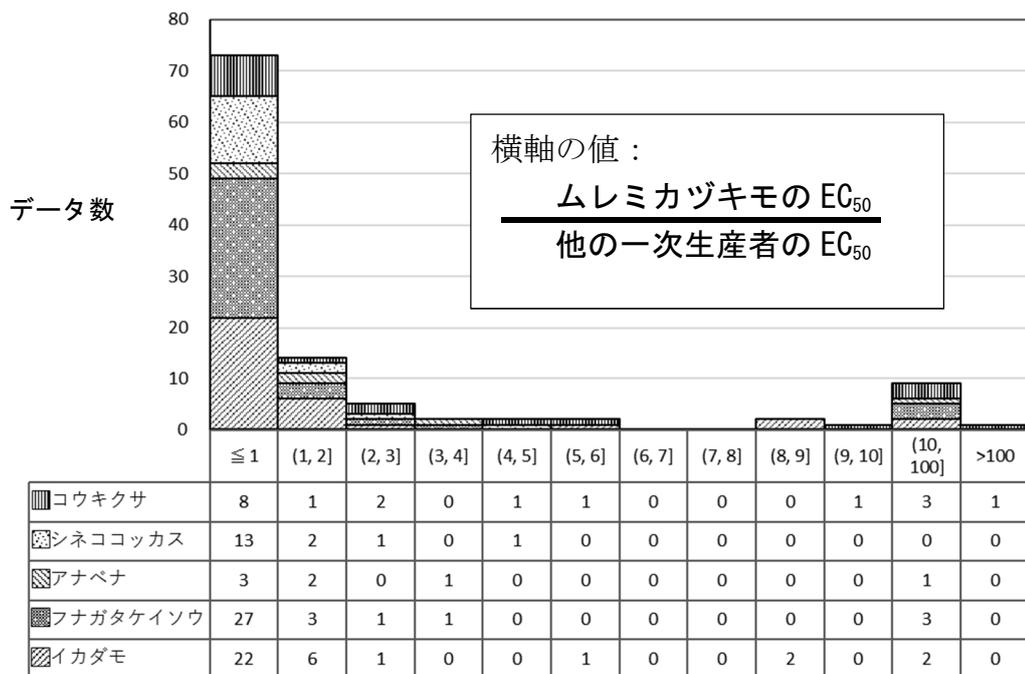


図 1 除草剤に対する各種一次生産者とムレミカツキモの感受性比のヒストグラム

### （3）不確実係数の設定について

改正法により、水域における農薬の影響評価の対象は、水産動植物としての藻類から、それ以外の一次生産者を含む生活環境動植物<sup>2</sup>に拡大されたことにより、全ての農薬に対する基準値設定において、可能なものは既存のデータが活用できるようムレミカヅキモを試験生物種として引き続き義務付けるとともに、一次生産者における種の感受性差を考慮して不確実係数を 10 とすることが適当である。また、除草剤及び植物成長調整剤においては、（2）のとおり、コウキクサを試験生物種として追加で義務付けるとともに、同じく不確実係数を 10 とすることが適当である。

一方、現行の水産動植物の魚類及び甲殻類等に対する影響評価での不確実係数については、「原則として、データを得られた試験生物種数に応じて、統計上の推定信頼区間の変動を利用して定める」<sup>3</sup>としており、この現行の考え方に沿って不確実係数を設定し、試験生物種が 1～2 種の場合は 10、3 種の場合は 4、4 種の場合は 3 とすることが適当である。

また、欧州では不確実係数を 10 としているが、全ての試験データの最小値ではなく幾何平均値を用いており、米国では全ての試験データの中の最小値を用いているが、不確実係数を 1 としていること、シアノバクテリアのシネココッカス及びアナベナについては、他の試験生物種に比べて感受性が総じて低いことを考慮すると、ムレミカヅキモ、イカダモ、フナガタケイソウ、コウキクサの 4 種と、シアノバクテリア 2 種のうちのいずれか 1 種を合わせた 5 種で試験を行う場合は、不確実係数を 1 とすることが適当である。なお、シネココッカス及びアナベナを含む 5 種の場合の不確実係数は 3 とすることが適当である（表 4）。

表 4 試験生物種が 5 種の場合の不確実係数

試験生物種	分類	試験データの有無				
		1	2	3	4	5
ムレミカヅキモ	緑藻	✓	✓	✓	✓	✓
イカダモ		✓	✓	✓	✓	
フナガタケイソウ	珪藻	✓	✓	✓		✓
コウキクサ	水草	✓	✓		✓	✓
シネココッカス	シアノバクテリア	✓		✓	✓	✓
アナベナ			✓	✓	✓	✓
不確実係数		1		3		

注) ✓は、試験データが得られたことを意味する。

<sup>2</sup> 改正法において、「生活環境動植物」とは、その生息又は生育に支障を生ずる場合には人の生活環境の保全上支障を生ずるおそれがある動植物をいうと定義されている。

<sup>3</sup> 「平成 16 年度水産動植物登録保留基準設定検討会」報告（平成 17 年 5 月）別紙 1 「不確実係数の考え方」

#### （４）環境中予測濃度（PEC）の算定について

現行の毒性試験における暴露期間は、甲殻類等のミジンコで 2 日間（48 時間）、藻類で 3 日間（72 時間）、魚類で 4 日間（96 時間）であり、これら試験生物種の毒性値を不確実係数で除した値の中で最小のものを基準値（案）とし、2～4 日間の環境中予測濃度（PEC）の最大値が基準値（案）を超えていないかを確認している。

新たにコウキクサ試験を追加した場合、試験期間が 7 日間（168 時間）と長くなるため、7 日間 PEC の算定方法を設定することが必要である。また、7 日間 PEC の算定値はやや小さくなると推測されることから、現行の取扱いを踏襲し、2～7 日間の PEC の最大値と基準値（案）を比較することが妥当であるかを確認する必要がある。

##### ① 7 日間 PEC の算定方法

現行の水産 PEC の算定方法を踏襲することを基本とするが、非水田における大規模降雨時の地表流出による算定の場合、河川の増水流量の期間が評価期間まで続くとするると 7 日間になるが、増水流量が 7 日間続くケースは少ないと想定されるため、増水流量の期間は最大 4 日間までとし、残りの 3 日間は平水流量として算定する。

##### ② 第 1 段階 PEC ( $PEC_{Tier1}$ )

①の算定方法に基づき、2 日間、3 日間、4 日間及び 7 日間の水田  $PEC_{Tier1}$  及び非水田  $PEC_{Tier1}$  について試算を行った。

その結果、2 日間  $PEC_{Tier1}$  に対する 4 日間  $PEC_{Tier1}$  及び 7 日間  $PEC_{Tier1}$  の割合は、水田  $PEC_{Tier1}$  では 0.93 及び 0.84、非水田  $PEC_{Tier1}$  では 0.50 及び 0.42 となり、登録時に基準値との比較対象となる場合が多い水田  $PEC_{Tier1}$  については、大きな差は見られず、また、非水田  $PEC_{Tier1}$  についても、コウキクサを他の藻類等と分けて評価し、基準値を別に設定することが必要となるほどの顕著な差は見られなかった。

このため、コウキクサの毒性値が基準値（案）の設定根拠となる場合での基準値（案）と比較する  $PEC_{Tier1}$  についても、これまでの藻類の評価と同様に、2～7 日間の  $PEC_{Tier1}$  の最大値と比較することが適当である。

##### ③ 第 2 段階 PEC ( $PEC_{Tier2}$ )

コウキクサの毒性値が基準値（案）の設定根拠となり、より実環境に近い精緻な  $PEC_{Tier2}$  を算定する場合は、評価期間は毒性試験の曝露期間と同じ 7 日間とすることが適当である。その際は、他の試験生物種においても 2～4 日間の  $PEC_{Tier2}$  の最大値が当該試験生物種の急性影響濃度【 $LC_{50}$  又は  $EC_{50}$ /不確実係数】を超過することがないことを確認する必要がある。なお、他の試験生物種において、2～4 日間の  $PEC_{Tier2}$  の最大値が当該試験生物種の急性影響濃度を超過している場合には、2～4 日間の  $PEC_{Tier2}$  の最大値と比較することとし、7 日間の  $PEC_{Tier2}$  は用いないことが適当である。

#### 4 農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱い

以上のことを踏まえ、藻類等（一次生産者である藻類、水草及びシアノバクテリア）の取扱いは以下のとおりとする。

##### （1）藻類等急性影響濃度の算定方法

- 全ての農薬において、藻類等試験は、緑藻のムレミカツキモを必須とし、加えて除草剤及び植物成長調整剤については水草のコウキクサも必須とする。
- 全ての農薬において、任意で追加試験を行うことができるものとし、対象は、水草のコウキクサ、緑藻のイカダモ、珪藻のフナガタケイソウ並びにシアノバクテリアのアナベナ及びシネココッカスとする。
- それらの試験の  $EC_{50}$  のうち最小となる数値を不確実係数で除した値を藻類等急性影響濃度とする。
- 不確実係数は、試験生物種が 1～2 種の場合は 10、3 種の場合は 4、4 種の場合は 3 とし、ムレミカツキモ、イカダモ、フナガタケイソウ、コウキクサの 4 種とシアノバクテリア（シネココッカス又はアナベナ）の 1 種を合わせた 5 種で行う場合は 1 とする。
- 毒性試験は、OECD テストガイドライン 201 及び 221 に準拠して行う。

##### （2）環境中予測濃度（PEC）の算定方法

- コウキクサを試験対象とする場合の 7 日間 PEC の算定は、現行の水産 PEC の算定方法を踏襲することを基本とするが、非水田の地表流出の場合における PEC 算定では、増水流量は最大 4 日間までとし、残りの 3 日間は平水流量を設定して算定する。
- 魚類、甲殻類等、藻類等の急性影響濃度のうち最小値を水域動植物の基準値（案）とし、PEC が基準値（案）を超えていないことを確認する。
- ただし、基準値（案）の設定根拠となる試験生物種がコウキクサで、 $PEC_{Tier2}$  を算定する場合については、他の試験生物種においても 2～4 日間の  $PEC_{Tier2}$  の最大値が当該試験生物種の急性影響濃度を超過することがないことを確認し、7 日間の  $PEC_{Tier2}$  を用いる。

（別紙 2）

## 生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて

### 1 経緯

環境省は、我が国の農薬登録制度における生態影響を評価するシステムを整備するため、平成 10 年 2 月に「農薬生態影響評価検討会」を設置し、農薬の生態影響評価のあり方について検討を行い、平成 11 年 1 月に基本的な考え方を中間報告<sup>1</sup>として取りまとめた。報告では、保全すべき対象として、「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。（中略）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」とされた。

さらに、同検討会は、平成 14 年 5 月に第 2 次中間報告<sup>2</sup>として、我が国における農薬生態影響評価の当面の在り方を取りまとめ、今後の検討課題として、「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」とされた。

環境省では、その後もこうした考え方を踏まえ、農薬による陸域生態影響評価の技術開発調査を進め、平成 20 年度からはリスク評価技術を開発するための検討を行い、その取組の中で、鳥類を評価対象としたリスク評価手法を開発し、平成 25 年 5 月に「鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル」<sup>3</sup>（以下、「鳥類マニュアル」という。）を作成・公表した。しかしながら、農薬取締法による制約があることから、「鳥類マニュアル」は諸外国のような農薬登録制度の中のリスク評価の方法としては位置づけられず、農薬メーカーによる自主的な管理において活用されてきたところである。

平成 30 年 4 月 17 日に閣議決定された第 5 次環境基本計画においては、「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」とされ、農薬については、「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」とされたところである。

<sup>1</sup> 環境庁水質保全局（平成 11 年 1 月）～20 世紀における我が国の農薬生態影響評価の方向について～中間報告

<sup>2</sup> 環境省水環境部（平成 14 年 5 月）～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

<sup>3</sup> 環境省水・大気環境局（平成 25 年 5 月）鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル

こうした中、平成 30 年 6 月 15 日に農薬取締法の一部を改正する法律が公布され、農薬登録基準の設定における評価対象が拡大され、これまでの水産動植物から水産動植物以外の陸域動植物も含めることとなった。鳥類については、諸外国では既に農薬登録制度におけるリスク評価対象に取り入れられており、我が国においても有用生物として毒性試験成績によるハザード評価が行われるとともに、農薬メーカーにおいては自主的なリスク評価が行われてきた。

以上の経緯から、鳥類を生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における評価対象動植物の一つとして検討し、評価方法を確立することとした。

## 2 鳥類の被害防止に係るリスク評価の考え方

### (1) 目的

生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における評価対象動植物の一つとして、農薬が鳥類の生息に著しい被害を及ぼすおそれがある場合に被害を未然に防止するため、鳥類の被害防止に係る農薬登録基準値を設定し、農薬による鳥類へのリスクを評価する。

### (2) 評価対象とする鳥類の考え方

以下の理由から、仮想の小型鳥類（体重 22g<sup>4</sup>）を評価対象（仮想指標種）とする。

- ・ スズメ、メジロ、カワラヒワ等の小型鳥類は、我が国のほぼ全域に分布し、餌や飲み水を通じ、農薬にばく露する機会が生じやすい。
- ・ 毒性試験の供試鳥としては、コリンウズラ（178g）<sup>5</sup>、マガモ（1,580g）<sup>13</sup>等が用いられるが、小型鳥類は、中大型鳥類と比べて体重当たりのエネルギー摂取量及び飲水量が大きくなることが知られており、体重当たりの摂餌量及びばく露量もこれと同様の傾向になると考えられる<sup>6</sup>。
- ・ また、毒性影響に係る補正式（「3 鳥類基準値の設定」を参照）が示すとおり、体重当たりの毒性値も、中型及び大型の鳥類と比べて小型鳥類の方が低くなる（感受性が高い）傾向にある。

### (3) 評価対象とする毒性とばく露経路の考え方

農薬の使用に伴う鳥類へのばく露として、農薬が残留する農作物等の摂餌、田面水等の農薬が残留する水の飲水、粒剤等の誤飲等による経口ばく露、農薬使用時による接触ばく露及び大気中に拡散した農薬を吸入することによる吸入ばく露によるもの等が考えられる。また、餌経路のばく露では、施用した農薬が残留した餌を鳥類が直接摂取することによる影響のほか、食物連鎖を通じての間接的なばく露も

<sup>4</sup> 体重 22g は一般的な小型鳥類であるスズメの平均体重である(出典:清棲幸保(1966)野鳥の事典)。

<sup>5</sup> EPA が 3 の (2) の計算式を用いる際の各鳥種の体重

<sup>6</sup> Defra (Department for Environment, Food & Rural Affairs) (2007) Improved estimates of food and water intake for risk assessment: Research Project Final Report, Project code PS2330

考えられる。しかしながら、これらのばく露経路についてすべての影響を特定し、評価することは極めて困難であるため、欧米においては、このうち、リスクが最も大きいと考えられるばく露経路として、餌経路を共通の評価対象としている。

我が国では、海外のような農薬使用に伴う大規模な野生鳥類の死亡事例の報告<sup>7</sup>はないが、死亡した鳥類の体内から農薬と同じ成分の物質が検出され、農薬が影響している可能性が考えられる事例が一部で見られる<sup>8,9</sup>ことから、急性毒性による被害を評価対象とする。

また、ばく露は摂餌及び飲水によるものを対象とし、我が国の地理的条件や農業事情を勘案し、鳥類が穀類（水稻）、果実、種子、昆虫又は田面水のいずれかだけを摂餌又は飲水すると仮定したシナリオを想定する。これは、いずれのシナリオで予測されるばく露量でも鳥類の毒性試験結果に基づく基準値以下であると評価されれば、複数の組み合わせによる摂餌においてもばく露量は基準値以下であると考えられるためである。

また、ワーストケースを想定するため、評価対象農薬は、適用農作物等に対して最大量が残留する用法で使用されると仮定する。なお、ばく露量を算出するに当たっては、我が国における農薬の使用方法を反映するため、我が国における実測値を基に算定することとする。

#### （４）評価方法の枠組み

鳥類の被害防止に係る評価は、農薬の有効成分ごとに、毒性試験結果に基づく鳥類の被害防止に係る農薬登録基準値（以下、「鳥類基準値」という。）と我が国の農業事情を踏まえて鳥類被害の観点から予測したばく露量（以下、「鳥類予測ばく露量」という。）との比較により実施する。

鳥類の被害防止に係る評価方法の概要を図 1 に示す。

鳥類基準値は、鳥類急性経口毒性試験で得られる半数致死量（以下、「LD<sub>50</sub>」という。）から設定する。

鳥類予測ばく露量は、穀類（水稻）、果実、種子、昆虫又は田面水のいずれかのみを摂餌又は飲水することとしたばく露シナリオのうち評価対象農薬の使用においてばく露が想定されるものを抽出し、摂餌する範囲の農地では評価対象農薬がその用途において一定の割合（普及率）で使用されていると仮定し、餌等ごとに算定する。

<sup>7</sup> Newton, I. (1998) Population limitation in birds. Academic Press, London. 597pp.

<sup>8</sup> 環境省水・大気環境局（平成 25 年 5 月）鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル 48pp.

<sup>9</sup> 埼玉県環境科学国際センター（2013）ニュースレター 第 21 号 3pp. 「ココが知りたい埼玉の環境（12）－野鳥の異常死の原因は？」

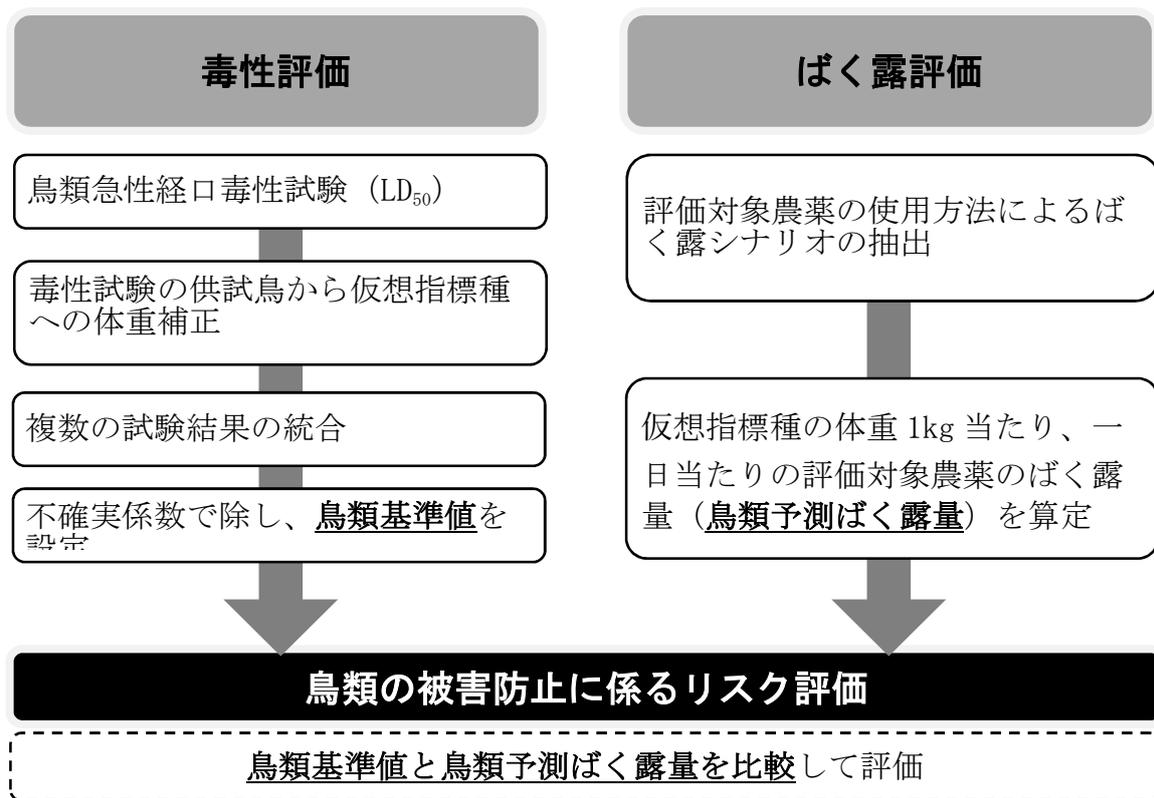


図 1 鳥類の被害防止に係る評価方法の概要

### 3 鳥類基準値の設定

鳥類基準値は、鳥類急性経口毒性試験で得られる LD<sub>50</sub> を、供試鳥から仮想指標種への体重補正を行い、さらに複数の試験結果が得られる場合にあってはそれらの結果を統合し、不確実係数で除すことにより設定する。

なお、鳥類への急性毒性及び亜急性毒性に係る試験（急性経口毒性試験及び混餌投与試験）において、得られた試験結果が試験方法に定められた限度用量において評価対象農薬による影響が観察されないなど、評価対象農薬による鳥類への毒性が極めて弱いと判断される場合にあっては、鳥類への被害防止において「当該農薬の成分物質等の種類等からみて、その毒性が極めて弱いこと等の理由により、安全と認められる場合」に該当することとし、鳥類基準値は設定しないものとする。

#### (1) 鳥類急性経口毒性試験の被験物質、試験方法及び報告事項

##### 1) 被験物質

評価対象農薬の原体を被験物質とする。

##### 2) 試験方法

鳥類経口毒性試験は、原則として OECD (2016) Test No. 223: Avian Acute Oral Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals (以下、「OECD

TG223 (2016)」という。)に示された方法により実施することとする。また、米国 EPA (2012) OCSPP 850.2100: Avian Acute Oral Toxicity Test, Ecological Effects Test Guidelines (以下、「米国 EPA OCSPP 850.2100 (2012)」という。)に示された方法により実施しても差し支えないこととする。

また、今後、新たに実施される試験については、農薬の GLP (Good Laboratory Practice: 優良試験所基準) 制度に基づく試験の実施を求める。

なお、上記ガイドラインによる試験成績のほか、OECD (2010) Test No. 223: Avian Acute Oral Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals、米国 EPA (1996) OPPTS 850.2100: Avian Acute Oral Toxicity Test, Ecological Effects Test Guidelines 又は米国 EPA(1982) Section 71-1: Avian Single-Dose Oral LD<sub>50</sub>, Hazard Evaluation: Wildlife and Aquatic Organisms, Pesticide Assessment Guidelines Subdivision E 若しくはその他 OECD TG223 (2016)に基づき実施された試験と同等の結果が得られると判断される試験方法に基づいて実施された既往の試験成績が存在する場合にあっては、その結果を利用することができることとする。

### 3) 報告事項

試験方法の名称、供試鳥の種名及び体重、LD<sub>50</sub>のほか参照した試験方法に示された報告事項を報告する。

#### (2) 毒性試験の供試鳥から仮想指標種への体重補正

鳥類急性経口毒性試験で得られた LD<sub>50</sub> を、次式<sup>10</sup>により仮想指標種の体重 (22g) 相当の LD<sub>50 Adj.</sub> に補正する。

$$LD_{50 \text{ Adj.}} = LD_{50} \times (AW / TW)^{(X-1)}$$

ここで、LD<sub>50 Adj.</sub> : 仮想指標種の体重相当の LD<sub>50</sub>

AW : 仮想指標種の体重 (Body weight of assessed animal、22[g-b.w.])

TW : 毒性試験の供試鳥の体重 (Body weight of tested animal、[g-b.w.])

X : Mineau *et al.* (1996)<sup>16</sup>によるスケーリングファクター (1.151[-])

注) 上式の単位に付した添え字の b.w.は、Body weight (体重) を指す (以下同じ)。

#### (3) 複数の試験結果の統合

##### 1) 同一種の結果の統合

同一種で複数の LD<sub>50</sub> が得られる場合は、体重補正後の LD<sub>50 Adj.</sub> から幾何平均を求め、当該種の LD<sub>50 Adj.</sub> とする。

<sup>10</sup> Mineau, P., Collins, B. T. and Baril, A. (1996) On the use of scaling factors to improve interspecies extrapolation to acute toxicity in birds. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 24, 24-29pp.

なお、EU では鳥類急性経口毒性試験は基本的に性差がないものとみなされていることから、性差については特に情報がない限り区別しない。性差について区別された情報があれば性別に幾何平均を求めた上で、さらに両性の幾何平均を求めることとする。明確な性差が認識されている場合には感受性の高い性で得られた結果を用いる。

## 2) 複数種の結果の統合

複数種で  $LD_{50}$  が得られる場合は、全ての種の  $LD_{50 Adj.}$  から幾何平均を求め、その値に対して最も感受性が高い種の  $LD_{50 Adj.}$ （種としての  $LD_{50 Adj.}$  の最低値）が、1/10 以上である場合は複数種の  $LD_{50 Adj.}$  の幾何平均を評価対象農薬の  $LD_{50 Adj.}$  とし、1/10 未満である場合には最も感受性が高い種の  $LD_{50 Adj.}$  を評価対象農薬の  $LD_{50 Adj.}$  とする。

## (4) 鳥類基準値の算出

上記(2)により、供試鳥から仮想指標種への体重補正を行い、さらに(3)により複数の試験結果が得られる場合にあってはそれらの結果を統合補正した  $LD_{50 Adj.}$  を、不確実係数で除すことにより、鳥類基準値を設定する。

不確実係数は、原則 10 とし、複数種の統合において最も感受性が高い種の  $LD_{50 Adj.}$  を評価対象農薬の  $LD_{50 Adj.}$  とした場合にあっては 1 とする。

## 4 鳥類予測ばく露量の算定

### (1) 算定方法

鳥類予測ばく露量の算定は、初期評価と二次評価の二段階で行うこととし、初期評価では、ばく露の可能性のあるシナリオごとに、使用方法から算出される最大の使用量（単位面積当たりの散布量）と、農薬の種類によらず一律に設定された単位散布量又は単位使用量当たりの残留濃度（RUD: Residue per unit dose）を用いるなどによって残留農薬濃度を推計し、鳥類予測ばく露量を簡易に算定する。

二次評価では、農薬ごとに実施されている作物残留試験成績等を用いたばく露量の補正、農薬の散布時期と鳥類の餌となり得る時期の関係を踏まえた農薬濃度の減衰、適用農作物等による散布量の違いなどを考慮して残留農薬濃度の検討を行い、その検討結果から鳥類予測ばく露量を精緻化する。

鳥類予測ばく露量は、初期評価及び二次評価とも、ばく露シナリオごとに、次式により算定する。

$$\begin{aligned}
 & \text{鳥類予測ばく露量 [mg-a. i. /day} \cdot \text{kg-b. w. ]} \\
 & = \text{摂餌量又は飲水量 [g-diet/day 又は mL-diet/day]} \\
 & \quad \times \text{評価対象農薬にばく露された餌の割合 [ - ]} \\
 & \quad \times \text{残留農薬濃度 [mg-a. i. /kg-diet 又は mg-a. i. /L-diet]} \\
 & \quad \times \text{単位換算係数 [kg-diet/g-diet 又は L-diet/mL-diet]} \\
 & \quad / \text{仮想指標種の体重 [kg-b. w. ]}
 \end{aligned}$$

注 1) 上式の単位に付した添え字の意味は以下の通り（以下同じ）。

a. i. : Active ingredient (有効成分)、diet : 摂餌量又は飲水量

注 2) 単位換算係数は、0.001[kg-diet/g-diet]又は0.001[L-diet/mL-diet]

注 3) 仮想指標種の体重は 0.022kg-b. w.

## (2) ばく露シナリオ

鳥類への農薬のばく露は、我が国の農業事情を踏まえた鳥類被害の観点から、穀類（水稻）、果実、種子、昆虫を摂餌又は田面水を飲水することによるばく露を評価の対象とする。

ばく露シナリオは、鳥類が水稻、果実、種子、昆虫又は田面水のいずれかだけを摂餌又は飲水すると仮定したシナリオを想定する。

## (3) 評価対象農薬にばく露された餌等の割合及び摂餌量等

評価対象農薬にばく露された餌等の割合及び摂餌量等を表 1 に示す。

現実のほ場群では、水田と非水田が混在し、また、一種類の農薬が相当程度普及した場合であっても同一の種類が一斉に全面使用されるケースは想定されない。水産動植物の被害に係る評価では、環境中予測濃度の算定において農薬の普及率を水田使用農薬で 10%、非水田使用農薬で 5%としており、鳥類の被害に係る評価においてもこの普及率を踏襲することが適当である。

このため、評価対象農薬にばく露された餌の割合は、水稻、水稻の種子及び田面水のシナリオで 10%、果実及び非水田の種子のシナリオで 5%とする。昆虫については、仮想指標種がほ場以外を含む平地で均等に摂餌すると仮定し、森林区域を除く平地面積に占めるほ場面積の割合より、水田が 14%、非水田が 21%とする。さらに、評価対象農薬にばく露された面積の割合として、普及率（水田：10%、非水田：5%）を乗じる（その結果、餌となる昆虫の評価対象農薬にばく露された餌の割合は、水田に使用される評価対象農薬が 1.4%、非水田に使用される評価対象農薬が 1.1%となる）。

なお、ばく露シナリオごとの摂餌量及び飲水量は、我が国での農薬による鳥類のリスク評価法を確立するために、国内で実施した摂餌量調査の結果に基づき設定した。

表 1 評価対象農薬にばく露された餌等の割合及び摂餌量等

シナリオ名	評価対象農薬にばく露された餌等の割合 <sup>1)</sup>	摂餌量及び飲水量 <sup>2)</sup>
水稲単一食	10%	4.4g-diet/day
果実単一食	5%	15 g-diet/day
種子単一食	水田：10%、非水田：5%	4.4 g-diet/day
昆虫単一食	水田：1.4% <sup>3)</sup> 、非水田：1.1% <sup>3)</sup>	6.8 g-diet/day
田面水	10%	3.0mL/day

注 1) 評価対象農薬にばく露された餌等の割合は、当該農薬の普及率として水田使用農薬で 10%、非水田使用農薬で 5% を乗じた値。

注 2) 摂餌量及び飲水量は仮想指標種（体重 22g）としての量であり、環境省が実施した鳥類による調査結果を基に設定した<sup>11)</sup>。

注 3) 昆虫単一食シナリオで餌の昆虫に占める当該農薬にばく露された昆虫の割合は、摂餌場所の面積に対する当該農薬が使用されるほ場面積の割合を基に設定した<sup>12)</sup>。水田及び非水田のいずれにも適用がある農薬においては、両方のばく露量を合算する。

#### (4) 残留農薬濃度

##### 1) 初期評価で用いる残留農薬濃度

###### (ア) 水稲、果実、種子及び昆虫の残留農薬濃度

初期評価における農作物（水稲、果実及び種子）及び昆虫の残留農薬濃度の推定方法及び推定に用いる RUD を表 2 に示す。

初期評価では、残留農薬濃度を、使用方法から算出される最大の単位散布量に、農薬の種類によらず一律に設定された RUD を乗じ、複数回散布する農薬（水稲単一食及び果実単一食）の場合には、さらに表 3 に示す複数回散布係数を乗じることで残留農薬濃度を推計する。

<sup>11)</sup> 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて（案）」（平成 30 年 11 月）第 66 回中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会資料 1・参考資料 1

<sup>12)</sup> 同上資料・参考資料 2

表 2 初期評価における作物及び昆虫の残留濃度の推定方法及び推定に用いる RUD

シナリオ名	残留農薬濃度の推定方法	RUD
水稻単一食	単位散布量[kg-a.i./ha] × RUD × 複数回散布係数	7.33 [(mg-a.i./kg-diet) / (kg-a.i./ha)]
果実単一食	単位散布量[kg-a.i./ha] × RUD × 複数回散布係数	1.63 [(mg-a.i./kg-diet) / (kg-a.i./ha)]
種子単一食	単位散布量[kg-a.i./kg-種子] ×RUD	豆類、とうもろこし及び野菜類: 0.06 [(mg-a.i./kg-diet) / (mg-a.i./kg 種子)]
		直播水稻: 0.006 [(mg-a.i./kg-diet) / (mg-a.i./kg 種子)]
昆虫単一食	単位散布量[kg-a.i./ha] × RUD	2.19 [(mg-a.i./kg-diet) / (kg-a.i./ha)]

注) RUD は、環境省が実施した調査結果、農薬の作物残留試験結果等を基に設定した<sup>13</sup>。

表 3 複数回散布係数

散布回数	1	2	3	4	5	6	7	8	9 以上
複数回散布係数	1.0	1.4	1.6	1.8	1.9	1.9	1.9	1.9	2.0

注) EFSA (2009) Risk Assessment for Birds and Mammals で示された施用間隔 7 日の場合の複数回散布係数を基に作成

(イ) 田面水の残留農薬濃度

田面水中の残留農薬濃度は、水深 5cm (0.05m) の田面水に均一に分散すると仮定し、次式により推定する。

$$\begin{aligned}
 & \text{残留農薬濃度 [mg-a.i./L-diet]} \\
 = & \frac{\text{単位散布量 [kg-a.i./ha]} \times \text{有効成分単位換算係数 [mg-a.i./kg-a.i.]}}{\text{田面水容積 [m}^3\text{/ha]} \times \text{体積換算係数 [L/m}^3\text{]}} \\
 = & \frac{\text{単位散布量 [kg-a.i./ha]} \times 1,000,000 \text{ [mg-a.i./kg-a.i.]}}{0.05 \text{ [m]} \times 100 \text{ [m]} \times 100 \text{ [m]} \div 1 \text{ [ha]} \times 1,000 \text{ [L/m}^3\text{]}} \\
 = & \frac{\text{単位散布量 [kg-a.i./ha]}}{0.5}
 \end{aligned}$$

<sup>13</sup> 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて (案)」(平成 30 年 11 月) 第 66 回中央環境審議会土壤農薬部会農薬小委員会資料 1・参考資料 3

## 2) 二次評価で用いる残留農薬濃度

### (ア) 水稻単一食

評価対象農薬の水稻に係る作物残留試験の測定結果(平均残留濃度が最大となるもの)を用いて、農薬散布直後の残留農薬濃度を次式により推計する。なお、複数回散布される剤では、最終散布の直後から濃度を測定することとされているため、表 3 に示す複数回散布係数の補正を行う必要はない。

$$\begin{aligned} & \text{残留農薬濃度 [mg-a. i. /kg-diet]} \\ & \text{水稻に係る作物残留試験における評価対象農薬の残留濃度 [mg-a.i./kg-diet]} \\ = & \frac{\quad}{\left[ \frac{1}{2} \right]} \quad \left( \text{作物残留試験における散布後経過日数} / DT_{50} \right) \end{aligned}$$

注)  $DT_{50}$  は評価対象物質の半減期 [day] を意味する。

ここで、評価対象農薬の水稻に係る作物残留試験における半減期 ( $DT_{50}$ ) が不明な場合にあつては、10 日を実測値に代えて用いるものとする。

### (イ) 果実単一食

鳥類は主に人が食べるのと同程度に熟した果実を摂餌する傾向にあるため、評価対象農薬の果実に係る作物残留試験で得られた収穫時の結果(露地栽培のもののうち、平均残留濃度が最大となるもの)を用いる。なお、複数回散布される剤では、最終散布の直後から濃度を測定することとされているため、表 3 に示す複数回散布係数の補正を行う必要はない。

$$\begin{aligned} & \text{残留農薬濃度 [mg-a.i./kg-diet]} \\ = & \text{果実に係る作物残留試験における評価対象農薬の収穫時の残留濃度 [mg-a.i./kg-diet]} \end{aligned}$$

### (ウ) 種子単一食

評価対象農薬について、想定される使用方法のとおり処理した種子(水稻以外の作物は、大豆で代表させても良い。)を播種し、出芽時・外皮がない状態での残留濃度を実測して、残留農薬濃度とする<sup>14</sup>。

### (エ) 昆虫単一食

評価対象農薬に係る土壤残留試験成績を用いて、土壤残留試験における評価対象農薬の散布直後の残留濃度が昆虫の残留農薬濃度と等しいとして推定する。

<sup>14</sup> 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて(案)」(平成 30 年 11 月) 第 66 回中央環境審議会土壤農薬部会農薬小委員会資料 1・参考資料 4

残留農薬濃度[mg-a.i./kg-diet]

= 土壤残留試験における評価対象農薬の散布直後の残留濃度[mg-a.i./kg-soil]

注) 上式の単位に付した添え字のうち、soil は土壤 (乾土) であることを意味する。

#### 【土壤残留試験法の違いによる補正】

前述の推定は鳥類マニュアル作成時の土壤残留試験結果等に基づくものであるが、鳥類マニュアル作成後に土壤残留試験の方法が改正されている。このため、平成 29 年 3 月 31 日に改正された「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) 及び『「農薬の登録申請に係る試験成績について」の運用について」(平成 13 年 10 月 10 日付け 13 生産第 3986 号農林水産省生産局生産資材課長通知) に基づく方法で土壤残留試験を実施した場合にあっては、以下の補正を行った値を用いることとする。

- 使用する試験成績：評価対象農薬の散布直後の表層から 10cm の深さまでの土壤の残留濃度
- ほ場条件による補正：作物を栽培している試験ほ場で試験を実施していたものから、作物を栽培しない裸地で試験を実施することとなったことに対応する補正として、0.6 を乗じた値<sup>15</sup>を残留農薬濃度とする。
- 複数回散布に係る補正：複数回の使用が認められる農薬について、通常の農薬の使用方法に基づく複数回散布処理ではなく、使用方法に定められた散布量の 2 倍量を 1 回のみ処理することとなったことに対応する補正として、土壤残留濃度にさらに以下の補正を行う。

$$C_{soil-estimate} = \frac{C_{soil-test}}{2} \times \sum_{i=1 \sim n} \left[ \frac{1}{2} \right]^{(i-1) \times m / DT_{50}}$$

注) 数式中の記号の意味は以下のとおり。

$C_{soil-estimate}$  : 使用方法に定められた散布量及び散布回数での土壤残留濃度の推計値 [mg-a.i./kg-soil]

$C_{soil-test}$  : 使用方法に定められた散布量の 2 倍量を 1 回だけ散布した際の土壤残留濃度 [mg-a.i./kg-soil]

$n$  : 散布回数 [ - ]

$m$  : 散布間隔の日数 [day]

$DT_{50}$  : 土壤残留試験で求められる土壤残留濃度の半減期 [day]

#### (オ) 田面水

水質汚濁性試験成績で測定された田面水濃度 (施用直後又は 1 日後のうち、いずれか高い方) を用いる。

<sup>15</sup> 「平成 29 年 2 月 2 日開催、農業資材審議会農薬分科会 (第 16 回)、資料 4-3 土壤残留に係る農薬登録保留基準のほ場試験の見直しに関する農薬取締法第 16 条第 2 項に基づく農業資材審議会への意見聴取の概要」に示された平成 18 年度環境省農薬残留対策総合調査で得られた栽培作物の有無で土壤残留濃度を比較した結果のうち、栽培作物がある場合の土壤残留濃度に対する栽培作物がない場合の残留濃度の比の最大値が 0.6 であったことから、その値を乗じることとした。

## 5 鳥類の被害防止に係るリスク評価

### (1) リスク評価の方法

鳥類の被害防止に係るリスク評価は、鳥類予測ばく露量と鳥類基準値との比較により行う（図 2）。

初期評価では、ばく露の可能性のある全てのシナリオについてそれぞれ評価する。

二次評価は、初期評価において鳥類予測ばく露量が鳥類基準値を超過したシナリオについて実施する。

二次評価において、鳥類予測ばく露量が鳥類基準値を超過する場合は、当該農薬については、鳥類への著しい被害のおそれがあるとする。

鳥類予測ばく露量 > 鳥類基準値 となる場合	初期評価 → 二次評価を実施
	二次評価 → 登録できない

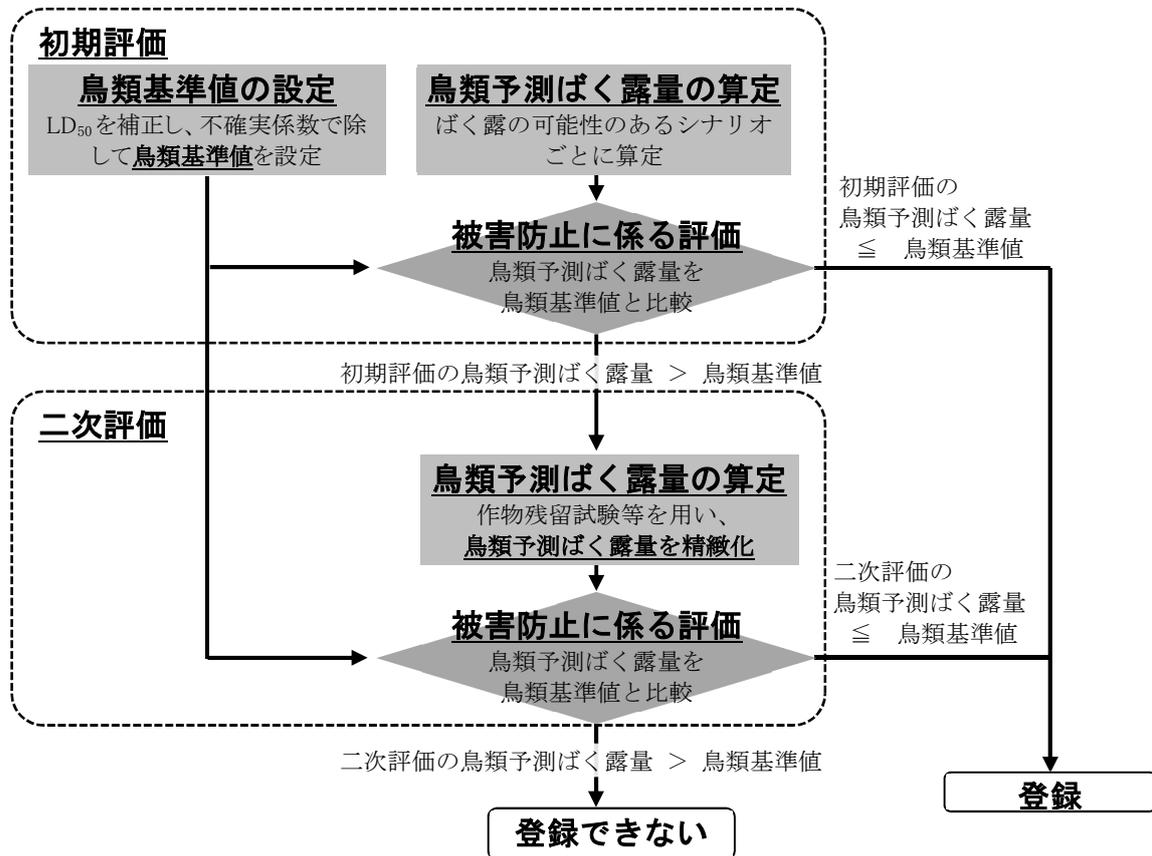


図 2 鳥類の被害防止に係るリスク評価の手順

### (2) 鳥類の被害防止に係るリスク評価の対象から除外する農薬

鳥類のばく露が想定されない等の理由から、鳥類の被害防止に係るリスク評価の対象から除外することができる農薬は以下の通りとする。

## 1) すべてのばく露シナリオについてリスク評価の対象から除外する農薬

適用農作物等及び使用方法が、以下の条件のいずれかに当てはまる農薬はリスク評価の対象から除外する。

(ア) いずれの適用農作物等及び使用方法においても、鳥類が当該農薬にばく露するおそれがないもの。

- ① 誘引剤等の成分物質が封入された状態で使用されるもの
- ② 可食部以外の適用農作物等へ塗布し、又は適用農作物等の樹幹への注入することによって使用されるもの
- ③ 倉庫、ビニールハウス等の施設内でのみ使用されるもの

(イ) 摂餌等を介した経口ばく露のおそれが極めて低いもの

- ① ほ場処理又は苗床処理等に使用される土壤くん蒸剤
- ② 鳥類の忌避を目的として使用されるもの

## 2) 特定のばく露シナリオについてリスク評価の対象から除外する農薬

適用農作物等及び使用方法が、以下のばく露シナリオごとに挙げた条件のいずれかに当てはまる農薬は、当該ばく露シナリオについてはリスク評価の対象から除外する。

(ア) 水稻

- ① 水稻への適用がないもの
- ② 水稻への適用について、出穂後の適用がないもの又は可食部（もみ）への残留が想定されないもの

(イ) 果実

- ① 果樹への適用がないもの
- ② 果樹への適用について、収穫前 21 日から収穫直前までの適用がないもの又は果実への残留が想定されないもの

(ウ) 種子

- ① 種子処理に使用されないもの
- ② 稲の浸種前又は浸種時に使用されるもの
- ③ 小さい種子（200 粒/g 以上）の処理に使用されるもの<sup>16</sup>

(エ) 昆虫

- ① 製剤の剤型が、昆虫が直接ばく露するおそれの少ない剤型に限られるもの（粒剤等）
- ② スポット処理等、限定された範囲に処理するもの

(オ) 田面水

水田において使用されないもの（当該農薬が水田において入水 15 日以前及び

<sup>16</sup> 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて（案）」（平成 30 年 11 月）第 66 回中央環境審議会土壤農薬部会農薬小委員会資料 1・参考資料 5

収穫後の水田水が存在しない状態で使用される場合を含む。)

### 3) その他ばく露が想定されないことが合理的な理由において明らかであることからリスク評価から除外する農薬

上記以外の使用方法において、鳥類へばく露しない又は極めて少ないことの合理的な理由がある農薬は、リスク評価の対象から除外する。

## 6 今後の課題

本リスク評価の方法は、鳥類マニュアルをベースとし、検討時から課題とされている点や、農薬メーカーが自主的な評価を実施する中で課題となった点があることから、これらの点について検討を加え、見直しを行う点と中長期的に検討を行う点を明らかにしつつ、とりまとめたものである。

検討の過程で中長期的な検討を行うこととされた点は以下の通りである。これらについては本リスク評価の方法に基づく評価の実施状況及び農薬による鳥類への被害の状況等を踏まえつつ、必要に応じて知見を充実させるとともに、それを踏まえ評価の方法を見直すための検討が必要である。

### (1) ばく露評価で用いた摂餌量（特に果実）及び農薬残留濃度（特に昆虫）に関する知見の集積

摂餌量及び残留農薬濃度は、我が国での農薬による鳥類のリスク評価の方法を確立するために国内で実施した調査の結果を基に設定しているが、調査実施上の様々な制約から、限られた結果に基づき設定しているものがある。

特に、果樹単一食の摂餌量は、特定の供試鳥による結果を基に設定された値であることから知見の拡充が求められる。また、昆虫の残留農薬濃度は、土壤の残留農薬濃度との相関がみられたことから土壤残留試験成績から設定しているが、昆虫の残留農薬濃度と土壤の残留農薬濃度との関係性について更なる検証が必要である。

### (2) 鳥類への農薬のばく露量を確認するためのモニタリング方法の確立

鳥類予測ばく露量に不確実性が含まれることから、環境中のモニタリング調査を行う必要があると考える。

しかしながら、鳥類への評価対象農薬のばく露量を直接的にモニタリングすることは、水域のモニタリングと異なり困難であり、自然環境中に生息する鳥類を捕獲してその体内濃度や胃の内容物中の濃度を測定することは、捕獲した個体にその種を代表させることが困難であることや、野生鳥獣保護の観点からも、ばく露量を把握するためのモニタリング方法としては適当ではない。

このため、鳥類予測ばく露量を算定する諸条件が適当であるかを検証するためのモニタリング調査方法等についての検討が必要である。

### (3) 慢性毒性（特に繁殖毒性）による被害防止に係る評価手法の検討

本リスク評価の方法は、急性毒性による被害を当面の評価対象としているが、長期の反復ばく露による慢性毒性についても検討を行う必要がある。

欧米ではすでに、農薬の登録に際し、繁殖毒性等に係るリスク評価が実施されており、我が国においても、鳥類の高次消費者という生態学的位置づけも勘案し、我が国における農薬の使用実態を踏まえつつ、特に繁殖毒性についてもリスク評価の実施が必要であるかを検証するとともに、我が国の農村環境等に即した評価手法についての検討が必要である。