



(お知らせ)

「鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル」について

平成 24 年 7 月 5 日 (木)
環境省水・大気環境局
土壌環境課農薬環境管理室
代表：03-3581-3351
直通：03-5521-8311
室長：西嶋 英樹 (内線 6640)
補佐：吉川 圭子 (内線 6642)

環境省は、この度、「鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル」を策定いたしました。また、併せて、平成 24 年 4 月 16 日 (月) から 5 月 15 日 (火) まで行った「鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル(案)」に対する意見募集(パブリックコメント)の結果を公表します。

1. 背景

環境省では、農薬による陸域生態系への影響について、リスク評価・管理の手法を確立するため、平成 20 年度から「農薬による陸域生態リスク評価・技術開発調査」を実施し、陸域生態系への農薬影響の評価の在り方等を検討してきました。

今般、これまで行ってきた調査検討及び平成 24 年 4 月 16 日(月)から 5 月 15 日(火)まで行った意見募集(パブリックコメント)で提出された意見を踏まえ、「鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル」(以下「暫定マニュアル」という。)を策定いたしました。

2. 「鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル」について

取りまとめられた暫定マニュアルは、別添のとおりです。

この暫定マニュアルは、農薬開発企業が、農薬の開発段階から鳥類への農薬の影響に適切に配慮した自主的取組を行えるよう、鳥類に対する農薬リスク評価・管理の具体的なツールを提供するために作成したものです。鳥類への農薬リスクを低減するため、幅広く御活用くださいますようお願いいたします。

3. 「鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル(案)」に対する意見募集(パブリックコメント)の結果について

いただいた意見及びこれに対する考え方については、以下の URL を御参照ください。
鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル(案)に対する意見の募集について

<http://www.env.go.jp/info/iken/h240515a.html>

添付資料

鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル

関連 Web ページ

鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル

<http://www.env.go.jp/water/noyaku.html>

鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル

環境省水・大気環境局土壌環境課農薬環境管理室

平成 24 年 7 月

鳥類の農薬リスク評価・管理手法暫定マニュアル

目次

| | |
|--|----|
| 第1章 はじめに | 1 |
| 第1節 マニュアルの作成経緯 | 1 |
| 第2節 鳥類に対する農薬の影響 | 2 |
| 第3節 マニュアルの目的 | 3 |
| 第4節 マニュアルの位置づけ、期待される活用方法 | 3 |
| 第2章 鳥類に対する農薬リスク評価の枠組み | 5 |
| 第1節 農薬リスク評価の基本的考え方 | 5 |
| 1 リスク評価手法開発の目標 | 5 |
| 2 リスク評価手法の開発に当たっての前提条件 | 5 |
| 3 リスク評価手法の開発に当たって考慮すべき我が国の農業事情 | 5 |
| 4 リスク評価の指標種 | 6 |
| 第2節 農薬リスク評価の枠組み | 6 |
| 第3節 鳥類に対する農薬リスク評価・管理の対象とする農薬（原体） | 9 |
| 第3章 鳥類に対する農薬ばく露評価 | 11 |
| 第1節 ばく露評価に用いる農薬ばく露シナリオ | 11 |
| 第2節 農薬ばく露量の具体的推計方法 | 12 |
| 1 初期評価 | 12 |
| 2 二次評価 | 18 |

| | |
|-------------------------------|-----------|
| 第3節 農薬ばく露量評価..... | 20 |
| 第4章 鳥類に対する農薬毒性評価 | 21 |
| 第1節 基本的考え方..... | 21 |
| 第2節 農薬毒性評価に用いる試験種..... | 21 |
| 第3節 試験方法..... | 21 |
| 第4節 農薬毒性評価の方法..... | 22 |
| 第5章 鳥類の農薬リスク評価 | 24 |
| 第1節 基本的考え方..... | 24 |
| 第2節 評価手順..... | 24 |
| 第6章 鳥類の農薬リスク管理 | 25 |
| 第1節 リスク管理措置の検討..... | 25 |
| 第2節 具体的なリスク管理措置の例..... | 26 |
| 第3節 粒剤のハザード評価及びリスク管理措置..... | 27 |
| 第7章 今後の課題 | 29 |
| 引用文献 | 30 |
| 略語集 | 30 |
| 資料編 | 31 |

第1章 はじめに

第1節 マニュアルの作成経緯

これまで農薬は、農作物を病害虫・雑草から防除するために必要な資材として、農業生産の安定化や農作物の品質向上、農作業の省力化に大きく貢献してきた。その一方で、農薬は、農作物等に散布するなど開放系で使用されるため、農作物や農業従事者への影響だけではなく、水域等の環境や生態系へ広範な影響を及ぼす可能性があり、その影響に対して国民から大きな関心が持たれてきた。一方、これまで環境省では、農薬による環境への影響を低減させるため、水質や水域生態系に対する農薬の影響を評価し、農薬のリスクを低減する取組を推進してきた。

しかしながら、陸域生態系に対する農薬のリスク評価・管理については、一部の有用生物を対象に行われているだけで、第3次環境基本計画の中でも、水域以外の生態系の保全のための影響評価手法等が必ずしも十分に確立されているとは言えず、農薬の陸域生態影響評価手法について検討が必要とされていた。

このため、環境省では平成20年度より「農薬による陸域生態リスク評価技術開発調査」を実施し、専門家からなる検討会を設置し、陸域生態系への農薬影響の評価の在り方、欧米の評価手法の調査、我が国に適用が可能な評価手法などの検討を行ってきた。その結果、地理的条件に加え、農地が分散錯^ほ圃の状態である等、我が国の農業事情が欧米と大きく異なることから、欧米の評価手法をそのまま適用するのではなく、それらの考え方を踏まえ、我が国の生態系や農業事情を反映した陸域生態系に対する農薬のリスク評価手法を新たに開発することとした。

陸域生態系といってもその範囲は広く、含まれる生物種も多いが、ここでは高次消費者に位置づけられる生態的地位、農薬の非標的生物であること、既存情報の有無などの観点から、鳥類を評価対象としてリスク評価手法を開発することとした。また、我が国において農薬開発企業は農薬登録に際し鳥類急性毒性試験を実施していることから、その結果を活用することで、鳥類に対する農薬リスク評価手法を早期に開発することが可能と考えられた。

このように本マニュアルは、陸域生態系の生物の代表として、鳥類に対する農薬のリスク評価・管理を行う指針として取りまとめたものである。また、本マニュアルは、現時点の知見に基づき作成したことから、いくつかの検討課題がある。したがって、科学的知見の進歩、情報の集積とともに、必要に応じて改定されていくべきものである。

第2節 鳥類に対する農薬の影響

1 海外における農薬による鳥類の死亡事例

海外においては、過去に農薬による大規模な鳥類死亡事例が報告されている。そのうち、カーバメート系殺虫剤であるカルボフランに関する事例は、粒剤の摂食等により、年間200万羽以上の鳥類が死亡したと考えられている(Newton, 1998)。その他、有機塩素系農薬では、DDD、アルドリン、ディルドリン、エンドリン等で、有機リン系農薬では、モノクロトホス、カルボフェノチオン、フェンチオン、フェンスルホチオン等で、比較的大規模の鳥類死亡事例が報告されている(資料3を参照。)

これらの農薬の多くは、我が国において使用された実績がないか、既に失効している農薬である。また、事故事例の多くが、1990年代以前のものであり、近年においては、事故事例やその規模は減少傾向にある(環境省, 2004)。

2 我が国における農薬による鳥類の死亡事例

我が国においては、農薬の野生鳥類への影響について、必ずしもその実態が網羅的に把握されている訳ではないが、野生鳥類に対して農薬が大きな被害を及ぼすという明確な科学的知見はない。

一方、環境省では化学物質環境実態調査等の中で、農薬を含めた化学物質の野生生物への影響を把握するため、鳥類への残留が懸念される過去に使用された農薬を中心に残留実態を調査している(現在の登録農薬6剤を含む。資料4を参照。)。その結果を概観すると次のような傾向となっている。

鳥類から検出された農薬のほとんどは、我が国では過去に登録が失効した農薬である。

その多くは有機塩素系農薬で、特に DDT 代謝物が高い濃度で検出されている。

猛禽類などの鳥類では残留濃度が比較的高い傾向にあり、食物連鎖を通じて体内へ蓄積したことが疑われる。

現在登録されている農薬に対する調査事例は多くないが、極めて低濃度ではあるが、トリフルラリンが鳥類で検出された例がある。しかしながら、毒性値を勘案すると、トリフルラリンが死亡原因とは考えられず、また、他の農薬は検出されていない(トリフルラリンの検出最大値 0.012 ppm に対して、ボブホワイトウズラの LD₅₀ は >2,000 ppm (農薬ハンドブック((社)日本植物防疫協会、2011)より))。

また、農薬(又は防疫用薬剤)が関係するとして報道、研究発表等がなされた野生鳥類の死亡事例を調査したところ、新聞報道などからこの15年間で約70事例ほどが明らかになっている(資料5を参照。)。これらの事例

においては、農薬の定量分析が行われているものはまれで、定性分析されたものが多く、また、発生原因の解明が行われていないものが多い。また、通常の営農に伴う農薬の適正な使用によって鳥類が死亡したと推定される事例はなかった。一方、農薬による急性毒性による中毒死であると結論されたものも見られ、それらは、原因が毒餌をまいたと推定されたものや農薬の使用基準が遵守されていなかったものが多い。

このため、農薬使用者に対して、農薬の正しい使用方法や適正な保管について周知徹底することで、農薬による鳥類の死亡事例の多くは回避が可能であると考えられる。なお、慢性毒性による野生個体群への影響については知見は更に乏しく、影響が懸念されているという程度にとどまっている。

第3節 マニュアルの目的

我が国では、通常の営農に伴う農薬の適正な使用によって鳥類が死亡したと推定される事例は確認されないため、現時点では鳥類に対する農薬の影響は、国としてリスク管理措置を講じなければならないレベルにはない。しかし、我が国において、海外で発生したような鳥類の死亡事故が発生しないように、農薬のリスクを適正に管理することが必要である。

そのため、本マニュアルは、農薬開発企業が、農薬の開発段階から、鳥類への農薬の影響に適切に配慮した自主的な取組を行えるよう、農薬に対する鳥類のリスク評価・管理について農薬開発企業向けの具体的なツールを提示することを旨とした。

具体的には、農薬開発企業が、自ら鳥類に対する農薬リスク評価・管理を実施できるよう、農薬登録の際に取得されている鳥類急性毒性値を毒性評価に用いて、それを我が国の農業事情を踏まえたばく露評価と比較して、農薬の鳥類へのリスクを適正に評価するツールを提示するとともに、その評価結果を踏まえて、具体的なリスク低減対策（リスク管理措置）を自ら講じるための具体的な手順を提示することを目的としている。

なお、これらの取組は、農薬による陸域生態リスクを低減させる方策を行政において検討する際の参考にもなると考えられる。

第4節 マニュアルの位置づけ、期待される活用方法

本マニュアルは、農薬開発企業が自社で開発する農薬に対して鳥類リスク評価・管理を行うためのツールとして活用されることを想定している。具体的には、農薬開発企業が保有するデータを活用して、自らが当該農薬についてリスク評価を行い、その結果を踏まえて、講ずべきリスク低減対策を提示した対応策から選択することにより、農薬開発企業がリスク管理をできるような手引きとして活用されることを想定している。

また、情報は国民がアクセスできるような形で公開されることが期待されていることから、本書で示した方法で農薬開発企業が試算したリスク評価の結果と講じたリスク低減対策については、何らかの形で公表することが望ましい。また、行政においても、農薬開発企業が公表したものを十分確認して、鳥類に対する農薬の影響についてフォローしていく必要がある。

なお、本マニュアルについては、鳥類に対する農薬ばく露評価のシナリオのうち、一部のばく露シナリオ中の推計方法がデータ不足のため確立していないことから、暫定マニュアルとしている。来年度以降、データ収集を行った上で、すべてのばく露シナリオを完成させたマニュアルにすることとしている。

第2章 鳥類に対する農薬リスク評価の枠組み

第1節 農薬リスク評価の基本的考え方

1 リスク評価手法開発の目標

我が国の農地を含む農村環境に生息し、農地も餌場として利用している鳥類を対象に、営農により、その個体群の保全に支障が生じないように、農薬の影響を現状より低減することを当面の目標として、リスク評価手法を開発することとした。

なお、鳥類は高次消費者に位置づけられ、農薬の標的生物ではないことから、陸域生態系に対する農薬のリスク評価の対象種として適切であると考えた。

2 リスク評価手法の開発に当たっての前提条件

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はないが、一部ではあるが急性毒性と見られる鳥類の死亡事例が見られることから、個体群の保全のためには、まずはこのような死亡事例を減少させることを目標に、短期間のばく露による急性影響を評価対象とした。具体的には、農薬登録に際し農薬開発企業が実施している鳥類強制経口投与試験（急性経口毒性試験）の結果を活用し、それを我が国の農業事情を踏まえたばく露評価の結果と比較することにより、リスク評価を行うこととする。

リスク評価手法の開発に当たっては、使用基準を遵守して適正に使用された農薬による鳥類の死亡事例は、国内では確認されていないことに留意するとともに、海外では農薬の通常の使用に伴う死亡事例が報告されていることから、このような農薬については高リスクであることが適正に判定されるような評価方法にする必要があると考えられる。

3 リスク評価手法の開発に当たって考慮すべき我が国の農業事情

「～21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（平成11年1月（環境省）」では、「我が国における農薬の生態影響評価のあり方を検討するに当たっては、欧米各国の考え方や採用されている方式を機械的にそのまま導入するのではなく、以下に示す我が国特有の生態系の成立条件を十分踏まえた上で、我が国に適した評価システムを確立するものでなければならない。」と述べている。鳥類に対する農薬リスク評価手法の開発に当たっても、特に以下の点で、我が国と欧米の地理的条件及び農業事情には大きな違いがあることに留意して検討を行った。

地理的条件と土地利用の違い

我が国の地形は傾斜地が多く、大きな平野は少ない。また、国土の2/3を森林が占め、農地は約13%である。その農地の過半は水田であり、ほ場の規模は小さく、農地以外に住宅地等の土地利用と混在している分散錯圃となっているのが一般的である。このため、我が国では、鳥類は農地以外にも住宅地、荒れ地等の多くの場所を活用して生息しており、欧米と異なり農業活動の場所でのみ生息するケースはほとんど考えられない。

農薬散布に係る営農実態の違い

我が国は、比較的容易にかんがい用水が得られる気象条件を反映し、農薬散布に係る営農実態が欧米と大きく異なる。具体的には、欧米では農薬の少量・濃厚散布が通例であるのに対し、我が国では一部の例外を除き、低濃度・多水量散布が通例となっている。

4 リスク評価の指標種

鳥類に対する農薬リスク評価手法の開発に当たっては、生態系の代表的な種として、次の観点からスズメ (*Passer montanus*) を主な指標種と想定している。

- 我が国の一般的な鳥種であり、また、農村地域にも多く見られるとともに、農作物被害状況統計 (H20) によると、稲について、最も被害量が多いのはスズメであり、農作物を食餌として摂取する割合が高いと想定されること。
- 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こと (Defra, 2007)。また、毒性影響に係る補正式 (第4章第4節1参照。) が示すとおり、体重当たりの毒性値も、中・大型鳥類と比べて小型鳥類の方が低くなる (感受性が高い) 傾向にあること。
- 摂餌形態が比較的限定されていること。
- リスク評価に必要な各種データの取得が可能であること。

第2節 農薬リスク評価の枠組み

鳥類に対する農薬リスク評価は、我が国の農業事情を踏まえて試算されるばく露量評価 (第3章参照。) と室内試験による毒性評価 (第4章参照。) との比較により行うものとする (第5章参照。)。なお、農薬の原体ごとにリスク評価を行うこととする。

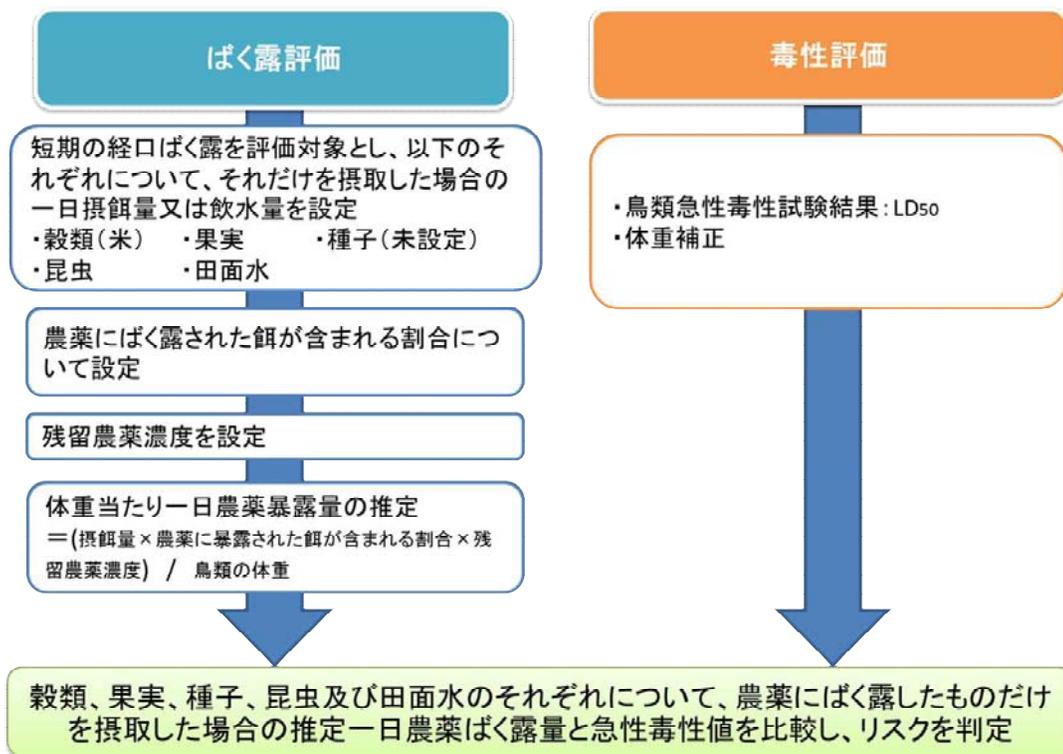
ばく露評価は、急性の経口ばく露を対象とし、利用者が使いやすい簡便なものとする。具体的には、鳥類が水稻、果実、種子、昆虫及び水のそれぞれについて

100%農薬にばく露したものを摂餌すると仮定したワーストケースのばく露シナリオを想定し、実測値を基にばく露評価を行う(ただし、種子についてはばく露評価の推計方法が未確立。)

なお、このばく露評価については、農薬に100%ばく露した餌又は飲水を摂取することを前提としており、実環境で鳥類が農薬にばく露するケースと比較すると相当過大なばく露であることに留意する必要がある。

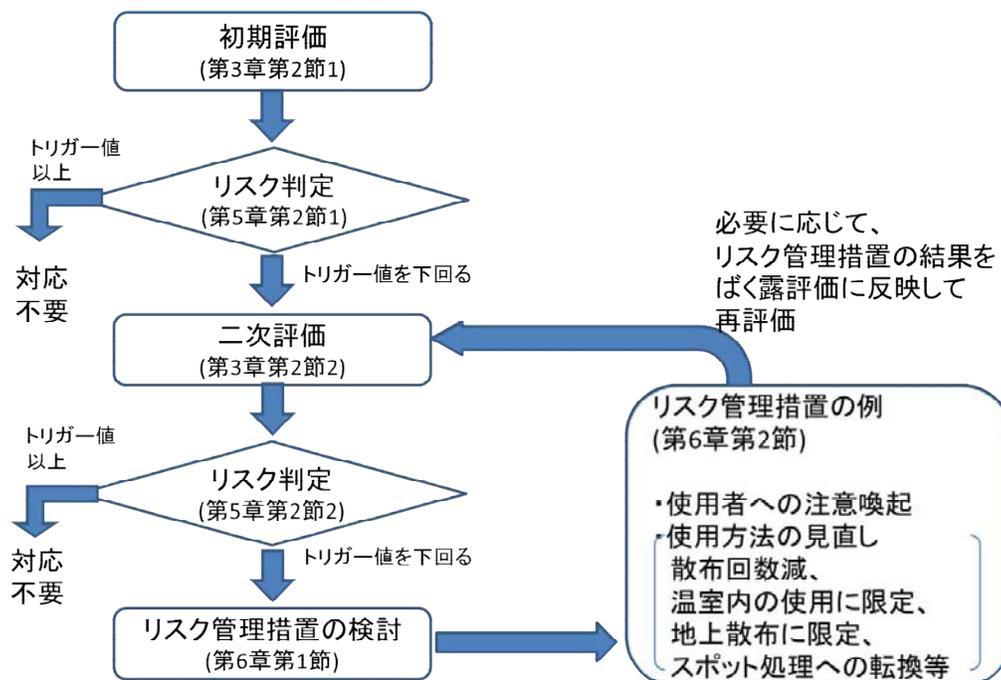
また、毒性評価については、農薬登録に際し農薬開発企業が鳥類急性毒性試験を実施していることから、その結果を活用する。

図1 鳥類に対する農薬リスク評価手法(イメージ)



鳥類に対する農薬リスク評価は図2のフローチャートに従い進められる。評価ステップとして、残留農薬濃度について一律の高濃度残留を想定した試算に基づく簡便な「初期評価」と、当該農薬の実測残留濃度を用いた「二次評価」を採用し、それらの評価の結果、毒性評価値と体重当たり一日農薬ばく露量の比がトリガー値(第5章参照。)を下回る農薬については、リスクを低減するためのリスク管理措置を検討することとする。また、リスク管理措置の実施によりばく露評価が変わる場合には、改めて二次評価を実施することとする。

図2 鳥類に対する農薬リスク評価・管理のステップ:イメージ図



それぞれのステップは以下のように位置づけられる。

(1) 初期評価

鳥類へのばく露のおそれがある農薬については、その適用方法（適用作物及び使用方法をいう。以下同じ。）ごとに、まずスクリーニングとして初期評価を行う。初期評価の目的は、通常の使用方法では鳥類に対するリスクが低く、二次評価以降の検討が不要となる農薬や適用方法を特定することにある。

このため、初期評価では農薬残留濃度について使用基準から算出される想定濃度を用いてばく露評価を行い、毒性評価と比較して農薬リスクを判定する。この段階で毒性評価値と体重当たり一日農薬ばく露量の比がトリガー値を上回った適用方法については、更なる評価を行う必要はない。

(2) 二次評価

初期評価において毒性評価値と体重当たり一日農薬ばく露量の比がトリガー値を下回った適用方法がある農薬については、当該適用方法について、農薬ごとに実施されている作物残留試験成績等を用いてばく露量を補正し、毒性と比較してリスクを判定する。

(3) リスク管理措置の検討及びばく露評価への反映

二次評価においても毒性評価値と体重当たり一日農薬ばく露量の比がトリガー値を下回った適用方法がある農薬については、鳥類への影響が低減されるよう、農薬の使用方法等の見直しを含めてリスク管理措置を検討する。また、必要に応じて、その内容をばく露評価に反映させて再評価を行う。

なお、鳥類へのばく露が想定されない等の理由から、鳥類に対する農薬リスク評価が不要のものがあることから、第3節にリスク評価の対象から除外される農薬を明示する。

第3節 鳥類に対する農薬リスク評価・管理の対象とする農薬（原体）

鳥類に対するリスク評価・管理の対象となる農薬は、鳥類急性毒性試験が実施されているもので、鳥類が摂餌により当該農薬にばく露するおそれのあるものとし、原体ごとに行う。したがって、鳥類急性毒性試験が不要とされているもの及び鳥類において経口ばく露の機会がないものは、この評価の対象とはしない。

鳥類のばく露が想定されない等の理由から、ばく露評価の対象から除外することができる農薬（原体）を以下に示す。

1 すべてのばく露評価から除外する農薬（原体）

- (1) いずれの適用作物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として、鳥類急性毒性試験が免除されているもの（「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）」別表2参照。）

フェロモン剤等で農薬の成分物質が封入された状態で使用される剤
農作物に塗布したり、農作物の樹幹に注入して使用される剤
倉庫くん蒸剤等のように施設内でのみ使用される剤
温室(ガラス室、ビニルハウス)でのみ使用される剤

- (2) 摂餌等を介した経口ばく露のおそれが極めて低いもの
ほ場処理、苗床処理等に使用される土壌くん蒸剤

2 当該農薬（原体）の適用作物及び使用方法にかんがみて、特定の餌タイプについてばく露評価が不要となるもの

当該農薬（原体）から製造されるすべての製剤の適用作物及び使用方法が、以下の餌タイプごとに挙げた条件のいずれかに当てはまる場合には、当該

餌タイプについてのばく露評価を不要とする。

- (1) 水稻に係るばく露評価について実施不要とする適用
水稻への適用がないもの
水稻への適用について、出穂後の適用又は可食部（もみ）への残留が
想定されないもの
- (2) 果実に係るばく露評価について実施不要とする適用
果樹への適用がないもの
果樹への適用について、収穫前 21 日～収穫直前までの適用又は果実
への残留が想定されないもの
- (3) 田面水に係るばく露評価について実施不要とする適用
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。）
- (4) 昆虫に係るばく露評価について実施不要とする適用
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）
スポット処理等、限定された範囲に処理するもの
- (5) 種子に係るばく露評価について実施不要とする適用
種子処理に使用されないもの

3 粒剤の砂のう補給目的での摂取に関するハザード評価（第 6 章参照）が実施
不要となる農薬（原体）

製剤の剤型として粒剤がないもの
製剤の剤型として粒剤があるが、その使用方法が湛水散布のみであるもの
又は土壌混和等により土壌に粒剤を露出させない方法でのみ使用されるもの
（水稻箱処理用粒剤を含む。）

第3章 鳥類に対する農薬ばく露評価

第1節 ばく露評価に用いる農薬ばく露シナリオ

指標種が農地で餌を摂取する量については、標準的な環境モデルを作り、餌タイプ別の摂取割合を推定する検討を進めたが、利用可能なデータは相当古いもの（現代農業普及以前のデータ）に限られ、また、水田、果樹園、果樹園以外の非水田のいずれにも適用がある農薬について、適用時期を勘案して昆虫摂取・作物摂取の双方を想定し、必要なものをそれぞれ合算するというばく露シナリオは極めて複雑で、実務上の運用が困難であり、かつ、初期評価として不適切であると考えられた。

このため、ばく露評価は、農薬ばく露が大きくなると考えられる主な餌タイプごとに、農薬にばく露された餌だけを摂取するというワーストケースを想定し、以下の考え方に沿って設定されたシナリオを用い、それぞれのシナリオで想定される農薬ばく露量を算定することとした（ただし、種子については推計方法が未確立。）。

作物（水稻、果実及び種子）については、評価対象農薬に100%ばく露されているという前提で設定する。

昆虫については、指標種が摂取するエリアで均等に昆虫を摂取すると仮定し、農地においては評価対象農薬に100%ばく露されているという前提で設定する。

摂取量については、実測に基づくデータから数値を設定する。

農薬散布量については、水田、非水田のそれぞれについて、評価対象となる農薬（原体）の想定される適用の中で散布量（水稻及び果実については散布回数を考慮）が最大となる値を使用する。

残留農薬濃度については、評価対象農薬の物理化学的性状や散布方法等により、付着量・残留性等が大きく異なるが、初期評価では、その使用基準から、農薬残留濃度を餌タイプごとに算出することとする。

なお、初期評価においてリスクが受容できる範囲と判定されなかった場合には、評価対象農薬に係る個別の作物残留試験成績等から散布直後の残留濃度を推計する。

表1 経口ばく露（急性影響）に係るばく露シナリオの構成

| シナリオ | 摂餌量 又は 飲水量 (A) | 評価対象農薬にばく露されたものの占める割合 (B) | 残留農薬濃度 (C) | 農薬ばく露量 (D) | 体重当たり 摂取量への 換算 |
|-------|-------------------------|------------------------------|--|------------------------------------|-----------------------------------|
| 水稻単一食 | 4.4 g | 100%と想定し 1とする | 散布量 × 単位散布量当たり残留濃度 × 複数回散布係数（初期評価） 作物残留試験成績の利用も可能（二次評価） | D= A × B × C (シナリオごとに算定) | D/0.022 (スズメと同体重の小型鳥類を指標種とする。) |
| 果実単一食 | 15 g | | | | |
| 種子単一食 | 4.4 g | | 農薬投下量 × 有効付着率 (推計方法が未確立) | | |
| 昆虫単一食 | 6.8 g | 摂餌面積に占める農地割合 | 散布量 × 単位散布量当たり残留濃度（初期評価） 土壌残留性試験成績の利用も可能（二次評価） | | D/0.022 (スズメと同体重の小型鳥類を指標種とする。) |
| 田面水 | 3.0 mL | 水稻に同じ | 水深 5cm の田面水中に全量が分散すると仮定（初期評価） 水質汚濁性試験成績の利用も可能（二次評価） | | D/0.022 (スズメと同体重の小型鳥類を指標種とする。) |

第2節 農薬ばく露量の具体的推計方法

1 初期評価

(1) 水稻

指標種及び摂餌割合

スズメを指標種とし、農薬散布直後に水稻（胚乳又は玄米）を 100%摂餌すると仮定する。

摂餌量(A)

平成 23 年度鳥類摂餌量調査におけるスズメの 100%水稻供与時の平均摂取量に基づき、スズメの水稻摂餌量を、4.4 g と設定する(資料 7 を参照。)

評価対象農薬にばく露されたものの割合(B)

100% (1.0) と仮定する。

残留農薬濃度(C)

ばく露量調査の結果及び既存の文献データから、農薬を一定面積(1 ha)に一定量(有効成分に換算して1 kg-a.i.)を初回散布した直後の単位散布量当たりの水稲への残留濃度(以下「水稲 RUD」という。)を、7.33 mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet と設定した(農薬ばく露量調査結果等から求められた残留農薬濃度の90%tile 値を使用。詳細は資料8を参照。)

この水稲 RUD を用い、水稲に係る残留農薬濃度を、次式により推定する。

$$\begin{aligned} & \text{残留農薬濃度 [mg/kg-diet]} \\ & = \text{水稲 RUD [mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet]} \\ & \quad \times \text{評価対象農薬の1 ha 当たり散布量(有効成分換算値)[kg-a.i./ha]} \\ & \quad \times \text{複数回散布係数} \end{aligned}$$

ここで、農薬の施用回数が2回以上の場合には、農薬の減衰を考慮した複数回散布係数を表2から選び、これに乗じて残留農薬濃度を推定する。

表2 複数回散布係数

| 散布回数 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | |
|---------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| 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 |

(出典) European Food Safety Authority; Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals on request from EFSA
の表7より、施用間隔7日の場合の複数回散布係数を抜粋

農薬ばく露量(D)

下式により算定する。

$$\begin{aligned} & \text{農薬ばく露量 [mg] (D)} \\ & = \text{摂餌量 [kg-diet](A)} \\ & \quad \times \text{評価対象農薬にばく露されたものの割合(B)} \\ & \quad \times \text{残留農薬濃度 [mg/kg-diet](C)} \\ & = 4.4 \text{ [g] / 1,000} \times 1.0 \times (\text{残留農薬濃度}) \end{aligned}$$

(2) 果実

指標種及び摂餌割合

スズメと同程度の体重の仮想的な小型鳥類を指標種とし、100%果実食と仮定する。

摂餌量(A)

平成 23 年度鳥類摂餌量調査結果を踏まえ、小型鳥類においてはおおむね体重の 3 分の 2 の果実を摂餌するものと考え、スズメと同体重の仮想的な小型鳥類の果実摂餌量を 15 g と設定する（資料 7 を参照。）

評価対象農薬にばく露されたものの割合(B)

100% (1.0) と仮定する。

残留農薬濃度(C)

公表されている作物残留試験成績（最終散布から 14 日以内に測定されたものに限る。）から、農薬を一定面積（1 ha）に一定量（有効成分に換算して 1 kg-a.i.）を初回散布した直後の単位散布量当たりの果実への残留濃度（以下「果実 RUD」という。）を、1.63 mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet と設定した（作物残留試験成績から求められた残留農薬濃度の 90%tile 値を使用。詳細は資料 9 を参照。）

この果実 RUD を用い、果実に係る残留農薬濃度を、次式により推定する。

| |
|---|
| 残留農薬濃度 [mg/kg-diet] = 果実 RUD [mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet] × 評価対象農薬の 1 ha 当たり散布量(有効成分換算値)[kg-a.i./ha] × 複数回散布係数 |
|---|

ここで、農薬の施用回数が 2 回以上の場合には、表 2 から設定した複数回散布係数を乗じて残留農薬濃度を推計する。

農薬ばく露量(D)

下式により算定する。

| |
|--|
| 農薬ばく露量 [mg] (D) = 摂餌量 [kg-diet](A) × 評価対象農薬にばく露されたものの割合(B) × 残留農薬濃度 [mg/kg-diet](C) = 15 [g] /1,000 × 1.0 × (残留農薬濃度) |
|--|

(3) 種子(推計方法は未確立)

指標種及び摂餌割合

スズメと同程度の体重の仮想的な小型鳥類を指標種とし、100%種子食と仮定する。

摂餌量(A)

種子と穀類の水分含有量は同程度であることから、平成 23 年度鳥類

摂餌量調査におけるスズメの 100% 水稻供与時の平均摂取量に基づき、種子摂餌量を 4.4 g と設定する。

評価対象農薬にばく露されたものの割合(B)

100% (1.0) と仮定する。

残留農薬濃度(C)

推計方法は未確立。

農薬ばく露量(D)

下式により算定する。

| |
|--|
| $\begin{aligned} & \text{農薬ばく露量 [mg] (D)} \\ & = \text{摂餌量 [kg-diet](A)} \\ & \quad \times \text{評価対象農薬にばく露されたものの割合(B)} \\ & \quad \times \text{残留農薬濃度 [mg/kg-diet](C)} \\ & = 4.4 \text{ [g] /1,000} \times 1.0 \times (\text{残留農薬濃度}) \end{aligned}$ |
|--|

(4) 昆虫

指標種及び摂餌割合

スズメを指標種とし、農薬散布直後に昆虫を 100% 摂取すると仮定する。

摂餌量(A)

平成 23 年度鳥類摂餌量調査でのスズメにおける 100% ミールワーム供与時の平均摂取量に基づき、スズメの昆虫摂餌量を、6.8 g と設定する (資料 7 を参照。)

評価対象農薬にばく露されたものの割合(B)

a) 鳥類が昆虫を摂餌する場所に占める農地の割合

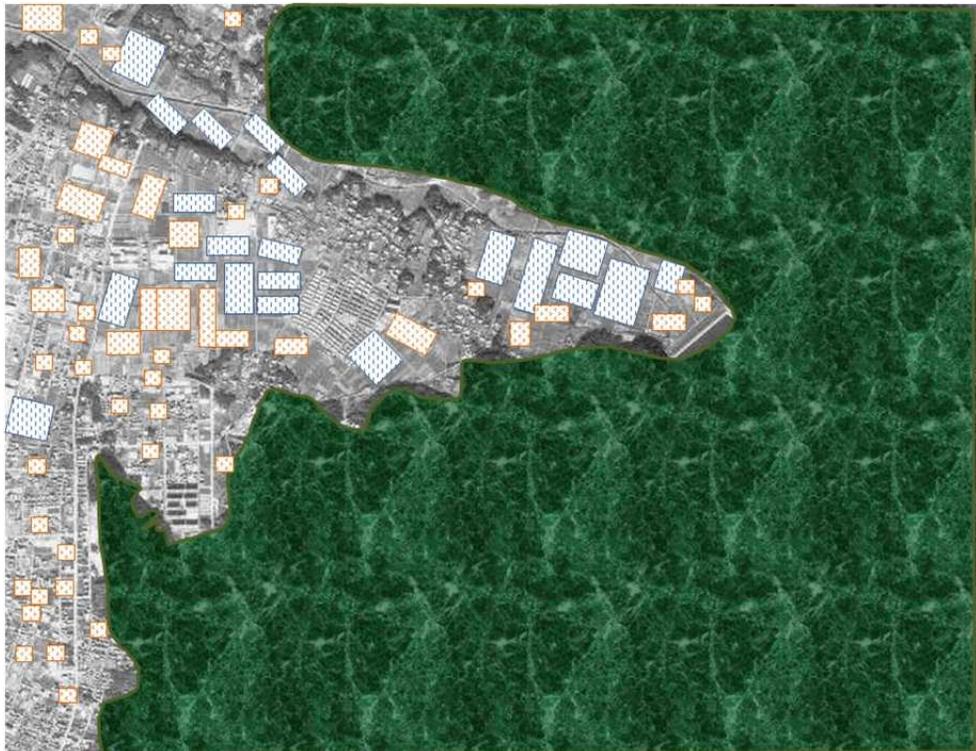
昆虫については、農地以外の場所 (荒地、庭先等) でも摂餌することから、鳥類が生息する農村地域環境 (環境モデル) の中で、鳥類が摂餌を行う場所 (摂餌場所) に占める農地の割合を表 3 のとおり設定し、これを勘案して、評価対象農薬にばく露されたものの割合を設定することとした。

また、指標種として想定しているスズメは、専ら平地で摂餌行動を行っていることから、森林を除く場所を指標種の摂餌場所とする。図 3 にイメージ図を示す。

表3 鳥類が昆虫を摂餌する場所に占める農地の割合

| | |
|-------------------------|--|
| 鳥類が生息する農村地域環境（環境モデル）の構成 | 環境モデル中の森林及び農地の割合は次のとおり。 <ul style="list-style-type: none"> ・森林の割合： 65% ・水田の割合： 5% ・非水田の割合： 7.5% |
| 指標種の摂餌場所と、摂餌場所に占める農地の割合 | 摂餌場所：環境モデル中、森林区域を除く地域場所に占める農地の割合： <ul style="list-style-type: none"> ・補正後水田割合：14% (/ (100 -)) ・補正後非水田割合：21% (/ (100 -)) |

図3 鳥類が生息する農村地域環境（環境モデル）イメージ



b) 昆虫のうち、評価対象農薬にばく露されたものの割合

摂餌に当たっては、全摂餌場所で均等に昆虫を摂餌すると仮定し、評価対象農薬にばく露されたものの割合として、森林以外の面積に対する農地面積割合を用いることとする。なお、スズメを対象に行われた行動調査の結果からは、スズメが農地を集中的に利用している状況は観察されないことから、荒地や庭先等を含む全摂餌場所で均等に昆虫を摂餌すると仮定している（資料10を参照。）

非水田・水田のいずれにも適用がある場合、両方からのばく露量を

合算する。

残留農薬濃度(C)

昆虫の残留農薬濃度については、極めて限定的かつばらつきの大きい調査データしか得られていないが、昆虫の残留農薬濃度と相関が比較的高い土壌残留濃度について、土壌残留性試験の初回散布直後推計値の90%tile 値(2.19)を試算したところ、チョウ目幼虫の残留濃度(散布3日後:1.7)と近似していることから、昆虫の残留農薬濃度の代替として使用できると考えられた(資料12を参照)。これを踏まえ、農薬を一定面積(1ha)に一定量(有効成分に換算して1kg-a.i.)初回散布した直後の単位散布量当たりの昆虫への残留濃度(以下「昆虫RUD」という。)を、 $2.19 \text{ mg}/(\text{kg-a.i./ha}) \cdot \text{kg-diet}$ と設定する。

この昆虫RUDを用い、昆虫に係る残留農薬濃度を、次式により推定する。

$$\begin{aligned} & \text{残留農薬濃度 [mg/kg-diet]} \\ & = \text{昆虫RUD [mg/(kg-a.i./ha)} \cdot \text{kg-diet]} \\ & \quad \times \text{評価対象農薬の1ha当たり散布量(有効成分換算値)[kg-a.i./ha]} \end{aligned}$$

なお、ばく露量調査において、昆虫の残留農薬濃度は3日間で散布直後の0.5%~15%とその減衰が著しかったことから、複数回散布の影響は考慮しないこととする。

農薬ばく露量

下式により算定する。

$$\begin{aligned} & \text{農薬ばく露量[mg]} \\ & = \text{昆虫摂餌量 [kg-diet]}(A) \\ & \quad \times (\text{水田において評価対象農薬にばく露されたものの割合}(B) \\ & \quad \times \text{水田における残留農薬濃度[mg/kg-diet]}(C) \\ & \quad + \text{非水田において評価対象農薬にばく露されたものの割合}(B) \\ & \quad \times \text{非水田における残留農薬濃度[mg/kg-diet]}(C)) \\ & = 6.8 \text{ [g]} / 1,000 \times (0.14 \times (\text{水田における残留農薬濃度}) \\ & \quad + 0.21 \times (\text{非水田における残留農薬濃度})) \end{aligned}$$

(5) 田面水

指標種及び摂餌割合

スズメを指標種とし、農薬散布直後に一日分の水分を田面水から摂取すると仮定する。

飲水量(A)

平成 23 年度鳥類摂餌量調査におけるスズメの 100% 水稻供与時及び 100% ミールワーム供与時の平均飲水量に基づき、スズメの飲水量を 3.0 mL と設定する(資料 7 を参照。)

評価対象農薬にばく露されたものの割合(B)

100% (1.0) と仮定する。

残留農薬濃度(C)

散布した農薬が水深 5cm の田面水に均一に分散すると仮定し、田面水における残留農薬濃度を次式により推定する。

残留農薬濃度 [mg/L]

$$\begin{aligned} & \text{評価対象農薬の 1 ha 当たり散布量(有効成分換算値)[kg-a.i./ha]} \times 10^6[\text{mg/kg}] \\ = & \frac{\hspace{10em}}{0.05[\text{m}] \times 100[\text{m}] \times 100[\text{m}] \times 10^3[\text{L/m}^3]} \\ = & \frac{\text{評価対象農薬の 1 ha 当たり散布量(有効成分換算値)[kg-a.i./ha]} \hspace{10em}}{0.5} \end{aligned}$$

農薬ばく露量(D)

下式により算定する。

農薬ばく露量 [mg] (D)

$$\begin{aligned} & = \text{飲水量 [kg]}(A) \\ & \times \text{評価対象農薬にばく露されたものの割合}(B) \\ & \times \text{残留農薬濃度 [mg/L]}(C) \\ = & 3.0 [\text{mL}] / 1,000 [\text{mL/kg}] \times 1.0 \times (\text{残留農薬濃度}) \end{aligned}$$

2 二次評価

初期評価で算定されたばく露量を用いてリスク評価を行った結果、毒性評価値と体重当たり一日農薬ばく露量の比がトリガー値を下回った場合(第 5 章参照。)には、農薬ごとに実施されている作物残留試験成績等を用いて残留農薬濃度の推計を補正する。シナリオごとの具体的な補正方法は以下のとおり(指標種、摂餌割合、摂餌量及び評価対象農薬にばく露されたものの割合については、初期評価と同じ。)

(1) 水稻の残留農薬濃度

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、作物残留試験は、複数回散布される剤については 7 日間間隔で規定された回数の散布を行った後、最終散布の直後から濃度測定が行われるものであることから、複数回散布係数は考慮しない。

水稻の残留農薬濃度[mg/kg-diet]

$$= \frac{\text{作物残留試験における水稻の残留農薬濃度 [mg/kg-diet]}}{(1/2) \text{ 作物残留試験における散布後経過日数/DT}_{50}}$$

水稻に係る作物残留試験における DT_{50} (半減期) が不明な場合にあっては、10 日を実測値に代えて用いるものとする。

(2) 果実の残留農薬濃度

果実に係る作物残留試験の測定結果 (露地栽培のものうち、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、作物残留試験は、複数回散布される剤については 7 日間間隔で規定された回数の散布を行った後、最終散布の直後から濃度測定が行われるものであることから、複数回散布係数は考慮しない。

果実の残留農薬濃度[mg/kg-diet]

$$= \frac{\text{作物残留試験における果実の残留農薬濃度 [mg/kg-diet]}}{(1/2) \text{ 作物残留試験における散布後経過日数/DT}_{50}}$$

果実に係る作物残留試験における DT_{50} (半減期) が不明な場合にあっては、10 日を実測値に代えて用いるものとする。

(3) 種子の残留農薬濃度

推計方法は未確立。

(4) 昆虫の残留農薬濃度

評価対象農薬に係る土壌残留性試験成績を用いて、散布直後の昆虫の残留農薬濃度を次式により推定する。

$$\begin{aligned} & \text{残留農薬濃度}[\text{mg/kg-diet}] \\ & = \text{土壤残留性試験における散布直後の残留濃度}[\text{mg/kg 土壤}] \end{aligned}$$

(5) 田面水の残留農薬濃度

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。

第3節 農薬ばく露量評価

餌分類別に算出された農薬ばく露量を指標種の体重(スズメと同程度の体重の指標種で22g(出典:「野鳥の事典」(清棲幸保、1966))で除して、体重当たり一日摂取量を算出する。算出式は以下のとおり。

$$\text{体重当たり一日摂取量}[\text{mg/kg}] = \text{農薬ばく露量}[\text{mg}] / 0.022 [\text{kg}]$$

第4章 鳥類に対する農薬毒性評価

第1節 基本的考え方

農薬登録に際し農薬開発企業が鳥類急性毒性試験として鳥類強制経口投与試験（鳥類急性経口毒性試験）を実施していることから、その結果を毒性評価に活用する。

毒性評価に用いる値は鳥類強制経口投与試験のLD₅₀とする。

第2節 農薬毒性評価に用いる試験種

農薬登録に際し農薬開発企業が実施している鳥類強制経口投与試験は、コリンウズラ（ボブホワイト・*Colinus virginianus*）、ウズラ（*Coturnix japonica*）又はマガモ（*Anas platyrhynchos platyrhynchos*）を用いたものが多い。一方、農薬テストガイドライン（「農薬の登録申請時に提出される試験成績の作成に係る指針」（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別添）をいう。以下同じ。）や2010年7月に制定されたOECD TG223（Avian Acute Oral Toxicity Test）においては、試験種は限定されていない。

このため、毒性評価に用いる試験種は限定しないこととする。なお、EUの評価では吐き戻しの問題があるため、マガモは推奨されない（EFSA, 2007）とされていることに留意が必要である。また、鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律（平成14年法律第88号）に基づき、野生鳥類の捕獲又はその卵の採取は原則として禁止されていることから、試験鳥種として野生の捕獲した鳥は用いないこととする。

第3節 試験方法

農薬毒性評価を行うために用いる試験方法について、農薬テストガイドラインでは「特に規定しない。科学的に妥当な方法で実施すること。」とされており、参照できる試験方法として、米国 EPA 712-C-96-139 April 1996 Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.2100 Avian Acute Oral Toxicity Test “Public Draft”等があると記載されているが、2010年7月にOECD TG223（Avian Acute Oral Toxicity Test）が新たに制定されたことから、今後実施される試験については、OECD テストガイドラインに従って行うことが望ましい（試験方法の概要は、資料13を参照。）。

第4節 農薬毒性評価の方法

1 試験種の差による影響を踏まえた LD₅₀ の補正

農薬毒性評価に当たっては、急性的な影響により生態毒性を評価する（第2章第1節2参照）。計算に使われる毒性値は鳥類強制経口投与試験の LD₅₀ とする。米国 EPA においては、ウズラ及びマガモにより得られた LD₅₀ から、下式に従い体重 20、100 及び 1000 g の鳥類の LD₅₀ を算出している。この手法によりウズラ及びマガモの毒性値から算出した小型鳥類の毒性値は、実際の小型鳥類に係る毒性値に近接したものが多いことから（詳細は資料 14 を参照。）この手法により種間差が相当程度解消される。。

$$\text{Adj. LD}_{50} = \text{LD}_{50} * (\text{AW}/\text{TW})^{(X-1)}$$

ただし、AW: は算出する鳥類の体重 (20、100 あるいは 1000 g)

TW は実験動物の体重 (コリンウズラで 178 g、マガモで 1,580 g)

X は P. Minaue のスケーリングファクターで、鳥類では 1.151

また、大型鳥種であるマガモの感受性は一般に低めであること、リスク評価において想定している鳥種が小型鳥種（スズメ：体重 22g と想定）であることから、米国 EPA の算定式を用いて、鳥類強制経口投与試験で得られた LD₅₀ を、体重 22 g の鳥類に換算する。

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せず、区別されたデータがあれば幾何平均を用いることとする。明確な性差が認識されている場合には感受性の高い値を用いる。

2 複数の生物種による毒性データの取扱い

複数種の毒性データがある場合、EU と同様に、最も感受性が高い種の LD₅₀ が全試験の幾何平均値の 10 分の 1 以上である場合には、幾何平均を毒性評価に用いる。また、10 分の 1 未満である場合には、最も感受性が高い種をリスク評価に用いることとするとともに、リスク評価におけるトリガー値（急性毒性については 10）は用いないこととする。

なお、この感受性差は 1 の LD₅₀ の体重補正を実施した上での感受性差とする。

3 同一生物種による複数の毒性データの取扱い

同一生物種の急性毒性データが複数ある場合は、EU と同様、LD₅₀ の幾何平

均を取ることとし、さらに、この幾何平均された LD₅₀ を全体の幾何平均に用いることとする（リスク評価に適切と考えられる試験のみを対象とする。）

4 種間差等の取扱い

EU においては、急性毒性に係るリスク評価について、毒性評価における不確実係数（種間差などの不確実性の大きさを表す係数。）は用いず、毒性評価値と体重当たり一日農薬ばく露量の比（Toxicity Exposure Ratio。以下「TER」という。）を下式により算定し、リスク評価段階で算定された TER がトリガー値「10（急性毒性の場合）」を下回らないことを原則としている。ただし、最も感受性が高い種の LD₅₀ が全試験の幾何平均値の 10 分の 1 未満である場合、最も感受性が高い種をリスク評価に用い、その場合には通常はリスク評価におけるトリガー値は用いないこととしている。

$$\text{TER} = \text{毒性評価値} / \text{体重当たり一日農薬ばく露量}$$

また、米国においては、EU 同様に毒性評価における不確実係数は用いず、リスク評価段階で体重で補正した LD₅₀ と体重当たり農薬ばく露量の比が 2 未満 = リスクあり、2 以上 10 以下 = 限定的なリスクあり、10 以上 = 絶滅危惧種にリスクあり、と評価している（米国 EPA においてリスク評価に用いられる RQ（Risk Quotient）は、実際にはこの逆数である体重当たり農薬ばく露量と LD₅₀ との比であるが、EU との比較のため逆数により表現した。）

なお、リスク評価に用いるための毒性値を算出する方法の妥当性を検討したところ、EPA 方式の補正により前述のとおり種間差が相当程度解消されること、EU 方式のトリガー値がおおむね妥当であることが示唆された（詳細は資料 14 を参照。）

以上を踏まえ、我が国においても、不確実係数を用いて毒性値を補正するのではなく、リスク評価段階において TER を算定し、トリガー値を適用することとする。また、初期評価及び二次評価におけるトリガー値は 10 を使用する。

5 具体的な毒性評価値の算定方法

毒性評価値 = Adj. LD₅₀（体重 22 g の鳥類に換算した半数致死量）

体重 22 g の鳥類に換算した半数致死量は、以下の式により算定する。

$$\text{Adj. LD}_{50} = \text{LD}_{50} * (\text{AW}/\text{TW})^{(x-1)}$$

ただし、

AW = 22 g
TW は毒性評価に用いた試験種の体重
(ウズラで 120 g¹⁾、コリンウズラで 178 g²⁾、マガモで 1,580 g²⁾)
X = 1.151 (P. Minaue のスケールングファクター)

- 1) 「実験動物の基礎と技術 各論」(编者(社)日本実験動物協会 (1989)) 図 10-66 より、発育曲線が概ねプラトーとなる体重の雌雄の平均から設定。
- 2) 米国 EPA の計算モデルで用いられている値より。

第5章 鳥類の農薬リスク評価

第1節 基本的考え方

第2章第1節で述べたとおり、本マニュアルでは、短期間のばく露による急性影響を評価対象としている。具体的には、第3章で得られた体重当たり一日農薬ばく露量と第4章で得られた毒性評価値を比較して、リスクを評価する。

$$\text{リスク評価 (TER)} = \text{毒性評価値} / \text{体重当たり一日農薬ばく露量}$$

TER はトリガー値と比較し評価される。トリガー値は初期評価、二次評価とも 10 が規定値であり、TER が 10 以上であれば、リスク管理措置は不要と判断する。

TER が 10 未満の場合は、更なる評価又はリスク管理措置の検討等が必要と判断する。

なお、複数の生物種の毒性データがあり、最も感受性が高い種の毒性値が、全生物種の幾何平均値の10分の1未満の場合には、毒性評価値をその種の毒性値とし、トリガー値は1とする。

第2節 評価手順

1 初期評価

鳥類へのばく露のおそれがある農薬については、その適用方法(適用作物及び使用方法をいう。以下同じ。)ごとに、まずスクリーニングとして初期評価を行う。初期評価の目的は、通常の使用方法では鳥類に対するリスクが低く、二次評価以降の検討が不要となる農薬及び適用方法を特定することにある。

このため、初期評価では残留農薬濃度について使用基準から算出される想定濃度を用いてばく露評価を行い、毒性評価と比較して農薬リスクを判定す

る。この段階で TER がトリガー値を上回った適用方法については、更なる評価を行う必要はない。

2 二次評価

初期評価において TER がトリガー値を下回る適用方法がある農薬については、当該適用方法について、農薬ごとに実施されている作物残留試験成績等を用いてばく露評価を補正し、毒性評価と比較して農薬リスクを判定する。

二次評価においても TER がトリガー値を下回る適用方法がある農薬については、鳥類への影響が低減されるよう、農薬の使用方法等の見直しを含めて次章のリスク管理措置を検討する。また、必要に応じて、その内容をばく露評価に反映させて再評価を行う。

第6章 鳥類の農薬リスク管理

第1節 リスク管理措置の検討

初期評価及び二次評価のリスク評価シナリオで用いている前提は、個別の農薬の特性や使用方法に照らしてみた場合には、相当過大なばく露を想定している場合もあり得る。このため、二次評価で TER がトリガー値を下回った場合でも、実環境中においてリスクが受容可能か判定する場合には、個別に評価対象農薬の特性や使用状況を検証することが必要となる。以上の検証をしても TER がトリガー値を下回ると考えられる場合には、適切なリスク管理措置を講じて鳥類に対する農薬の影響を減少させることが求められる。また、使用方法の変更などによりばく露評価の前提を変えるリスク管理措置がとられた場合、それらの措置を踏まえて、再度評価を行い、リスクの低減効果を示すことが必要である。

具体的には次の点について検証を行い、リスク管理措置を検討することとする。

(1) 残留農薬濃度の減衰率を考慮

初期及び二次評価では、同時期に使われる農薬が同時に一斉に散布されると仮定して、残留農薬濃度の推定に用いる単位散布量当たり残留濃度を散布直後の残留データを用いているが、航空散布を除いて、指標種が摂餌するエリアすべてで農薬が同日に散布されるケースは想定されない。このため、地上散布の場合には、散布日のばらつきを考慮して、「残留農薬濃度」について検証する。

(2) 適用作物による散布量の違いを考慮

散布量については、水田、非水田のそれぞれについて、想定される適用の中で散布量（水稻及び果実については散布回数を考慮。）が最大となる値を使用することとしている。しかしながら、散布量が最大となる作物が稀なもの

である場合又は主としてビニルハウス等の施設栽培で使用されるものである場合には、ばく露評価に用いる散布量を検証する。

(3) 忌避について考慮

農薬によっては、鳥類への忌避作用が知られており、忌避試験を実施してその結果をばく露評価に反映させることが考えられる。しかしながら、鳥類の農薬に対するリスク評価における急性毒性に忌避作用の影響を反映させることには鳥種、農薬の種類や使用形態、生態環境など複雑な因子が多く関係するため、慎重な検討が求められる。

第2節 具体的なリスク管理措置の例

鳥類の農薬ばく露シナリオごとに、リスク低減のために考えられる具体的なリスク管理措置として、以下のものが挙げられる。なお、リスク管理措置の検討に際しては、当該措置が薬剤の有効性及び有益性に及ぼす影響も併せて検討する必要がある。

(1) 水稻、果実

- ・ 果実について露地栽培での使用を取りやめ、施設栽培での使用に限定。
- ・ 地域で同時期に一斉に散布されることのないよう、散布方法から航空防除を削除。
- ・ 農薬の使用時期の変更（例：散布から収穫期までの期間を延長。）
- ・ 農薬の使用量や使用回数の削減。
- ・ 全面散布から標的を絞った使用方法に転換（例えば、ペースト剤等。）
- ・ 使用者への注意喚起（重要な生息地での使用を避ける等のリスク低減行動につながる。）
- ・ おうとう、ぶどう等の果樹において防鳥ネットの使用の普及。

リスク管理事例：

剤Aについて、初期評価及び二次評価の結果、水稻の摂餌についてリスクが高いおそれがあると評価された。この結果について精査したところ、初期評価及び二次評価では、鳥類の摂餌する水稻のすべてが、評価対象農薬のみにほぼ同時にばく露されているという前提に立っていたが、このような状況は航空散布以外では発生しないと考えられた。

このため、本剤については航空散布を使用方法に含めないこととした。

リスク管理事例：

剤Bについて、初期評価及び二次評価の結果、果実の摂餌についてリス

クが高いおそれがあると評価された。剤Bの適用作物の栽培実態を調査したところ、鳥類の摂餌がもっとも多くなると考えられる収穫期においては、鳥害被害防止のために防鳥ネットを使用して効果を上げているところが多いことが判明した。

このため、本剤については、鳥害被害の防止及び鳥類への影響防止の両面から防鳥ネットを使用することが望ましい旨、製品に添付されるちらし及び技術資料に記載し、使用者に注意喚起することとした。

(2) 種子(リスク評価手法は未確立)

- ・ 種子粉衣処理の取りやめ。
- ・ 鳥類が好んで処理種子を摂取する時期（出芽期～子葉展開期）に、覆いをするなどの防護措置を講じる。

リスク管理事例：

剤Cについて、初期評価及び二次評価の結果、種子の摂餌についてリスクが高いおそれがあると評価された。剤Cの適用作物については、播種から子葉展開期までトンネル状の覆いを設置しても発育障害の懸念はないと考えられたことから、鳥害被害の防止及び鳥類への影響防止の両面から子葉展開期までトンネル状の覆いを設置すべき旨、製品に添付されるちらし及び技術資料に記載し、使用者に注意喚起することとした。

(3) 昆虫

- ・ 露地栽培での使用を取りやめ、施設栽培での使用に限定。
- ・ 地域で同時期に一齐に散布されることのないよう、散布方法から航空防除を削除。
- ・ 農薬の使用時期の変更（例：鳥類が最も昆虫を摂取する繁殖期の散布を避ける。）
- ・ 農薬の使用量や使用回数の削減
- ・ 全面散布から標的を絞った使用方法に転換（例えば、塗布剤等。）

(4) 飲水

- ・ 農薬の使用時期の変更（例：湛水期を避ける。）
- ・ 農薬の使用量や使用回数の削減。

第3節 粒剤のハザード評価及びリスク管理措置

粒剤については、作物を介した摂取の他、砂のう補給用の砂粒と誤認しての摂取など、直接摂取による農薬へのばく露が懸念され、海外ではこのような摂取による事故も知られている。しかしながら、砂のう補給用の砂粒を一日に何

粒摂取するかについてスズメを用いて実測調査を行ったが、粒剤・砂粒は摂取しなかったため、定量的な評価のための基礎データを得ることができなかった。このため、粒剤については、過去に海外で事故事例が報告されている農薬について、5%粒剤何粒で小型鳥類のLD₅₀に相当するかを試算した(表4)。

表4 死亡事故事例のある剤についての小型鳥類のLD₅₀に相当する粒剤の試算値

| 農薬名 | LD ₅₀ (mg/kg 体重) ¹⁾ | LD ₅₀ に相当する粒数 ²⁾ |
|---------|---|--|
| カルボフラン | 3.9 | 1.0 |
| モノクロトホス | 2.6 | 0.7 |
| フェンチオン | 5.3 | 1.3 |
| メピンホス | 2.4 | 0.6 |
| メタミドホス | 7.3 | 1.9 |
| パラチオン | 4.4 | 1.1 |
| エンドリン | 1.4 | 0.4 |

1) 第4章の方法により、体重22gの小型鳥類に相当するLD₅₀を算出。

2) 短径0.7mm、長径3mm、密度1.5g/cm³の5%粒剤として算出。

上記を参照し、誤った摂取により急性毒性用量を超えてしまうことが想定される場合には、以下の措置により、粒剤によるリスクを低減する必要がある。

- ・ 鳥類が誤って摂取する可能性を低減するため、屋外で粒剤の取りこぼしをしないこと、また、こぼれてしまった粒剤は土壌表面から除去することについて、使用者への注意喚起を行う(ラベル、ちらし、技術資料など。)
- ・ 鳥類が誤って摂取しないような使用方法への変更(例：土壌表面散布から作条処理や株元処理への変更。)
- ・ 露地栽培での使用を取りやめ、施設栽培での使用に限定。
- ・ 鳥類に忌避効果がある成分の追加。
- ・ 散布濃度の低減。
- ・ 鳥類が忌避する外観への変更。
- ・ 散布後の薬害に注意しつつ、散水により粒型の崩壊を促進。

リスク管理事例 :

剤Dについて、ハザード評価により、粒剤の事故的摂取によるリスクが高いおそれがあると評価された。このため、剤Dの露地散布による使用方法の開発を取りやめ、使用場面を育苗箱施用に限定することとした。

また、鳥類への影響が懸念されることから屋外で粒剤を取りこぼさないように注意すべき旨、製品に添付されるちらし及び技術資料に記載し、使用者に注意喚起することとした。

第7章 今後の課題

本マニュアルは、鳥類に対する農薬ばく露評価のうち種子処理に係るばく露シナリオが、データ不足のため推計方法が確立していないことから、当面、推計に必要なデータ収集を行った上で、ばく露シナリオを完成させて最終版のマニュアルにする必要がある。

さらに、今回の農薬リスク評価の策定については、知見の不足等から、限られたシナリオでの評価を対象とした。このため、中長期的には、鳥類に対するばく露評価に当たって更に詳細なシナリオを構築したり、鳥類に対する農薬の毒性影響を広範に評価できるように、研究や調査を進めていく必要がある。具体的には、今後、以下に掲げる知見を充実させるとともに、それを踏まえた評価手法の見直しの検討が必要であると考えられる。

指標種の拡大

長期間・低濃度でのばく露による毒性影響（特に鳥類繁殖毒性）

ばく露シナリオの拡大

各種パラメータに関する知見蓄積

引用文献

- Newton, I. (1998) *Population limitation in birds*. Academic Press, London. 597 pp.
- 環境省 (2004) 平成 15 年度 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. (日本植物防疫協会受託) 119pp.
- 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
- EFSA (European Food Safety Authority) (2007) Opinion of the Scientific Panel on Plant protection products and their Residues on a request from the Commission related to the revision of Annexes II and III to Council Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market - Ecotoxicological studies. 07 March 2007. *The EFSA Journal* 461: 1-44.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2009) Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals on request from EFSA. *EFSA Journal*. 7(12): 1438. [139 pp.] Available online: www.efsa.europa.eu
- 清棲幸保 (1966) 野鳥の事典. 東京堂出版, 東京. 413pp.
- Minaeu, P.; B.T. Collins and A. Baril. (1996) On the Use of Scaling Factors to Improve Interspecies Extrapolation of Acute Toxicity in Birds. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 24: 24-29.
- 日本実験動物協会 編 (1989) 実験動物の基礎と技術 2 各論. 丸善. 323pp.
- 日本植物防疫協会 編 (2011) 農薬ハンドブック 2011 年版. 日本植物防疫協会. 720pp.
- 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)
- 農薬の登録申請時に提出される試験成績の作成に係る指針. (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別添)

略語集

| | | |
|------------------|--|--|
| a.i. | active ingredient | 有効成分 |
| DT ₅₀ | Disappearance time 50 % | 半減期 |
| EFSA | European Food Safety Authority | 欧州食品安全機関 |
| EPA | (United States) Environmental Protection Agency | (米) 環境保護庁 |
| LD ₅₀ | Lethal dose 50% | 半数致死量 |
| OECD | Organisation for Economic Co-operation and Development | 経済協力開発機構 |
| RQ | Risk Quotient | リスク比 体重当たり農薬ばく露量 / LD ₅₀ に相当 |
| RUD | Residue unit dose | 単位散布量当たりの残留濃度 |
| TER | Toxicity-exposure-ratio | 毒性ばく露比 毒性評価値 / 体重当たり農薬ばく露量に相当 |

資料編

目次

| | | |
|-------|-------------------------------|----|
| 資料 1 | 鳥類リスク評価・管理手法検討会 委員名簿..... | 32 |
| 資料 2 | 第 3 次環境基本計画等の抜粋..... | 33 |
| 資料 3 | 海外における農薬による鳥類死亡事例..... | 38 |
| 資料 4 | 鳥類における農薬の残留実態..... | 40 |
| 資料 5 | 我が国における農薬による鳥類死亡事例..... | 47 |
| 資料 6 | 我が国の土地利用割合..... | 48 |
| 資料 7 | 平成 23 年度鳥類摂餌量調査結果の概要..... | 49 |
| 資料 8 | 水稲 RUD の推計について..... | 52 |
| 資料 9 | 果実 RUD の推計について..... | 55 |
| 資料 10 | 小型鳥類行動調査結果..... | 57 |
| 資料 11 | 平成 22・23 年度農薬ばく露量調査結果の概要..... | 65 |
| 資料 12 | 昆虫 RUD の推計について..... | 70 |
| 資料 13 | 鳥類強制経口投与試験の概要..... | 72 |
| 資料 14 | 鳥類の急性毒性値を用いた種間差の解析結果..... | 80 |

資料1 鳥類リスク評価・管理手法検討会 委員名簿

(平成22・23年度)

| 氏名(敬称略) | 所 属 |
|---------|---|
| 伊藤 義彦 | 財団法人 畜産生物科学安全研究所 専務理事 |
| 上路 雅子 | 社団法人日本植物防疫協会 技術顧問 |
| 小川 博 | 東京農業大学農学部 教授 |
| 白石 寛明 | 独立行政法人国立環境研究所 環境リスク研究センター長 |
| 元場 一彦 | 農薬工業会技術グループ委員 |
| 百瀬 浩 | 独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構 中央農業総合研究センター 鳥獣害研究管理プロジェクトリ ーダー |
| 和田 勝 | 東京医科歯科大学名誉教授 (座長) |

(平成22年度のみ)

| | |
|-------|---------------------------------------|
| 天野 達也 | (独)農業環境技術研究所生物多様性研究領域研究員(平成 22年当時) |
|-------|---------------------------------------|

資料2 第3次環境基本計画等の抜粋

第3次環境基本計画（平成18年4月7日閣議決定）（抄）

第1章 重点分野ごとの環境政策の展開

第5節 化学物質の環境リスクの低減に向けた取組

1 現状と課題

(4) 化学物質の特性等に応じた様々な対策手法の必要性

(略)

生態系保全に関する化学物質対策は、第二次環境基本計画以降、化学物質審査規制法における規制の導入、農薬の評価手法の見直し、水質環境基準の設定等で進展を見ましたが、評価の対象となっている特定の生物への影響と生態系保全の関係についての考え方、水域以外の生態系の保全のための影響評価の手法、用途・使用形態に応じた管理の考え方等が必ずしも十分に確立しておらず、その発展が必要です。

4 重点的取組事項

(2) 科学的な環境リスク評価の推進

(略)

リスク評価を進めるための手法の開発を行います。まず、化学物質による生態系への影響について、水域のみならず、陸域等も含めた生態系の望ましい保全の在り方について検討を進め、天然由来の化学物質も考慮して、評価方法を開発します。また、生態系への影響を早期に発見するため、野生生物の観察等の取組を進めます。

第2章 環境保全施策の体系

環境問題の各分野に係る施策

5 化学物質の環境リスクの評価・管理に係る施策

(2) 化学物質のリスク評価

(略)

シミュレーションモデルによるばく露評価手法の開発などの調査研究を引き続き推進するとともに、農薬の陸域生態影響評価手法について検討を進めます。

21 世紀環境立国戦略(平成 19 年 6 月 1 日閣議決定) (抄)

3. 今後 1、2 年で重点的に着手すべき八つの戦略

戦略 5 環境・エネルギー技術の中核とした経済成長 環境技術・環境ビジネスの展開

(国際潮流を踏まえた化学物質環境リスク対策の充実)

(略)

また、小児等の脆弱性への考慮も含め、安全性情報の収集・把握及びモニタリングの強化により隙間のない化学物質リスク監視体制を構築するとともに、農薬については、水域のみならず陸域の生態系へのリスク評価・管理も含めた対策を推進する。

生物多様性国家戦略 2010 (平成 22 年 3 月 16 日閣議決定) (抄)

第 2 部 生物多様性の保全及び持続可能な利用に関する行動計画

第 1 章 国土空間的施策

第 6 節 田園地域・里地里山

1. 1 生物多様性保全をより重視した農業生産の推進

(現状と課題)

適切な農業生産活動が行われることによって生物多様性保全、良好な景観の形成などの機能が発揮されます。一方、農薬や肥料の不適切な使用は、田園地域・里地里山の自然環境ばかりでなく、川などを通じた水質悪化による漁場環境への影響など生物多様性への影響が懸念されることから、田園地域や里地里山の生物多様性保全をより重視した有機農業をはじめとする環境保全型農業を推進し、生きものと共生する農業生産の推進を図る視点でさらに取組を進めることが必要です。

(具体的施策)

農薬による陸域生態系へのリスク評価・管理の導入に向け、その手法を確立します。
(環境省)

第 2 章 横断的・基礎的施策

第 1 節 野生生物の保護と管理

3. 2 化学物質など非生物的要因

(現状と課題)

(略)

農薬については、生態系保全の観点から、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を改正し(平成 17 年 4 月施行)、従前の魚類への毒性評価のみを行う基準から、藻類、甲殻類を評価対象に追加してリスク評価を行うよう、基準を充実さ

せました。今後は、本基準の設定を着実に進めるとともに、農薬による陸域生態系へのリスク評価・管理の導入などの新たな取組を進めることが重要です。

(具体的施策)

農薬による陸域生態系へのリスク評価・管理の導入に向け、その手法を確立します。

(環境省)

～ 21 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(平成 11 年 1 月、環境庁) (抄)

はじめに

我が国における農薬登録制度の事前評価では、現在のところ、生態系を構成するわずかな生物しか対象としておらず、野生生物や生態系に対する影響、いわゆる生態影響を評価するシステムはまだ整備されていない。

一方、多くの欧米各国では、農薬の登録段階でこのような生態影響を評価する仕組みが整備されている。我が国においても登録に先立って農薬の環境動態及び生態影響を事前に評価し、有害な影響を回避することが重要となっている。

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的环境は、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。

第1部 農薬生態影響評価の基本的考え方について

第2 当面の農薬の生態影響評価の基本的な考え方

1. 評価対象とする生態系

本来、生態系は水陸両方で一体を成しており、その影響は相互に波及するものである。したがって、農薬の生態影響を評価するに当たっては、水域生態系のみならず、陸域生態系及び推移帯生態系も含めて農薬の生態影響を評価することが望ましい。

しかしながら、複雑な生態系を総体として捉えることは技術的に極めて困難であること、水生生物以外の生物については、その毒性試験法が十分に確立されていないこと、知見の蓄積の遅れている分野に合わせ、制度自体の改善が遅れるよりは、知見の蓄積の進んだ分野から施策を具体化していくのが、生態系の保全、ひいては、持続可能な社会の構築に向けて望ましいことから、本報告では当面の評価対象とする生態系を水域生態系とすることが適当である。

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

2.(1)で述べたとおり、生態系保全目標のあるべき姿の検討が必要なことから、本報告では人為的な生態系であるため当面評価対象外とした農地内生態系においても、将来的な評価に向けた、保全の考え方に関する検討が必要である。このような農地内生態系も含め、これまでは「生態系の保全」として農薬生態影響評価の対象とされていない全ての生態系においても、生態系の保全の在り方や、評価手法の検討が必要である。

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。

資料3 海外における農薬による鳥類死亡事例

(Newton(1998)の死亡事例リストを改変)

| Pesticide | Use | Location | Species affected (and corpses found) | Source |
|---------------------------|--|-------------------------------|--|--------|
| Organochlorines | | | | |
| DDD | Against Gnats <i>Chaoborus astictopus</i> | 米国(California) | Western Grebes <i>Aechmophorus occidentalis</i> (100) | |
| Aldrin | Rice seed treatment against Rice Water Weevil <i>Lissorhoptrus oryzophilus</i> | 米国(Texas) | Fulvous Whistling Duck <i>Dendrocygna bicolor</i> and other waterbirds, shorebirds and songbirds (192) | |
| Aldrin | Rice seed treatment against Rice Water Weevil <i>Lissorhoptrus oryzophilus</i> | 米国(Texas) | Snow Geese <i>Anser caerulescens</i> (112) | |
| Aldrin and Dieldrin | Seed-treatment (mainly wheat), against various insect pests | 英国 | Seed-eaters, including finches, pigeons and game birds (many thousands) | |
| Endrin | Against voles | 米国 (Washington) | California Quail <i>Lophortyx californicus</i> , raptors and others (194) | |
| Sodium pentachlorophenate | Against water snails <i>Pomacea glauca</i> | スリナム | Snail Kites <i>Rostrhamus sociabifis</i> (50). also egrets, herons, jacanas | |
| Toxaphene | Against goldfish | 米国(Big Bear Lake, California) | Fish-eaters (ducks, terns, gulls, grebes, pelicans) | |
| Organophosphates | | | | |
| Azodrin(Monocrotophos) | Against Voles in alfalfa | イスラエル | Raptors (400) | |
| Azodrin (Monocrotophos) | Against grasshoppers | アルゼンチン | Swainson's Hawks <i>Buteo swainsoni</i> (5000) | |
| Carbophenothion | Seed-treatment (cereals) | 英国 | Various goose species (several 100s) | |
| Fenthion | Against mosquito larvae | 米国(North Dakota) | 453 warblers | |
| Fensulfothion | Against pasture pests | ニュージーランド | Mainly White-backed Magpie <i>Gymnorhina tibicen</i> , Black-backed Gull <i>Larus dominicanus</i> and Harrier Hawk <i>Circus approximans</i> (394) | |
| Parathion | Against aphids on cole crops | 英国 | Various species | |
| Parathion | Against cotton pests | 米国(Texas) | Laughing Gulls <i>Larus atricilla</i> (216) | |
| Phosphamidon | Against Spruce Budworm <i>Choristoneura fumiferana</i> | カナダ(New Brunswick) | An estimated three million songbirds killed in New Brunswick in 1975 | |
| Carbamates | | | | |
| Carbofuran | Rape seed treatment (granular application) | カナダ (Saskatchewan) | Many thousands of Lapland Longspurs <i>Calcarius lapponicus</i> killed | |
| | Against turnip seed pests | カナダ(British Columbia) | Many thousands of Green-winged Teal <i>Anas crecca</i> killed | |
| | Against alfalfa pests | 米国(California) | American Wigeon <i>Anas americanus</i> (2450) | |
| | Against alfalfa pests | 米国(Oklahoma) | Canada Geese <i>Branta canadensis</i> (500) | |

Hunt, E.G. and A.I. Bischoff. 1960. Inimical effects on wildlife of periodic DDD applications to Clear Lake. *California Fish and Game* 46: 91-106.

Flickinger E. L. & King K. A. (1972) Some effects of aldrin-treated rice on Gulf Coast wildlife. *J. Wildl. Manage.* 36: 706-727.

Flickinger E. L.. (1979) Effects of aldrin exposure on snow geese in Texas rice fields. *J. Wildl. Manage.* 43: 94-101

Cramp, S., Condor, P. J., & Ash, J. (1962) Deaths of the birds and mammals from toxic chemicals. Second Report of the Joint Committee of the British Trust for Ornithology, the Royal Society for the Protection of Birds and the Game Research Association.

Blus L. J., Henny, C. J., & Grove, R. A. (1989) Rise and fall of endrin usage in Washington State fruit orchards: effects on wildlife. *Environ. Pollut.* 60: 331-349.

Vermeer K, Risebrough R. W., Spaans A. L., & Reynolds L. M. (1974) Pesticide effects on fishes and birds in rice fields of Surinam, South America. *Environ. Pollut.* 7: 217-236.

Rudd, R. L. (1964) Pesticides and the living landscape. University of Wisconsin Press. Madison.

Mendelssohn, H. & Paz, U. (1977) Mass mortality of birds of prey caused by Azodrin, an organophosphorus insecticide. *Biological Conservation.* 11(3): 163-170

Goldstein, M.L., B. Woodbridge, M.E. Zaccagnini, and S.B. Canavelli. (1996) An assessment of mortality of Swainson's Hawks on wintering grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research* 30:106-107.

- Stanley, P.I. & Bunyan, P. J. (1979) Hazards to wintering geese and other wildlife from the use of dieldrin, chlordane and carbophenothion as wheat seed treatments. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 205: 31-45.
- Seabloom R. W., Pearson, G. L., Oring, L. W. & Reilly, J. R. (1973) An incident of fenthion mosquito control and subsequent avian mortality. *J. Wildl. Dis.* 9:18-20.
- Mills, J. A. (1973) Some observations on the effects of field applications of fensulfothion and parathion on bird and mammal populations. *Proc. New Zealand Ecol. Soc.* 20: 65-71.
- Cramp, S. (1973) The effects of pesticides on British wildlife. *Brit. Vet. J.* 129: 315-323.
- White, D.H., King, K. A., Mitchell, C.A., Hill, E.F. & Lamont T. G. (1979) Parathion causes secondary poisoning in a laughing gull breeding colony. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 281-284.
- Pearce, P. A., and Peakall, D. B. (1977) The impact of fenitrothion on bird populations in New Brunswick. In Roberts, J. R., Greenhalgh, R., and Marshall, W. K. (Eds.) *Fenitrothion: The Long-term Effects of Its Use in Forest Ecosystems*. ACSCEQ Document NRCC 16073, pp. 299-306. National Research Council of Canada, Ottawa.
- Mineau, P. (1993) The hazard of carbofuran to birds and other vertebrate wildlife. Environment Canada, Canadian Wildlife Service, Wildlife Toxicology Section, Ottawa. *Technical Report*. No. 177.

参考文献

- Newton, I. (1998) *Population limitation in birds*. Academic Press, London. 597 pp.

資料4 鳥類における農薬の残留実態

(平成14年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果のまとめ及び平成15～22年度化学物質環境実態調査(環境省環境保健部)より作成)

| 農薬名 | 登録状況 | 調査年 | 対象生物 | 分類 | 検出試料数 / 調査試料数 | 検出濃度範囲 (μg/Kg) | | | |
|--------------------|-----------------------|----------|---------|-------------------------|--------------------------------|------------------------------------|---------------------------|--------------------------------------|---------------------------|
| ペンタクロロフェノール(PCP) | 1990年失効 | H12 | カワウ | 鳥類 | 28/30 | ND** - 230 | | | |
| | | | カワウ(卵) | 鳥類 | 10/10 | 2.1 - 8.9 | | | |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 34/44 | ND**-61 | | | |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 26/26 | 0.34 - 4 | | | |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/13 | ND** | | | |
| | | H14 | カワウ | 鳥類 | 10/10 | 0.8 - 35 | | | |
| | | | トビ | 猛禽類 | 0/8 | ND** | | | |
| | | | ハシブトガラス | 鳥類 | 0/12 | ND** | | | |
| | | H15 | クマタカ | 鳥類 | 0/2 | ND** | | | |
| | | | H16 | クマタカ | 鳥類 | 0/4 | ND** | | |
| 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸 | 登録あり(96.9t) | H12 | カワウ | 鳥類 | 0/30 | ND** | | | |
| | | | カワウ(卵) | 鳥類 | 0/10 | ND** | | | |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/44 | ND** | | | |
| アトラジン | 登録あり(198.8t、製剤出荷量として) | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/31 | ND** | | | |
| | | | H12 | カワウ | 鳥類 | 0/30 | ND** | | |
| | | カワウ(卵) | | 鳥類 | 0/10 | ND** | | | |
| | | 猛禽類 | | 猛禽類 | 0/44 | ND** | | | |
| | | H18 | ウミネコ | 鳥類 | 0/10 | ND** | | | |
| ムクドリ | 鳥類 | | | | | | | | |
| CAT(シマジン) | 登録あり(10t) | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/31 | ND** | | | |
| ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH) | 1971年失効 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | 70/202, 197/202, 28/172, 5/137 | ND**-43, ND**-103, ND**-11, ND**-5 | | | |
| | | | | | 総 HCH 60/70 | ND**-53 | | | |
| | | | | | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/32, 7/32, 0/32, 0/32 | ND**, ND**-10, ND**, ND** |
| | | | | | | | | 合計 7/32 | ND**-10 |
| | | | | | | | | トビ | 猛禽類 |
| | | 合計 25/26 | ND**-35 | | | | | | |
| | | シマフクロウ | 猛禽類 | 0/5, 1/5, 0/5, 0/5 | ND**, ND**-3, ND**, ND** | | | | |
| | | | | 合計 1/5 | ND**-3 | | | | |
| | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/30, 26/30, 0/30, 0/30 | ND**, ND**-297, ND**, ND** | | | | |
| | | | | 合計 26/30 | ND**-297 | | | | |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 12/30, 24/30, 3/30, 0/30 | ND**-1.6, ND**-35, ND**-0.25, ND** | | | |
| | | | | | 合計 30/30 | 0.54-36 | | | |
| | | | | | カワウ(卵) | 鳥類 | 49/90, 87/90, 49/90, 3/90 | ND**-3.1, ND**-85, ND**-5, ND**-0.64 | |
| | | | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 6/44, 37/44, 2/44, 0/44 | ND**-0.96, ND**-140, ND**-0.29, ND** | |
| | | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | 0/6, 6/6, 0/6, 0/6 | ND**, 38-110, ND**, ND** | | | | |
| | | | | H13 | カワウ | 鳥類 | 3/26, 26/26, 0/30, 0/30 | ND**-0.62, 6.3-140, ND**, ND** | |
| | | 猛禽類 | 猛禽類 | | | | 0/15, 13/15, 0/15, 0/15 | ND**, ND**-180, ND**, ND** | |
| | | 猛禽類卵 | 猛禽類 | | | | 0/4, 4/4, 0/4, 0/4 | ND**, 7.8-44, ND**, ND** | |
| | | H14 | イヌワシ | 猛禽類 | 0/1, 0/1, 0/1 | ND**, ND**, ND** | | | |
| | | | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | 0/1, 1/1, 0/1 | ND**, 8.2, ND** | |
| カワウ | 鳥類 | | | | 10/10, 10/10, 10/10 | 0.05-0.25, 0.47-6.1, 0.012-0.12 | | | |

| 農薬名 | 登録状況 | 調査年 | 対象生物 | 分類 | 検出試料数 / 調査試料数 | 検出濃度範囲 (μg/Kg) |
|---------------------|-----------|-------------|---------------|---|-------------------------------|---|
| ヘキサクロロシクロヘキサン (HCH) | 1971年失効 | H14 | トビ | 猛禽類 | 8/8, 8/8, 8/8 | 0.02-0.24, 1.1-7.6, 0.014-0.07 |
| | | | ハシブトガラス | 鳥類 | 12/12, 12/12, 12/12 | 0.027-0.15, 0.45-3.5, 0.05-0.19 |
| | | H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10, 10/10, 10/10 | 0.030-0.23, 1.8-5.9, 0.0037-0.04, 0.012-0.031 |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10, 10/10, 10/10 | 0.058-1.6, 1.1-4.8, tr*(0.011)-1.2, 0.0064-0.26 |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10, 10/10, 10/10 | 0.067-0.085, 0.93-6.0, 0.0096-0.032, 0.010-0.030 |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10, 10/10, 10/10 | 0.055-0.10, 1.1-4.2, 0.008-0.029, 0.009-0.021 |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10, 10/10, 10/10 | 0.043-0.21, 1.4-3.2, tr*(0.008)-0.14, 0.004-0.022 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10, 10/10, 10/10 | 0.032-0.061, 1.3-5.6, tr*(0.005)-0.019, tr*(0.003)-0.009 |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10, 10/10, 10/10 | 0.034-0.056, 0.87-4.2, tr*(0.006)-0.021, tr*(0.003)-0.009 |
| | | H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 2/2, 2/2, 2/2, 2/2 | 0.16-0.43, 0.91-2.8, 0.004-0.023, 0.011-0.013 |
| | | NAC (カルバリル) | 登録あり (59.2 t) | H12 | カワウ | 鳥類 |
| カワウ (卵) | 鳥類 | | | | 0/10 | ND** |
| 猛禽類 | 猛禽類 | | | | 0/44 | ND** |
| クロルデン | 1968年失効 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | 20/185, 56/185, 89/155 | trans ND**-2, cis ND**-21, ND**-676 |
| | | | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/32, 0/32 |
| | | トビ | | 猛禽類 | 9/26, 23/26 | transND**-13, cisND**-119 |
| | | シマフクロウ | | 猛禽類 | 0/5, 0/5 | transND** cisND** |
| | | 猛禽類 | 猛禽類 | 1/30, 7/30 | transND**-5, cisND**-74 | |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 0/30, 9/30 | transND** cisND**-0.79 |
| | | | カワウ (卵) | 鳥類 | 50/90, 68/90 | transND**-55, cisND**-39 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 37/44, 33/44 | transND**-57, cisND**-64 |
| | | | 猛禽類 (卵) | 猛禽類 | 6/6, 6/6 | trans11-130, cis0.2-11 |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 2/26, 5/26 | transND**-12, cisND**-1.1 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 9/15, 1/15 | transND**-360, cisND**-30 |
| | | | 猛禽類 (卵) | 猛禽類 | 4/4, 0/4 | trans2.5-15, cisND** |
| | | H14 | イヌワシ | 猛禽類 | 1/1, 0/1 | trans0.47, cisND** |
| | | | クマタカ (卵) | 猛禽類 | 1/1, 1/1 | trans15, cis1.5 |
| | | | カワウ | 鳥類類 | 10/10, 10/10 | trans0.0077-0.15, cis0.018-0.89 |
| | | | トビ | 猛禽類 | 8/8, 8/8 | trans0.76-3.6, cis5.2-13 |
| | | 猛禽類 | 猛禽類 | 10/12, 12/12 | transND**-0.05, cis0.013-0.06 | |
| | | H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10 | trans tr*(0.0059)-0.027, cis0.0068-0.37 |
| H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10 | trans ND**-tr*(0.026), cis tr*(0.0058)-0.24 | | |
| H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 5/10, 10/10 | trans tr*(0.0045)-0.030, cis tr*(0.0058)-0.34 | | |
| H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 10/10, 10/10 | trans tr*(0.003)-0.017, cis 0.005-0.25 | | |

| 農薬名 | 登録状況 | 調査年 | 対象生物 | 分類 | 検出試料数 / 調査試料数 | 検出濃度範囲 (µg/Kg) |
|------------|-----------|--------|--------------|-----------|---|--|
| クロルデン | 1968年失効 | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | trans tr [*] (0.003)-0.019 cis tr [*] (0.004)-0.23 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>7/10</u> <u>10/10</u> | trans ND ^{**} -0.027 cis tr [*] (0.003)-0.28 |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>7/10</u> <u>10/10</u> | trans tr [*] (0.003)-0.013 cis 0.004-0.13 |
| | | H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>2/2</u> <u>2/2</u> | trans tr [*] (0.002)-0.010 cis 0.004-0.18 |
| (オキシクロルデン) | クロルデンの代謝物 | H10 以前 | 鳥類 | 鳥類 | <u>105/185</u> | ND ^{**} -79 |
| | | H10 | ドバト | 鳥類 | <u>9/32</u> | ND ^{**} -11 |
| | | | トビ | 猛禽類 | <u>26/26</u> | 3-80 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | <u>2/5</u> | ND ^{**} -4 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>27/30</u> | ND ^{**} -510 |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | <u>28/30</u> | ND ^{**} -6.5 |
| | | | カワウ(卵) | 鳥類 | <u>89/90</u> | ND ^{**} -190 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>44/44</u> | 1.1-260 |
| | | H13 | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | <u>6/6</u> | 62-280 |
| | | | カワウ | 鳥類 | <u>26/26</u> | 1.9-62 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>5/15</u> | ND ^{**} -650 |
| | | H14 | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | <u>1/4</u> | ND ^{**} -31 |
| | | | イヌワシ | 猛禽類 | <u>1/1</u> | 0.72 |
| | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | <u>1/1</u> | 78 |
| | | | カワウ | 鳥類類 | <u>10/10</u> | 1.9-21 |
| | | H15 | トビ | 猛禽類 | <u>8/8</u> | 3.8-18 |
| | | | ハシブトガラス | 鳥類 | <u>12/12</u> | 1.4-12 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.61-1.3 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.32-0.73 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.39-0.86 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.27-0.72 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.29-0.74 |
| ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | | <u>10/10</u> | 0.29-0.96 | | |
| ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | | <u>10/10</u> | 0.19-0.54 | | |
| ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | | <u>2/2</u> | 0.32-0.51 | | |
| DDT | 1971年失効 | H10 以前 | 鳥類 | 鳥類 | <u>19/192</u> , <u>85/222</u> 総 DDT <u>135/135</u> | o,p'ND ^{**} -22 p,p'ND ^{**} -43 10-700 |
| | | H10 | カエル類 | 両生類 | <u>0/19</u> , <u>0/19</u> <u>0/12</u> , <u>2/12</u> <u>2/7</u> , <u>4/7</u> <u>1/100</u> , <u>14/100</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -93 o,p'ND ^{**} -9 p,p'ND ^{**} -67 o,p'ND ^{**} -3 p,p'ND ^{**} -33 |
| | | | ドバト | 鳥類 | <u>0/32</u> , <u>1/32</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -2 |
| | | | トビ | 猛禽類 | <u>0/26</u> , <u>16/26</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -8 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | <u>0/5</u> , <u>2/5</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -6 |
| | | H12 | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>0/30</u> , <u>3/30</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -4 |
| | | | カワウ | 鳥類 | <u>0/30</u> , <u>22/30</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -1.8 |
| | | | カワウ(卵) | 鳥類 | <u>1/90</u> , <u>67/90</u> | o,p'ND ^{**} -0.16 p,p'ND ^{**} -17 |
| | | H13 | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>15/44</u> , <u>31/44</u> | o,p'ND ^{**} -6.8 p,p'ND ^{**} -59 |
| | | | 猛禽(卵) | 猛禽類 | <u>0/6</u> , <u>5/6</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -18 |
| | | | カワウ | 鳥類 | <u>0/26</u> , <u>1/26</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -2.1 |
| | | H14 | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>0/15</u> , <u>0/15</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} |
| | | | 猛禽(卵) | 猛禽類 | <u>0/4</u> , <u>1/4</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} -7.5 |
| | | | イヌワシ | 猛禽類 | <u>0/1</u> , <u>0/1</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} |
| | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | <u>0/1</u> , <u>0/1</u> | o,p'ND ^{**} p,p'ND ^{**} |
| | | H15 | カワウ | 鳥類 | <u>4/10</u> , <u>10/10</u> | o,p'ND ^{**} -0.06 p,p'0.012-1.1 |
| | | | トビ | 猛禽類 | <u>8/8</u> , <u>8/8</u> | o,p'0.07-0.32 p,p'0.36-1.6 |
| | | | ハシブトガラス | 鳥類 | <u>0/12</u> , <u>12/12</u> | o,p'ND ^{**} p,p'0.029-0.71 |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'0.0083-0.058 p,p'0.18-1.4 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'tr [*] (0.0009)-0.043 p,p'0.16-0.70 |

| 農薬名 | 登録状況 | 調査年 | 対象生物 | 分類 | 検出試料数 / 調査試料数 | 検出濃度範囲 (μg/Kg) |
|---------|-----------|-------|--------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|
| DDT | 1971年失効 | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'0.0034-0.024 p,p'0.18-0.90 |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'0.003-0.12 p,p'0.11-1.8 |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'tr*(0.002)-0.026 p,p'0.16-1.9 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>8/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-0.016 p,p'0.056-0.27 |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'tr*(0.0014)-0.012 p,p'0.085-2.9 |
| | | H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/2 <u>1/2</u> | o,p'ND** p,p'ND**-0.015 |
| (DDE) | DDT代謝物 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | <u>19/192</u> , <u>222/222</u> | o,p'ND**-2 p,p'7-1100 |
| | | H10 | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/30, <u>30/30</u> | o,p'ND** p,p'12-5940 |
| | | | ドバト | 鳥類 | 0/32, <u>17/32</u> | o,p'ND** p,p'ND**-10 |
| | | | トビ | 猛禽類 | 0/26, <u>26/26</u> | o,p'ND** p,p'5.0-230 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | 0/5, <u>5/5</u> | o,p'ND** p,p'15-34 |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 0/30, <u>30/30</u> | o,p'ND** p,p'4.2-50 |
| | | | カワウ(卵) | 鳥類 | 0/90, <u>90/90</u> | o,p'ND** p,p'130-12000 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>6/44</u> , <u>44/44</u> | o,p'ND**-2.4 p,p'3.7-5900 |
| | | | 猛禽(卵) | 猛禽類 | 0/6, <u>6/6</u> | o,p'ND** p,p'350-5400 |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 0/26, <u>26/26</u> | o,p'ND** p,p'13-16000 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/15, <u>14/15</u> | o,p'ND** p,p'ND**-3500 |
| | | | 猛禽(卵) | 猛禽類 | 0/4, <u>4/4</u> | o,p'ND** p,p'63-620 |
| | | H14 | イヌワシ | 猛禽類 | 0/1, <u>1/1</u> | o,p'ND** p,p'25 |
| | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | 0/1, <u>1/1</u> | o,p'ND** p,p'33 |
| | | | カワウ | 鳥類 | <u>10/10</u> , <u>10/10</u> | o,p'0.013-0.10 p,p'34-620 |
| | | | トビ | 猛禽類 | <u>8/8</u> , <u>8/8</u> | o,p'0.24-0.94 p,p'40-180 |
| | | H15 | ハシブトガラス | 鳥類 | <u>1/12</u> , <u>12/12</u> | o,p'ND**-0.022 p,p'7.9-80 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>9/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-0.0042 p,p'18-240 |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>5/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-0.0037 p,p'6.8-200 |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>7/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-tr*(0.0029) p,p'7.1-300 |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'tr*(0.001)-0.003 p,p'5.9-160 |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>6/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-0.0028 p,p'6.7-320 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>5/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-0.003 p,p'7.5-160 |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>6/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-tr*(0.002) p,p'4.3-220 |
| H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>1/2</u> <u>2/2</u> | o,p'ND**-tr*(0.0037) p,p'6.3-160 | | |
| (DDD) | DDT代謝物 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | <u>8/192</u> , <u>121/222</u> | o,p'ND**-31 p,p'ND**-99 |
| | | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/32, <u>1/32</u> | o,p'ND** p,p'ND**-3 |
| | | | トビ | 猛禽類 | 0/26, <u>23/26</u> | o,p'ND** p,p'ND**-18 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | 0/5, <u>5/5</u> | o,p'ND** p,p'3-8 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/30, <u>15/30</u> | o,p'ND** p,p'ND**-82 |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 0/30, <u>1/30</u> | o,p'ND** p,p'ND**-0.16 |
| | | | カワウ(卵) | 鳥類 | <u>3/90</u> , <u>60/90</u> | o,p'ND**-0.85 p,p'ND**-22 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>10/44</u> , <u>34/44</u> | o,p'ND**-9.3 p,p'ND**-1700 |
| | | H13 | 猛禽(卵) | 猛禽類 | 0/6, <u>6/6</u> | o,p'ND** p,p'0.85-17 |
| | | | カワウ | 鳥類 | 0/26, <u>3/26</u> | o,p'ND** p,p'ND**-2.7 |
| | | H14 | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/15, <u>1/15</u> | o,p'ND** p,p'ND**-30 |
| | | | 猛禽(卵) | 猛禽類 | 0/4, 0/4 | o,p'ND** p,p'ND** |
| | | | イヌワシ | 猛禽類 | 0/1, 0/1 | o,p'ND** p,p'ND** |
| | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | 0/1, <u>1/1</u> | o,p'ND** p,p'0.58 |
| | | H14 | カワウ | 鳥類 | <u>5/10</u> , <u>10/10</u> | o,p'ND**-0.04 p,p'0.07-1.5 |
| | | | トビ | 猛禽類 | <u>8/8</u> , <u>8/8</u> | o,p'0.07-1.8 p,p'4.4-23 |
| ハシブトガラス | 鳥類 | | 0/12, <u>12/12</u> | o,p'ND** p,p'0.39-13 | | |
| ハシブトガラス | 鳥類 | | 0/12, <u>12/12</u> | o,p'ND** p,p'0.39-13 | | |

| 農薬名 | 登録状況 | 調査年 | 対象生物 | 分類 | 検出試料数 / 調査試料数 | 検出濃度範囲 (μg/Kg) |
|--------|-----------|--------|-----------|----------|------------------------------|---------------------------------------|
| (DDD) | DDT代謝物 | H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | o,p'tr*(0.008)-0.023 p,p'0.11-3.9 |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 鳥類 | <u>10/10</u> <u>9/10</u> | o,p'tr*(0.005)-0.036 p,p'0.052-1.4 |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'ND**-0.025 p,p'0.045-1.4 |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'0.0047-0.0097 p,p'0.055-1.8 |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'0.005-0.010 p,p'0.070-2.3 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'tr*(0.002)-0.014 p,p'0.035-1.1 |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> <u>10/10</u> | o,p'0.003-0.013 p,p'0.031-3.4 |
| | | H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>2/2</u> <u>2/2</u> | o,p'0.0036-0.011 p,p'0.12-1.6 |
| アルドリン | 1975年失効 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | <u>1/127</u> | ND**-2 |
| | | H14 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| エンドリン | 1975年失効 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | 0/127 | ND** |
| | | H14 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>7/10</u> | ND**-0.099 |
| | | H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.005-0.096 |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>5/10</u> | ND**-0.062 |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>7/10</u> | ND**-0.064 |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | tr*(0.004)-0.057 |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>9/10</u> | ND**-0.055 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>5/10</u> | ND**-0.083 |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | ND**-0.043 |
| デルドリン | 1975年失効 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | <u>123/202</u> | ND**-124 |
| | | H10 | ドバト | 鳥類 | <u>1/32</u> | ND**-3 |
| | | | トビ | 猛禽類 | <u>24/26</u> | ND**-124 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | 0/5 | ND** |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>20/30</u> | ND**-506 |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | <u>10/30</u> | ND**-6.1 |
| | | | カワウ(卵) | 猛禽類 | <u>10/10</u> | 14-41 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>33/44</u> | ND**-340 |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 0/26 | ND** |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | <u>1/13</u> | ND**-200 |
| | | H14 | カワウ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.79-14 |
| | | | トビ | 猛禽類 | <u>8/8</u> | 3.7-12 |
| | | | ハシブトガラス | 鳥類 | <u>12/12</u> | 1.1-6.8 |
| | | H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.79-2.2 |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.37-0.96 |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.50-1.8 |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.44-1.3 |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.56-0.91 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.26-1.3 |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>10/10</u> | 0.33-0.89 |
| | | ヘブタクロル | 1975年失効 | H10 | ドバト | 鳥類 |
| トビ | 猛禽類 | | | | 0/26 | ND** |
| シマフクロウ | 猛禽類 | | | | 0/5 | ND** |
| 猛禽類 | 猛禽類 | | | | 0/30 | ND** |
| H14 | カワウ | | | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | トビ | | | 猛禽類 | <u>7/8</u> | ND**-0.024 |
| | ハシブトガラス | | | 鳥類 | 0/12 | ND** |
| H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** | | |
| ヘブタクロル | 1975年失効 | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | <u>1/10</u> | ND**-tr*(0.0015) |

| 農薬名 | 登録状況 | 調査年 | 対象生物 | 分類 | 検出試料数 / 調査試料数 | 検出濃度範囲 (μg/Kg) |
|---------------------|--------------|--------|---------------|----------------------------|---------------|----------------------------|
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 1/2 | ND**-tr*(0.001) |
| (ヘプタクロルエポキサイド) | ヘプタクロルの代謝物 | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/32 | ND** |
| | | | トビ | 猛禽類 | 9/26 | ND**-7 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | 0/5 | ND** |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 26/30 | ND**-170 |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 20/30 | ND**-1.1 |
| | | | カワウ(卵) | 鳥類 | 57/90 | ND**-69 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 38/44 | ND**-180 |
| | | | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | 6/6 | 17-73 |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 25/26 | ND**-24 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/15 | ND** |
| | | | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | 0/4 | ND** |
| | | H14 | イヌワシ | 猛禽類 | 0/1 | ND** |
| | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | 0/1 | ND** |
| | | | カワウ | 鳥類 | 10/10 | 0.28-3.8 |
| | | | トビ | 猛禽類 | 8/8 | 0.53-6.6 |
| | | H15 | ハシブトガラス | 鳥類 | 12/12 | 0.54-13 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 10/10 | trans ND** cis0.37-0.77 |
| | | H16 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 10/10 | trans ND** cis0.19-0.35 |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 10/10 | trans ND** cis0.25-0.69 |
| | | H18 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 10/10 | trans ND** cis0.24-0.65 |
| | | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 10/10 | trans ND** cis0.25-0.35 |
| | | H20 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 10/10 | trans ND** cis0.18-0.56 |
| H21 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 10/10 | trans ND** cis0.16-0.39 | | |
| H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/2 2/2 | trans ND** cis0.24-0.36 | | |
| マラチオン (マラソン) | 登録あり (134 t) | H12 | カワウ | 鳥類 | 0/30 | ND** |
| | | | カワウ(卵) | 猛禽類 | 0/10 | ND** |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/44 | ND** |
| トリブチルスズ (トリブチルオキシド) | 1977年失効 | H10 以前 | 鳥類 | 0/165 | ND** | |
| | | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/31 | ND** |
| | | | トビ | 猛禽類 | 2/26 | ND**-8 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | 0/5 | ND** |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/30 | ND** |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 28/30 | ND**-5 |
| | | | カワウ(卵) | 猛禽類 | 72/90 | ND**-51 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 21/44 | ND**-17 |
| | | | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | 0/6 | ND** |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 22/26 | ND**-3.7 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 5/15 | ND**-1.8 |
| | | | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | 0/4 | ND** |
| | | H14 | イヌワシ | 猛禽類 | 0/1 | ND** |
| | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | 0/1 | ND** |
| | | | カワウ | 鳥類 | 1/10 | ND**-2.7 |
| | | | トビ | 猛禽類 | 6/8 | ND**-8 |
| | | H15 | ハシブトガラス | 鳥類 | 1/12 | ND**-2.1 |
| | | | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 1/10 | ND**-tr*(1.0) |
| | | H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** |
| | | H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/6 | ND** |

| 農薬名 | 登録状況 | 調査年 | 対象生物 | 分類 | 検出試料数 / 調査試料数 | 検出濃度範囲 (μg/Kg) |
|--------------|---------------------------------|-------|-----------|----------------|---------------|----------------|
| トリフェニルスズ | 1975年塩化, 1977年酢酸, 1990年水酸化, 各失効 | H10以前 | 鳥類 | 鳥類 | 10/125 | ND**-50 |
| | | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/31 | ND** |
| | | | トビ | 猛禽類 | 3/26 | ND**-10 |
| | | | シマフクロウ | 猛禽類 | 2/5 | ND**-3 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/30 | ND** |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 26/30 | ND**-8.2 |
| | | | カワウ(卵) | 猛禽類 | 51/90 | ND**-7.1 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 12/44 | ND**-17 |
| | | | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | 0/6 | ND** |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 26/26 | 0.68-13 |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/15 | ND** |
| | | | 猛禽類(卵) | 猛禽類 | 0/4 | ND** |
| | | H14 | イヌワシ | 猛禽類 | 0/1 | ND** |
| | | | クマタカ(卵) | 猛禽類 | 0/1 | ND** |
| | | | カワウ | 鳥類 | 2/10 | ND**-2.4 |
| | | | トビ | 猛禽類 | 7/8 | ND**-12 |
| | | | ハシブトガラス | 鳥類 | 0/12 | ND** |
| H15 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/10 | ND** | | |
| H17 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 1/10 | ND**-tr*(0.50) | | |
| H22 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 1/6 | ND**-tr*(0.12) | | |
| トリフルラリン | 登録あり (180t) | H10 | ドバト | 鳥類 | 0/31 | ND** |
| | | H12 | カワウ | 鳥類 | 28/30 | ND**-0.92 |
| | | | カワウ(卵) | 猛禽類 | 0/10 | ND** |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 23/44 | ND**-12 |
| | | H13 | カワウ | 鳥類 | 0/26 | ND** |
| | | | 猛禽類 | 猛禽類 | 0/13 | ND** |
| | | H14 | カワウ | 鳥類 | 1/10 | ND**-0.5 |
| | | | トビ | 猛禽類 | 0/8 | ND** |
| | | | ハシブトガラス | 鳥類 | 0/12 | ND** |
| | | H15 | クマタカ | 鳥類 | 0/2 | ND** |
| | | | カワウ | 鳥類 | 0/20 | ND** |
| ハシブトガラス | 鳥類 | | 0/10 | ND** | | |
| MPP (フェンチオン) | 登録あり (63t) | H19 | ウミネコ、ムクドリ | 鳥類 | 0/6 | ND** |

()内は2010農業年度における原体生産量と輸入量の合計。

* tr:トレース(trace)値。検出下限値以上定量下限値未満であることを指す。

** ND:未検出であることを指す。

参考文献

環境省保健環境部環境安全課. (2003) 平成14年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果のまとめ.

http://www.env.go.jp/chemi/end/kento1502/mat/mat02_101.pdf

環境省環境保健部環境安全課. (2003) 平成15年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成15年度版

環境省環境保健部環境安全課. (2004) 平成16年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成16年度版

環境省環境保健部環境安全課. (2005) 平成17年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成17年度版

環境省環境保健部環境安全課. (2006) 平成18年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成18年度版

環境省環境保健部環境安全課. (2007) 平成19年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成19年度版

環境省環境保健部環境安全課. (2008) 平成20年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成20年度版

環境省環境保健部環境安全課. (2009) 平成21年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成21年度版

環境省環境保健部環境安全課. (2010) 平成22年度化学物質環境実態調査 - 化学物質と環境 - 平成22年度版

資料5 我が国における農薬による鳥類死亡事例

1997年から2011年にかけて、報道情報及び文献情報より、農薬が関係していると思われる野鳥の死亡事例について、その原因を取りまとめた。

| 鳥類死亡の原因 | 件数 | 割合 |
|-----------------------------------|----|-----|
| 死亡の原因は不明だが、死亡時期が通常の農薬使用時期に当たらないもの | 26 | 39% |
| 死亡の原因が毒餌と推定されるもの | 16 | 25% |
| 死亡の原因が防疫用薬剤として使用された農薬によるもの | 4 | 6% |
| 死亡の原因が農薬の使用基準の違反によるもの | 5 | 6% |
| 死亡の原因が殺鼠剤によるもの | 2 | 3% |
| 死亡の原因が不明 | 14 | 21% |
| 死亡の原因が通常の農薬使用に起因すると判明したもの | 0 | 0% |
| 総件数 | 67 | |

資料6 我が国の土地利用割合

我が国の総土地面積、森林面積、耕地面積等

| | 面積（単位：千 ha） | 総土地面積に対する割合（％） |
|--------------------------------|-------------|----------------|
| 総土地面積 ^{*1} | 37,800 | - |
| 現況森林面積 ^{*1} | 24,500 | 65 |
| 森林以外の草生地 ^{*1} | 384 | 1.0 |
| 耕地面積 ^{*2} | 4,610 | 12 |
| 田の面積 ^{*2} | 2,510 | 6.6 |
| 畑の面積 ^{*2} | 2,100 | 5.6 |
| うち、果樹園面積 ^{*2} | 250 | 0.7 |
| 水稲の作付面積 ^{*2} | 1,620 | 4.3 |
| 水田作物以外の作物の延べ作付面積 ^{*2} | 1,950 | 5.2 |
| 水稲の作付率（％） ^{*2} | 64.5 | - |

出典：*1「2010年世界農林業センサス結果の概要」

*2「平成21年耕地及び作付面積統計」

参考文献

農林水産省. (2009) 平成21年耕地及び作付面積統計.

農林水産省. (2010) 2010年世界農林業センサス結果の概要(確定値).

資料7 平成23年度鳥類摂餌量調査結果の概要

1. 調査の目的

鳥類に対する農薬リスク評価に必要な農薬ばく露量の推定方法を検討するため、我が国の農地において摂餌している可能性の高い小型鳥類の摂餌量等を把握することを目的として、平成23年度に鳥類摂餌量調査を行った。

(環境省調査:平成23年度農薬陸域生態リスク評価技術開発調査業務(摂餌量調査)(独)農業・食品産業技術総合研究機構中央農業総合研究センター 受託 担当者:山口恭弘、百瀬浩)

2. 調査の方法

(1) スズメの摂餌量調査

供試鳥類及び試験条件等

野生のスズメ16羽を捕獲後、1羽ずつを鳥かごに入れ、鳥かごの環境と維持餌(小鳥用の皮付き餌やすり餌等、栄養の豊富な食物)に5日間程度慣らした(維持餌を摂食しなかった個体は野外放鳥した)。飼育環境に慣れた後に、試験餌(米、麦、昆虫)への慣らしの期間を10日間程度において試験を開始した。慣らし期間に試験餌を摂餌しなかった個体については、試験対象から除外した。

鳥類の飼育は、定温飼育室で、以下の条件により行った。

- ・ 温度18-23度に設定した飼育室2部屋(幅360cm×奥行き270cm×高さ280cm)を使用。
- ・ 日長は自然状態。
- ・ 鳥かご1ケージ(幅34cm×奥行き27cm×高さ38cm)にスズメを1羽ずつ飼育。

試験餌及び計測方法

試験餌は米(玄米)、麦(乳熟期の大麦穂)、昆虫(ミールワーム)の3種類を用い、1回につき24時間の摂餌試験時間を設定し、定時に餌箱の回収を行った。摂餌試験時以外は維持餌を与えて体力の回復を図った。試験は1羽につき、米と昆虫で10回、麦で8回ずつ行った。また、米、麦、昆虫それぞれを給餌したときの24時間の摂水量を測定した。

調査結果

表1. スズメの摂餌量

| 捕獲時のスズメの平均体重: 23 g、試験終了後 22 g | | | |
|-------------------------------|----|-------------|-------------|
| 試験羽数(羽) | | 摂餌量(g) | |
| | | (湿重 ± 標準偏差) | (乾重 ± 標準偏差) |
| 米 | 16 | 4.4 ± 0.5 | 3.8 ± 0.5 |
| 麦 | 13 | 5.1 ± 1.5 | 2.4 ± 1.1 |
| 虫 | 13 | 6.8 ± 2.1 | 2.8 ± 1.6 |

表2 . スズメの摂水量

| 単位 : mL | | |
|---------|----------|------------|
| | 試験羽数 (羽) | 摂水量 ± 標準偏差 |
| 米 | 8 | 3.0 ± 0.9 |
| 麦 | 13 | 4.1 ± 1.1 |
| 虫 | 13 | 2.6 ± 0.8 |

(2) ムクドリの摂餌量調査

供試鳥類及び試験条件等

野生のムクドリ 1羽を捕獲後、鳥かごに入れ、鳥かごの環境と維持餌(九官鳥用餌 Qちゃん等、栄養の豊富な食物)に 5日間程度慣らした。飼育環境に慣れた後に、試験餌(昆虫、果実)への慣らしの期間を 10日間程度おいて試験を開始した。

鳥類の飼育は、定温飼育室で、以下の条件により行った。

- ・ 温度 16-18 度に設定した飼育室 1 部屋(幅 360cm×奥行き 270cm×高さ 280cm)を使用。
- ・ 日長は自然状態。
- ・ 鳥かご 1 ケージ(幅 44cm×奥行き 44cm×高さ 54cm)で飼育。

試験餌及び計測方法

試験餌は昆虫(ジャイアントミールワーム)、果実(ブルーベリー)の 2 種類を用い、1 回につき 24 時間の摂餌試験時間を設定し、定時に餌箱の回収を行った。摂餌試験時以外は維持餌を与えて体力の回復を図った。試験は各試験餌で 10 回ずつ行った。

調査結果

表3 . ムクドリの摂餌量

| 捕獲時のムクドリの体重 : 84 g、試験終了後 89 g | | | |
|-------------------------------|----------|-------------|-------------|
| | 試験羽数 (羽) | 摂餌量 (g) | |
| | | (湿重 ± 標準偏差) | (乾重 ± 標準偏差) |
| 虫 | 1 | 18.7 ± 3.5 | 7.9 ± 1.5 |
| 果実 | 1 | 53.5 ± 14.5 | 7.3 ± 2.0 |

(3) カラスの摂餌量調査

供試鳥類及び試験条件等

飼育網室で 1 羽ずつ飼育中の野生のハシブトガラス 5 羽、ハシボソガラス 1 羽を用いて試験を行った。予備試験で試験餌(昆虫、果実)を摂餌しなかった個体については、試験対象から除外した。

鳥類の飼育は、飼育網室で、以下の条件により行った。

- ・ 飼育網室(幅 2.9m×奥行き 3.8m×高さ 2m×4 部屋、幅 5.8m×奥行き 3.8m×高さ 2m×1 部屋)を使用。

- ・ 温度、日長は自然状態。

試験餌及び計測方法

試験餌は昆虫（ジャイアントミールワーム）、果実（リンゴ）の2種類を用い、1回につき24時間の摂餌試験時間を設定し、定時に餌箱の回収を行った。摂餌試験時以外は維持餌（ドッグフード）を与えて体力の回復を図った。試験は1羽につき、各試験餌で10回ずつ行った。

調査結果

表4．カラスの摂餌量

| | 捕獲時のカラスの平均体重：710 g、試験終了後：679 g | | | |
|----|--------------------------------|---------|--------------|-------------|
| | 試験羽数（羽） | | 摂餌量（g） | |
| | ハシブトガラス | ハシボソガラス | (湿重 ± 標準偏差) | (乾重 ± 標準偏差) |
| 虫 | 5 | 1 | 177.0 ± 46.7 | 74.5 ± 19.7 |
| 果実 | 4 | 0 | 229.6 ± 58.4 | 32.9 ± 8.4 |

(4) 小型鳥類の砂のう補給量調査

試験概要

スズメ16羽及びムクドリ1羽を用いて、(1)及び(2)の摂餌量調査と同時に、粒径の異なる2種類の砂粒について、摂取粒数の計測を行った。計測の方法は、餌入れに総重量（乾重量）を計測済の砂粒10粒を入れ、摂餌量の計測時に、残りの砂粒数を計測した。計測回数は各粒径で1羽あたり10回とした。

調査結果

表5．砂のう補給量

| 砂の粒径 | 単位：粒 | |
|------------|------|------|
| | 補給数 | |
| | スズメ | ムクドリ |
| 0.3-1.0 mm | 0 | 0 |
| 1.0-1.7 mm | 0 | 0 |

資料8 水稲 RUD の推計について

初期評価は、スクリーニング段階と位置づけて、農薬ごとに残留量を設定するのではなく、農薬共通で高濃度の農薬残留を想定して単位農薬残留量を餌タイプごとに設定することとした（第3章第1節参照）。

水稲については、農薬を一定面積（1 ha）に一定量（有効成分に換算して1 kg-ai）を初回散布した直後の単位散布量当たりの水稲への残留農薬濃度を初期評価において用いる数値（以下「水稲 RUD」という。）とし、その推計方法は次のとおり。

（1）農薬ばく露量調査結果を用いた推計

環境省が平成22・23年度に実施した農薬ばく露量調査（（社）日本植物防疫協会実施）において、以下の調査内容により、もみ米、胚乳及び玄米の残留農薬濃度を調査した（表1、表2）。

（調査内容）

供試薬剤： MEP（22年度調査）並びにシラフルオフェン、クロマフェノジド、フルトラニル、トリシクラゾール及びジノテフラン（23年度調査）

投下量： 各化合物の登録薬量を2回散布

分析対象： 未成熟・成熟もみ米及びその胚乳部

残留農薬濃度調査日：22年度：最終処理の0、7、14、28日後

23年度：最終処理の7、20、29、39日後（ほ場1）

最終処理の7、15、28、35日後（ほ場2）

表1 平成22年度農薬ばく露量調査結果

| 化合物 | 単回薬量 (kg-a.i./ha) | 処理回数 | 残留農薬濃度 (mg a.i./kg) | | | | | | | |
|-----|----------------------|------|---------------------|------|------|------|--------|------|------|------|
| | | | もみ | | | | 胚乳又は玄米 | | | |
| | | | 0日 | 7日 | 14日 | 28日 | 0日 | 7日 | 14日 | 28日 |
| MEP | 0.75 | 2 | 9.50 | 0.88 | 0.37 | 0.14 | 6.04 | 0.30 | 0.09 | 0.02 |

表2 - 1 平成23年度農薬ばく露量調査結果（ほ場1）

| 化合物 | 単回薬量 (kg-a.i./ha) | 処理回数 | 残留農薬濃度 (mg a.i./kg) | | | | | | | |
|----------|----------------------|------|---------------------|------|------|------|--------|------|------|------|
| | | | もみ | | | | 胚乳又は玄米 | | | |
| | | | 7日 | 20日 | 29日 | 39日 | 7日 | 20日 | 29日 | 39日 |
| シラフルオフェン | 0.1425 | 2 | 1.18 | 0.26 | 0.2 | 0.2 | 0.08 | 0.01 | LOQ | LOQ |
| クロマフェノジド | 0.075 | 2 | 0.48 | 0.04 | 0.02 | 0.02 | 0.05 | LOQ | LOQ | LOQ |
| フルトラニル | 0.3 | 2 | 1.45 | 0.18 | 0.14 | 0.14 | 0.54 | 0.1 | 0.06 | 0.06 |
| トリシクラゾール | 0.12 | 2 | 0.6 | 0.07 | 0.05 | 0.06 | 0.58 | 0.02 | LOQ | LOQ |
| ジノテフラン | 0.15 | 2 | 0.28 | 0.01 | LOQ | LOQ | 0.22 | LOQ | LOQ | LOQ |

表2 - 2 平成23年度農薬ばく露量調査結果（ほ場2）

| 化合物 | 単回薬量 (kg-a.i./ha) | 処理回数 | 残留農薬濃度 (mg a.i./kg) | | | | | | | |
|----------|----------------------|------|---------------------|------|------|------|--------|------|------|------|
| | | | もみ | | | | 胚乳又は玄米 | | | |
| | | | 7日 | 15日 | 28日 | 35日 | 7日 | 15日 | 28日 | 35日 |
| シラフルオフェン | 0.1425 | 2 | 1.92 | 0.96 | 0.88 | 0.85 | 0.24 | 0.04 | 0.02 | 0.02 |
| クロマフェノジド | 0.075 | 2 | 0.11 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.05 | LOQ | LOQ | LOQ |
| フルトラニル | 0.3 | 2 | 0.68 | 0.33 | 0.31 | 0.32 | 0.62 | 0.22 | 0.11 | 0.12 |
| トリシクラゾール | 0.12 | 2 | 1.15 | 0.36 | 0.36 | 0.40 | 1.23 | 0.07 | 0.04 | 0.04 |
| ジノテフラン | 0.15 | 2 | 0.5 | 0.09 | 0.05 | 0.05 | 0.50 | 0.06 | 0.02 | 0.02 |

注) LOQ:検出下限未満

最終処理後 7 ~ 29 日のもみ中残留農薬濃度を対数変換し、処理後日数に対し一次回帰させて 2 回目処理直後の残留農薬濃度を算出した。算出した処理直後の残留農薬濃度と一次回帰により得られた減衰速度定数から、初回処理直後の残留農薬濃度を推定した。さらに、それらを投下薬量で除して、単位面積・単位薬量当たりの残留農薬濃度を推定した。

(2) 水稲での散布直後残留値の実例

石井らは、1992 年から 3 年間にわたり複数剤の水稲への残留性を調査する目的で試験を行っている [農環研報 23, 1-14 (2004)]。この試験報告では、通常の作物残留試験とは異なり、玄米に加え、もみ殻での分析値が得られていることから、玄米からもみ米の残留農薬濃度を推定するために、この結果を活用した。

3 年分の フェニトロチオン (MEP) の残留データ (玄米) を対数変換の後、収穫前日数に対して回帰分析すると (図 1 左参照) 処理直後 (0 日) の残留農薬濃度は 0.9373 mg/kg と推定される。

同様に、処理直後のもみ殻中濃度を推定すると、処理直後 (0 日) の残留農薬濃度は 22.494 mg/kg と推定され、玄米ともみ殻重量比 (95/5) から、もみ米中の残留農薬濃度は 1.595 mg/kg と推定される。

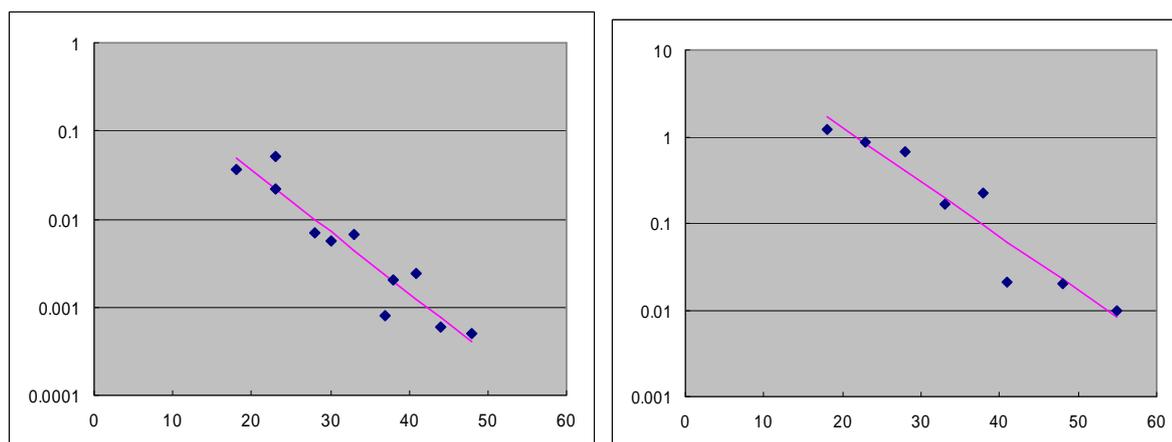


図 1. MEP 残留の経時的減衰 (左: 玄米、右: 籾殻)

上記試験において農薬の投下薬量は 0.75 kg ai/ha (50%水和剤、1000 倍希釈、150 L/10a) であり、単位面積・単位薬量当たりの残留農薬濃度は 2.13 mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet となる。

同様にピリダフェンチオン、BPMC を解析したところ、MEP、ピリダフェンチオン及び BPMC の単位面積・単位薬量当たりの残留農薬濃度は、それぞれ 2.13, 3.91 及び 3.18 mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet と推定された。

(3) 水稲での散布直後残留値の実例

(1) 及び (2) の算定結果を取りまとめると表 3 のとおりであるが、初期評価においては、スクリーニングとして相応の高濃度残留を想定すべきことから、水稲 RUD として、これらの算定結果の 90% タイル値である 7.33 mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet を採用する。

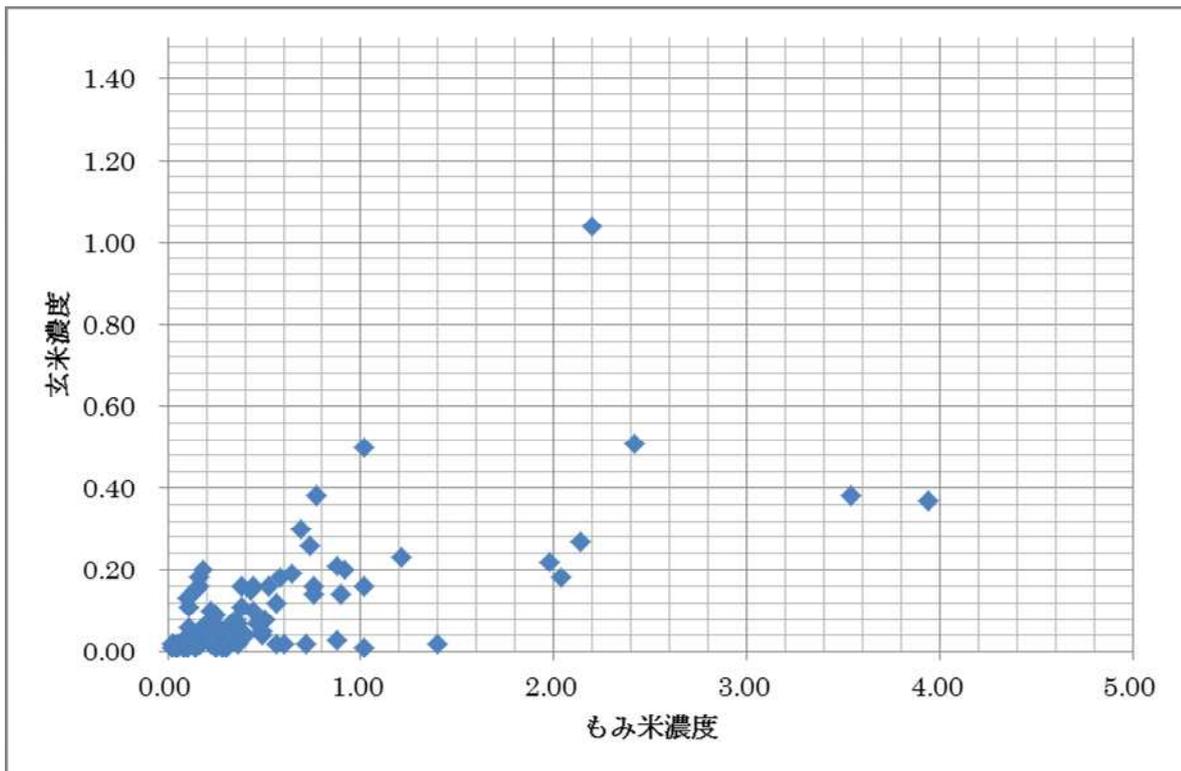
表3 単位面積・単位薬量当たりの残留農薬濃度の算定結果

| 化合物 | RUD | 算定結果 |
|-------------------------|------|---|
| MEP ¹⁾ | 2.13 | 平均： 4.83 標準偏差： 2.16 上側 95%信頼限界：6.49 中央値： 4.08 90%tile： 7.33 |
| ピリダフェンチオン ¹⁾ | 3.91 | |
| BPMC ¹⁾ | 3.18 | |
| MEP ²⁾ | 4.31 | |
| シラフルオフエン ²⁾ | 8.80 | |
| クロマフェノジド ²⁾ | 3.41 | |
| フルトラニル ²⁾ | 4.08 | |
| トリシクラゾール ²⁾ | 6.70 | |
| ジノテフラン ²⁾ | 6.96 | |

1)は文献データ(石井ら、農環研報 23, 1-14 (2004))、2)はばく露量調査結果による推計値

なお、本来の推計対象は玄米であるが、ばく露量調査で得られた玄米における残留農薬濃度は、その多くが検出下限以下で、初回散布直後の濃度の推計が困難であるため、もみ米の農薬残留農薬濃度を用いて水稻 RUD を設定した(もみ米と玄米の濃度の測定事例について、図2に参考データを示す。)

図2 もみ米濃度・玄米濃度測定結果



(農林水産省提供データ(平成21年度 飼料用米農薬安全確保事業より)を環境省においてグラフ化)

資料9 果実 RUD の推計について

初期評価は、スクリーニング段階と位置づけて、農薬ごとに残留量を設定するのではなく、農薬共通で高濃度の農薬残留を想定して単位農薬残留量を餌タイプごとに設定することとした（第3章第1節参照）。

果実については、農薬を一定面積（1 ha）に一定量（有効成分に換算して 1 kg-ai）を初回散布した直後の単位散布量当たりの果実への残留農薬濃度を初期評価において用いる数値（以下「果実 RUD」という。）とし、その推計方法は次のとおり。

(1) 算定対象としたデータ

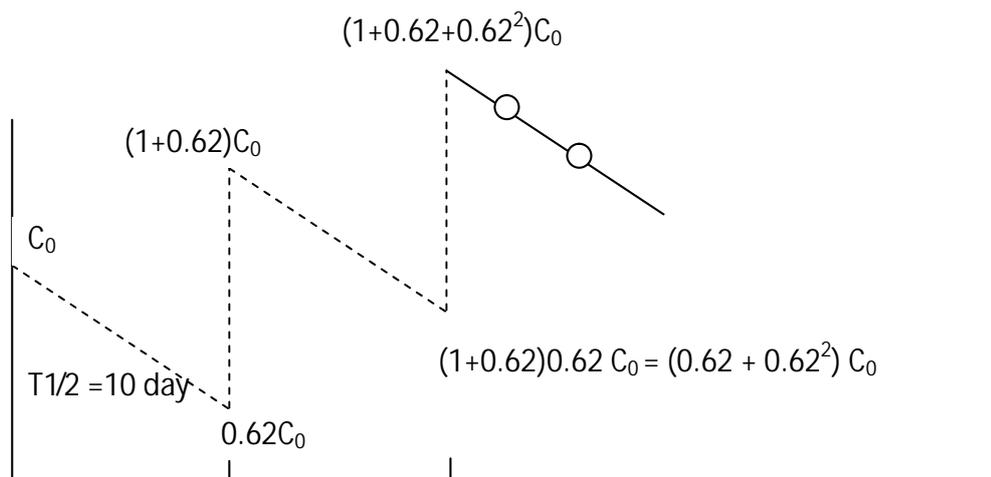
農林水産消費安全技術センター（FAMIC）のホームページで公開されているすべての農薬抄録のうち、日本における果樹栽培面積を勘案し、主要果樹であるうんしゅうみかん、りんご、なし、ぶどう及びかきについて、これらの作物残留試験成績のうち、PHI（農薬最終散布日から試料採取（収穫）までの日数）が 14 日以下であるものを対象とした（散布当日の作物残留農薬濃度の推計の確実性を高めるため）。

具体的には、アセキノキシル、アセタミプリド、アゾキシストロビン、アミスルプロム、イミダクロプリド、エチプロール、エトフェンプロックス、クロチアニジン、クロマフェノジド、クロラントラニルプロール、クロルフェナピル、シアゾファミドシエノピラフェン、ジノテフラン、シフルフェナミド、シフルメトフェン、シメコナゾール、ジメトモルフ、スピロメシフェン、チアメトキサム、テブコナゾール、トリフロキシストロビン、トルフェンピラド、ピフェナゼート、ピフェントリン、ピラクロストロビン、ピリフルキナゾン、フェンアミドン、フェンヘキサミド、プロプロフェジン、フルアクリピリム、フルフェノクスロン、フルベンジアミド、ボスカリド、マンジプロパミド、ミルベメクチン、ルフェヌロンの 37 農薬のうんしゅうみかん、りんご、なし、ぶどう及びかきに対する、278 の作物残留試験成績を対象とした。なお、うんしゅうみかんの残留農薬濃度については、果皮と果肉の作物残留試験成績から果実としての残留農薬濃度を算出して用いた。

(2) 単位面積・単位薬量当たりの残留農薬濃度の算出方法

すべての農薬の半減期を 10 日と仮定し、処理直後の残留農薬濃度を推計した。具体的には、PHI(Pre-Harvest Interval 最終使用から収穫までの日数) 1、3、7 及び 14 日の成績に対しそれぞれ係数 0.93、0.81、0.62 及び 0.38 を用い処理直後の濃度を推定した。また、複数回処理の場合も同様に一次減衰と散布による濃度上昇を繰り返すものとして（下図参照）初回処理直後の残留農薬濃度を算出した。

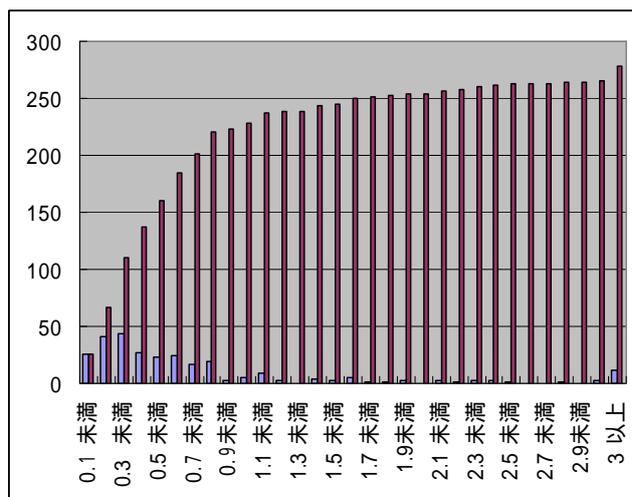
さらに、算出された値を投下薬量で除し、単位面積・単位薬量当たりの残留農薬濃度を算出した。この際、薬量は希釈倍数及び製剤中の有効成分濃度から求めた散布液濃度に一律 7,000 L/ha を乗じ算出した。



(3) 果実 RUD の算定結果

(2) で求めた単位面積・単位薬量当たりの残留農薬濃度をすべての農薬について解析した結果は下表のとおり。初期評価においては、スクリーニングとして相応の高濃度残留を想定する観点から、果実 RUD としては算定値の 90% タイル値である 1.63 mg/(kg-a.i./ha)・kg-diet を採用する。

| 項目 | |
|-----------|----------------------------|
| 解析対象成績数 | 278 |
| 最大値 | 9.238 (mg・ha/kg・kg) |
| 最小値 | 0.003 (mg・ha/kg・kg) |
| 平均値 | 0.764 (mg・ha/kg・kg) |
| 標準偏差 | 1.199 (mg・ha/kg・kg) |
| 中央値 | 0.414 (mg・ha/kg・kg) |
| 最頻値 | 0.138 (mg・ha/kg・kg) |
| 90%tile 値 | 1.626 (mg・ha/kg・kg) |



主要果樹の栽培面積の割合(農林水産省) H18-22 平均

| 作物 | 割合 | 作物 | 割合 | 作物 | 割合 | 作物 | 割合 |
|---------------|------|------|-----|------|-----|-------------|-------|
| うんしゅう みかん* | 20.5 | 西洋なし | 0.7 | すもも | 1.3 | くり | 9.4 |
| その他柑 橘 | 11.8 | かき* | 9.7 | おうとう | 2.0 | パインアッ プル | 0.2 |
| りんご* | 16.8 | びわ | 0.7 | うめ | 7.5 | キウイ | 1.0 |
| 日本なし* | 6.0 | もも | 4.5 | ぶどう* | 7.9 | 合計 | 100.0 |

* 算定対象とした品目で果樹栽培面積の約 6 割をカバーしている。

資料 10 小型鳥類行動調査結果

1 調査目的

鳥類に対する農薬のばく露評価に資するため、小型鳥類を対象に、農地（農薬散布想定区域）とその周辺地域を含む区域においてラインセンサスを実施し、農地やその周辺地域のそれぞれの区域で生息する時間及び行動を整理・解析することにより、鳥類が農地に生息する割合について知見を得ることを目的とした。

調査は平成 21-23 年度の 3 カ年実施した。

2 調査方法

(1) 調査対象種

スズメを対象とした。

(2) 調査地域

水田や畑、林地、住宅など異なる自然環境や土地利用形態が含まれる、下記の地域を調査フィールドとして設定した。

| | | |
|----------|----------|---|
| 平成 21 年度 | 群馬県太田市 | 主に水田、住宅地、畑、小規模な雑木林などが見られた。畑ではダイズやネギ等を栽培。 |
| | 群馬県みどり市 | 主に水田が見られた。畑ではトウモロコシやサトイモを栽培。 |
| | 埼玉県所沢市 | 畑ではお茶や桑などを栽培。 |
| 平成 22 年度 | 埼玉県熊谷市 a | 主に水田が見られ、一部で大豆を栽培。集落周辺には狭い畑が点在。 |
| | 埼玉県熊谷市 b | 主に水田や耕作放棄地が点在。畑では大豆が優占。 |
| 平成 23 年度 | 山形県東根市 | 果樹園が多い地域であり、特におとうが優占。 |
| | 千葉県八千代市 | 宅地が多い地域であり、果樹園は梨が優占。 |
| | 愛知県豊橋市 | 水田が約 30% を占有。果樹園の作物はほとんどがガキで、ブドウ（ハウス栽培）がわずかに見られた。 |

(3) ラインセンサス調査

調査フィールド内にセンサスルートを設定し、センサス幅は片側各 25 m・合計 50 m(平成 22 年度は片側 50 m・合計 100 m)とした。センサスルートにはそれぞれ 1 名の調査者を配置し、8~10 倍の双眼鏡を用い、ルート上を時速約 2 km/h で歩行しながら、センサス範囲内で確認された鳥類について記録した。

調査期間は農薬使用時期、水稻・果実の収穫期等を考慮し 6 カ月程度とした。作物の収穫時期、対象種の繁殖期間中は調査頻度を増やした。

表 1 調査地域における月別の鳥類センサスの調査日数(回数)

| 種名 | 5月 | 6月 | 7月 | 8月 | 9月 | 10月 | 11月 | 12月 |
|----------|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|
| 平成 21 年度 | | | | | | | | |
| 群馬県太田市 | | | 20 | 8 | 8 | 6 | 8 | 4 |
| 群馬県みどり市 | | | 20 | 8 | 10 | 6 | 8 | 4 |
| 埼玉県所沢市 | | 2 | 10 | 8 | 10 | 8 | 8 | 4 |
| 平成 22 年度 | | | | | | | | |
| 埼玉県熊谷市 a | | | | | 36 | 20 | 12 | 12 |
| 埼玉県熊谷市 b | | | | | 36 | 20 | 12 | 12 |
| 平成 23 年度 | | | | | | | | |
| 山形県東根市 | 18 | 18 | 18 | 24 | 24 | 24 | 12 | |
| 千葉県八千代市 | | 18 | 18 | 24 | 24 | 24 | 12 | |
| 愛知県豊橋市 | 18 | 18 | 18 | 18 | 24 | 18 | 12 | |

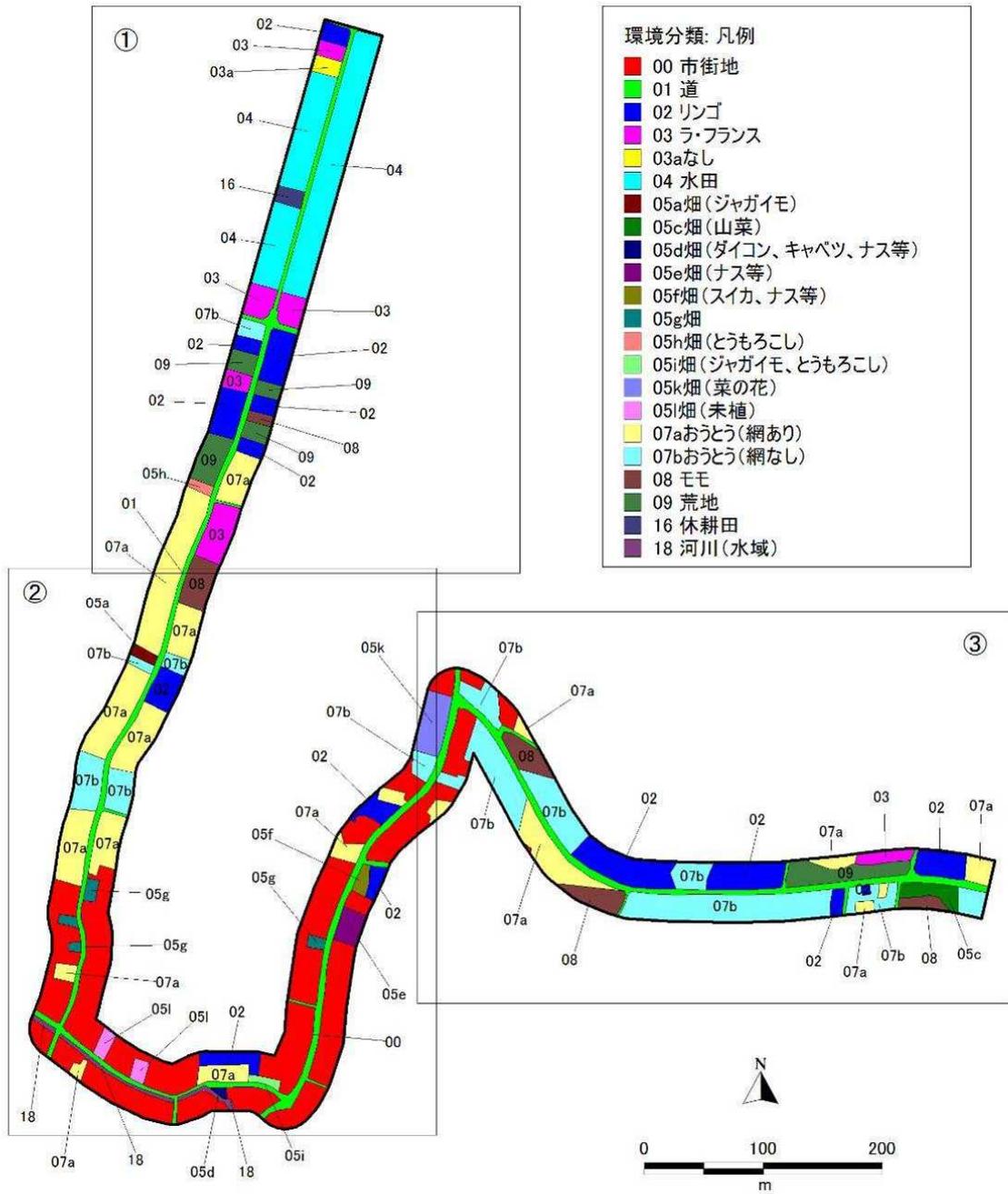


図1 センサスルート範囲の土地利用区分の例(平成 23 年度 山形県東根市)

土地利用区分を、7つの土地利用区分（1．水域、2．住宅地、3．道、4．荒地、5．畑（23年度のみ果樹を別区分）6．水田、7．雑木林）に集約した。調査地域における土地利用区分ごとの面積及び面積割合を表2、面積割合を表したグラフを図2に示した。

表2 調査地域における土地利用区分ごとの面積及び面積割合

| 土地利用区分 | 埼玉県所沢市 | | 群馬県太田市 | | 群馬県みどり市 | | 埼玉県熊谷市 a | |
|--------|---------|----------|---------|----------|---------|----------|----------|----------|
| | 面積 (ha) | 面積割合 (%) | 面積 (ha) | 面積割合 (%) | 面積 (ha) | 面積割合 (%) | 面積 (ha) | 面積割合 (%) |
| 水域 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.02 | 0.24 |
| 宅地 | 5.40 | 35.41 | 2.07 | 13.96 | 3.46 | 22.91 | 2.08 | 21.37 |
| 道 | 1.31 | 8.59 | 2.61 | 17.59 | 2.85 | 18.87 | 0.91 | 9.32 |
| 荒地 | 1.76 | 11.55 | 1.96 | 13.20 | 1.49 | 9.86 | 0.20 | 2.07 |
| 畑 | 5.69 | 37.34 | 2.41 | 16.27 | 1.70 | 11.26 | 2.10 | 21.55 |
| 畑(果樹) | 0.00 | 0.00 | 5.44 | 36.74 | 5.59 | 36.95 | 3.95 | 40.51 |
| 水田 | 1.09 | 7.12 | 0.33 | 2.25 | 0.02 | 0.16 | 0.48 | 4.94 |
| 雑木 | | | | | | | | |
| 総計 | 15.25 | 100.00 | 14.81 | 100.00 | 15.12 | 100.00 | 9.75 | 100.00 |

| 土地利用区分 | 埼玉県熊谷市 b | | 山形県東根市 | | 千葉県八千代市 | | 愛知県豊橋市 | |
|--------|----------|----------|---------|----------|---------|----------|---------|----------|
| | 面積 (ha) | 面積割合 (%) | 面積 (ha) | 面積割合 (%) | 面積 (ha) | 面積割合 (%) | 面積 (ha) | 面積割合 (%) |
| 水域 | 0.02 | 0.17 | 0.06 | 0.62 | 0.00 | 0.00 | 0.32 | 3.28 |
| 宅地 | 1.01 | 10.20 | 2.44 | 24.50 | 3.04 | 30.76 | 1.77 | 17.89 |
| 道 | 1.24 | 12.57 | 1.07 | 10.79 | 1.39 | 14.11 | 1.21 | 12.27 |
| 荒地 | 0.98 | 9.95 | 0.35 | 3.49 | 0.19 | 1.93 | 0.99 | 10.05 |
| 畑 | 2.41 | 24.39 | 0.44 | 4.43 | 0.57 | 5.77 | 0.89 | 9.04 |
| 畑(果樹) | | | 4.63 | 46.53 | 3.07 | 31.07 | 0.92 | 9.33 |
| 水田 | 3.74 | 37.85 | 0.96 | 9.63 | 0.37 | 3.76 | 2.88 | 29.11 |
| 雑木 | 0.48 | 4.87 | 0.00 | 0.00 | 1.24 | 12.58 | 0.89 | 9.03 |
| 総計 | 9.89 | 100.00 | 9.94 | 100.00 | 9.88 | 100.00 | 9.88 | 100.00 |

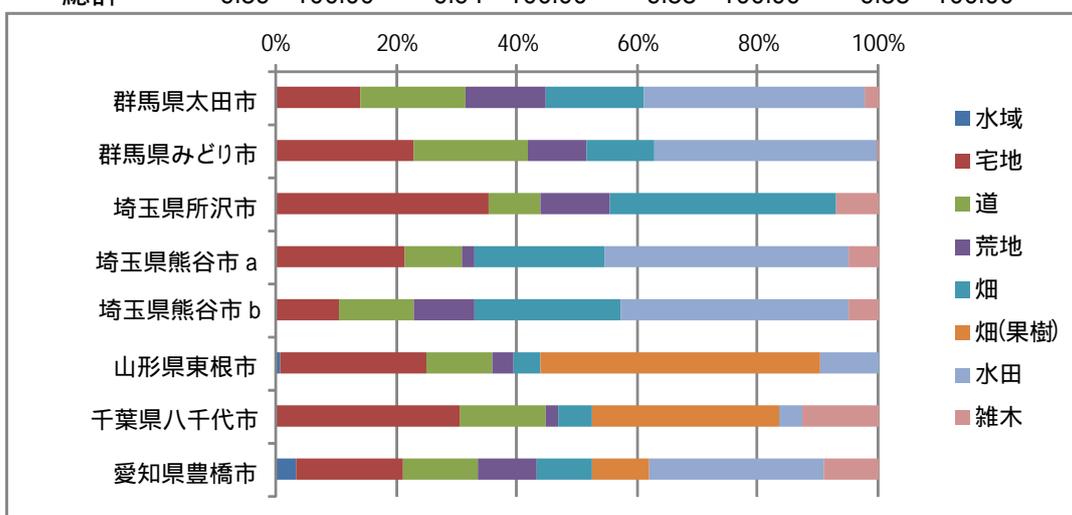


図2 調査地域における土地利用区分ごとの面積割合

3 調査結果

(1) 確認個体数

調査地域において鳥類の確認個体数を月別にみると、調査期間で大きく変動し、顕著な傾向は見られなかった。スズメは群れで行動することがあり、観察のタイミングにより観察個体数に大きな変動があることから、確認個体数自体には大きな誤差を含むことが示唆された(図3)。

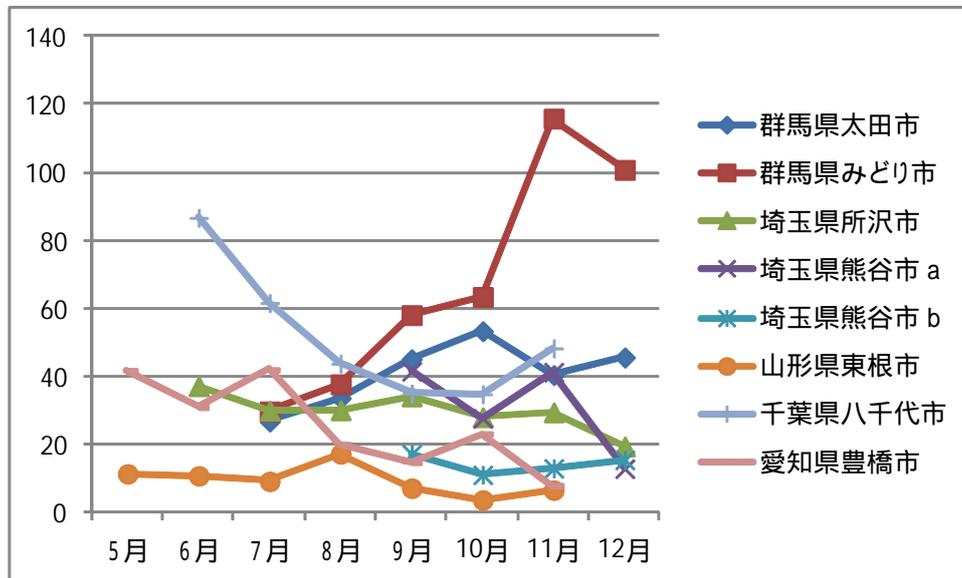


図3 調査地域における確認個体数の月変動

(2) 土地利用区分における鳥種の生息割合

土地利用区分における鳥類の生息割合を算出した。一回のラインセンサス調査による確認羽数はその土地利用区分における鳥種の生息時間に比例する、という仮定をおき、土地利用区分ごとの確認羽数の全確認羽数に対する割合をもって、その調査地域における土地利用区分に係る生息割合とした。

また、調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1とした場合の対象種の生息割合を算出した。対象種が調査地域内に完全にランダムに分布して生息している場合は、調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1とした場合の対象種の生息割合は1となることが期待され、特定の土地利用区分に集中した場合には当該生息割合が1より大きくなると考えられる。

上記の方法で得た、調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1とした場合の対象種の生息割合を、各調査地域毎に整理し、表3に示した。

表3 各調査地域における土地利用区別の鳥類の生息割合
(調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1として補正したもの)

平成 21 年度調査

| 埼玉県 所沢市 | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒れ地 | 畑 | 水田 | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
|-------------|----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-----|------|
| 土地占有率 | | 35.40 | 8.60 | 11.60 | 37.30 | | 7.10 | | |
| H21.6 | - | 0.74 | 0.82 | 0.42 | 0.61 | - | 5.50 | - | 228 |
| H21.7 | - | 0.99 | 0.75 | 1.13 | 0.76 | - | 2.40 | - | 2129 |
| H21.8 | - | 0.86 | 0.92 | 1.08 | 0.73 | - | 3.07 | - | 931 |
| H21.9 | - | 0.82 | 0.79 | 1.73 | 0.62 | - | 2.98 | - | 1525 |
| H21.10 | - | 1.67 | 0.21 | 0.90 | 0.37 | - | 2.10 | - | 784 |
| H21.11 | - | 1.53 | 0.28 | 0.94 | 0.56 | - | 1.62 | - | 919 |
| H21.12 | - | 1.24 | 0.04 | 0.84 | 0.62 | - | 3.20 | - | 277 |
| 群馬県 太田市 | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒れ地 | 畑 | 水田 | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
| 土地占有率 | | 13.96 | 17.59 | 13.20 | 16.27 | 36.74 | 2.25 | | |
| H21.7 | - | 2.88 | 1.07 | 0.90 | 0.85 | 0.18 | 3.95 | - | 1001 |
| H21.8 | - | 2.92 | 1.05 | 0.96 | 0.59 | 0.08 | 6.85 | - | 513 |
| H21.9 | - | 3.53 | 0.39 | 1.20 | 0.13 | 0.36 | 5.64 | - | 733 |
| H21.10 | - | 4.10 | 0.22 | 0.26 | 0.02 | 0.55 | 6.62 | - | 551 |
| H21.11 | - | 5.36 | 0.08 | 0.07 | 0.04 | 0.14 | 7.61 | - | 824 |
| H21.12 | - | 5.54 | 0.14 | 0.29 | 0.00 | 0.07 | 6.21 | - | 444 |
| 群馬県 みどり市 | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒れ地 | 畑 | 水田 | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
| 土地占有率 | | 22.91 | 18.87 | 9.86 | 11.26 | 36.95 | 0.16 | | |
| H21.7 | - | 1.53 | 1.30 | 1.99 | 1.43 | 0.08 | 9.68 | - | 860 |
| H21.8 | - | 2.09 | 0.87 | 2.18 | 0.76 | 0.07 | 18.62 | - | 619 |
| H21.9 | - | 2.79 | 0.13 | 0.45 | 0.29 | 0.63 | 15.34 | - | 1587 |
| H21.10 | - | 3.35 | 0.16 | 0.08 | 0.21 | 0.41 | 11.27 | - | 909 |
| H21.11 | - | 3.68 | 0.00 | 0.01 | 0.28 | 0.31 | 5.95 | - | 2259 |
| H21.12 | - | 3.87 | 0.01 | 0.01 | 0.04 | 0.25 | 8.95 | - | 1073 |

平成 22 年度調査

| 埼玉県 能谷市 a | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒れ地 | 畑 1 | 水田 | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
|--------------|----|-------|-------|------|--------|-------|------|-----|------|
| 土地占有率 | | 21.37 | 9.32 | 2.07 | 21.55 | 40.51 | 4.94 | | |
| H22.9 | - | 0.46 | 0.19 | 0.29 | 2.83 | 0.65 | 0.05 | - | 1392 |
| H22.10 | - | 1.48 | 1.24 | 0.26 | 2.46 | 0.02 | 0.47 | - | 655 |
| H22.11 | - | 0.90 | 1.38 | 2.68 | 2.70 | 0.08 | 0.25 | - | 579 |
| H22.12 | - | 1.72 | 1.04 | 0.00 | 1.98 | 0.08 | 1.57 | - | 172 |
| 埼玉県 能谷市 b | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒れ地 | 畑 2 | 水田 | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
| 土地占有率 | | 10.20 | 12.57 | 9.95 | 24.39 | 37.85 | 4.87 | | |
| H22.9 | - | 3.33 | 0.62 | 0.05 | 0.84 | 0.70 | 2.23 | - | 695 |
| H22.10 | - | 6.61 | 0.47 | 0.00 | 0.48 | 0.23 | 1.30 | - | 231 |
| H22.11 | - | 5.66 | 1.38 | 0.00 | 0.32 | 0.32 | 1.05 | - | 150 |
| H22.12 | - | 3.43 | 0.21 | 0.00 | 1.92 | 0.41 | 0.00 | - | 190 |

表3 各調査地域における土地利用区分別の鳥類の生息割合(続き)
(調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1として補正したもの)

平成23年度調査

| 山形県 東根市 | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒地 | 畑 ³ | 水田 | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
|-------------|------|-------|-------|-------|----------------|-----------------|-------|-------|------|
| 土地占有率 | 0.62 | 24.50 | 10.79 | 3.49 | 4.43 | 9.63 | | 46.53 | |
| H23.5 | | 2.29 | 0.81 | 2.65 | 1.32 | 0.30 | | 0.37 | 205 |
| H23.6 | | 1.84 | 0.52 | 2.05 | 4.86 | | | 0.44 | 195 |
| H23.7 | | 2.03 | 0.11 | 2.95 | 2.74 | 1.32 | | 0.30 | 165 |
| H23.8 | | 1.46 | 0.29 | 5.64 | 0.76 | 0.07 | | 0.80 | 416 |
| H23.9 | | 0.95 | 0.11 | 8.82 | 0.39 | 3.08 | | 0.29 | 172 |
| H23.10 | | 2.04 | 0.32 | 10.41 | 1.80 | | | 0.05 | 88 |
| H23.11 | | 3.87 | | | | | | 0.11 | 79 |
| 千葉県 八千代市 | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒地 | 畑 ⁴ | 水田 | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
| 土地占有率 | | 30.76 | 14.11 | 1.93 | 5.77 | 3.76 | 12.58 | 31.07 | |
| H23.6 | | 1.95 | 0.37 | 0.43 | 0.51 | 0.03 | 0.47 | 0.80 | 1560 |
| H23.7 | | 1.74 | 0.34 | 0.61 | 0.52 | 0.00 | 0.49 | 1.01 | 1108 |
| H23.8 | | 1.77 | 0.34 | 1.33 | 1.65 | 0.94 | 0.37 | 0.66 | 1052 |
| H23.9 | | 1.96 | 0.35 | 2.65 | 0.54 | 0.98 | 0.27 | 0.63 | 841 |
| H23.10 | | 2.16 | 0.65 | 3.23 | 0.23 | 0.51 | 0.20 | 0.41 | 834 |
| H23.11 | | 2.29 | 0.28 | 0.27 | 0.45 | 0.50 | 0.25 | 0.56 | 580 |
| 愛知県 豊橋市 | 水域 | 住宅地 | 道路 | 荒地 | 畑 ⁵ | 水田 ⁶ | 雑木林 | 果樹園 | 個体数 |
| 土地占有率 | 3.28 | 17.89 | 12.27 | 10.05 | 9.04 | 29.11 | 9.03 | 9.33 | |
| H23.5 | | 2.18 | 0.05 | 0.36 | 0.55 | 1.52 | 0.61 | 0.23 | 750 |
| H23.6 | | 3.08 | 0.69 | 1.25 | 1.21 | 0.18 | 0.42 | 0.42 | 558 |
| H23.7 | | 1.73 | 0.87 | 1.76 | (2.36) | 0.29 | 0.34 | 0.85 | 756 |
| H23.8 | 0.08 | 0.79 | 1.09 | 0.94 | (5.32) | 0.06 | 0.71 | 0.71 | 360 |
| H23.9 | | 2.83 | 0.41 | 0.34 | (0.28) | 0.93 | 0.53 | 0.69 | 355 |
| H23.10 | | 3.12 | 0.16 | 0.07 | (0.40) | 0.88 | 0.83 | 0.54 | 416 |
| H23.11 | | 3.47 | 0.00 | 0.00 | (1.28) | 0.00 | 1.28 | 1.58 | 95 |

注1) 調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1として補正した生息割合
= ある土地利用区分における鳥類の生息割合 ÷ その土地利用区分が調査範囲内の総面積に占める割合
注2) 欄内の“-”は環境自体がないもの、“空欄”は環境はあるものの、個体が確認されなかったもの。

- 1: H22 熊谷市 a の畑は、無防除でハスモンヨトウが大発生した畑にスズメが誘引された結果、高くなったと考えられる。
- 2: H22 熊谷市 b における12月の畑は60羽の家族群が確認された結果、高くなったと考えられる。
- 3: H23 東根市における5~7, 10月の畑は、隣接する納屋で営巣活動が行われており給餌行動などが頻りに確認された結果、高くなったと考えられる。
- 4: H23 八千代市における8月の畑は8月下旬に家族群が採餌していた結果、高くなったと考えられる。
- 5: H23 豊橋市における5~8月の畑は、家族群が確認された結果、高くなったと考えられる。また、7月以降作物はほとんど栽培されていない。
- 6: H23 豊橋市における5月の水田は、30~50羽程度の家族群が4回確認された結果、高くなったと考えられる。

月別に見ると、調査地域により異なるものの、宅地で生息する割合が高かった。農地に生息する割合は比較的lowかった。荒地については常に生息する割合が高い地域がある反面、ほとんど生息していない地域もあり、顕著な傾向はないと考えられた。

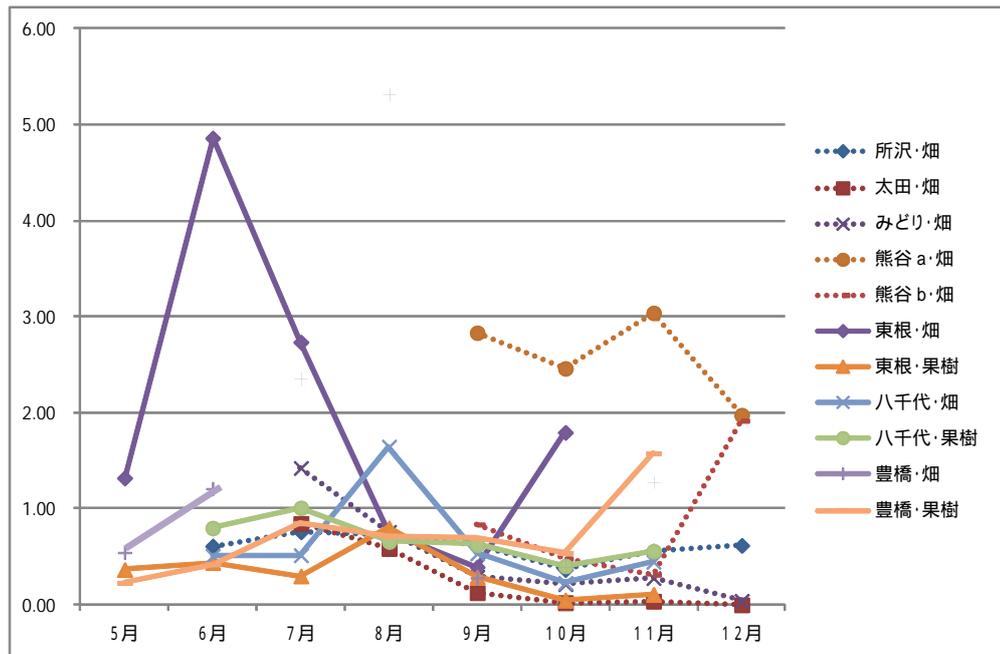


図4 各調査地域における鳥類の生息割合(畑及び果樹園)

(調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1として補正したもの)

各土地区分のうち農地である畑・果樹園に着目すると、生息割合が1以下で推移している場合が多かった。畑や果樹園における鳥類の生息割合は、一部の例外を除いて個別の要因を除けば、それほど高くないと考えられる。

特に生息割合が高かった事例は、個別に見ると以下のとおり。

- ・ 埼玉県熊谷市 a ルート(H22) : 9~12月の畑で生息割合が高かったが、この畑では、農薬の防除が行われていなかったため、ハスモンヨトウと思われる幼虫が道路にまで出てくるほど発生しており、この幼虫を捕食するためスズメが多く集まったと考えられる。
- ・ 山形県東根市ルート(H23) : 5~7, 10月の畑で生息割合が高かったが、これは畑に隣接する納屋でスズメが営巣しており、行動圏内で行動する家族群が頻繁に確認されたこと(畑の相対的な土地面積比が4.4%と他地域に比して小さいため、少数の観察事例が生息割合の変動として現れやすい。)によるものと考えられた。
- ・ 千葉県八千代市ルート(H23) : 8月の畑で生息割合が高かったが、これは8月下旬に16羽、42羽の家族群が採餌していたこと(畑の相対的な土地面積比が5.8%と他地域に比して小さいため、少数の観察事例が生息割合の変動として現れやすい。)によるものと考えられる。

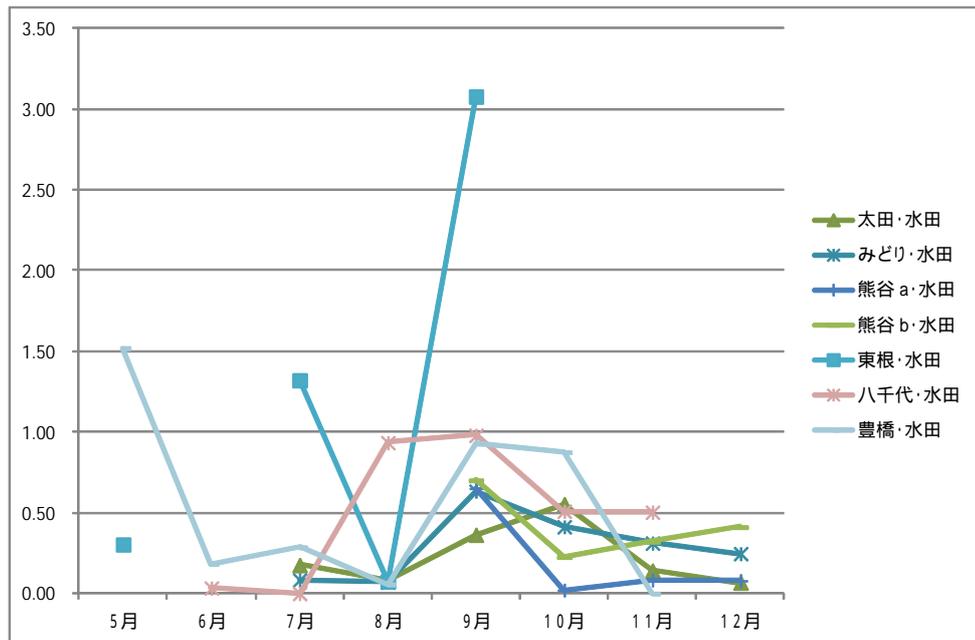


図5 各調査地域における鳥類の生息割合(水田)
(調査地域における総土地面積に対するそれぞれの土地利用区分の面積を1として補正したもの)

また、水田についても畑・果樹園と同様に、生息割合が1以下で推移している場合が多かった。水田における鳥類の生息割合は、一部の例外を除いて個別の要因を除けば、それほど高くないと考えられる。

特に生息割合が高かった事例は、個別に見ると以下のとおり。

- ・ 山形県東根市ルート(H23)：9月の水田で生息割合が高かったが、これは刈取り後の水田で10~20羽単位の群れが確認されたことによるものと考えられた。
- ・ 愛知県豊橋市ルート(H23)：5月の水田で生息割合が高かったが、これは30~50羽程度の群が4回確認されたことによるものと考えられた。

資料 11 平成 22・23 年度農薬ばく露量調査結果の概要

1 調査の目的

鳥類に対する農薬リスク評価に必要な農薬ばく露量の推定方法を検討するため、農地に実際に農薬を散布した上で散布区域内において作物、土壌及び餌生物の農薬残留量を継時的に把握することを目的として平成 22、23 年度に農薬ばく露量調査を行った。

(環境省調査:平成 22 年度農薬による陸域生態リスク評価技術開発調査・農薬曝露量調査、平成 23 年度農薬生態リスク評価技術開発調査・ばく露量調査、社団法人 日本植物防疫協会受託)

2 調査方法

(1) 昆虫ばく露量調査

ア 平成 22 年度大豆畑における調査

害虫の防除を行わない大豆畑において、シアゾファミドフロアブル 1000 倍及びメタラキシル水和剤 500 倍を 7 日間隔で 3 回(平成 22 年 8 月 20 日、27 日、9 月 3 日)散布した。第 1 回散布の直後、3 日後及び 7 日後に、散布前にあらかじめ網に入れて逃亡できないようして放飼したハスモンヨトウ幼虫をそれぞれ採取して農薬残留濃度を調査した。また、散布の直後と 7 日後に土壌を採取し農薬残留濃度を分析した。チョウ目幼虫以外に第 1 回散布直後から第 3 回散布 3 日後までにピットフォール(地中埋め込み式)トラップにより捕獲した地上歩行性の昆虫の残留濃度を調査した。

イ 平成 23 年度キャベツ畑における調査

害虫の防除を行わないキャベツ畑において、トルクロホスメチル水和剤 500 倍及びボスカリドドライフロアブル 1500 倍を 7 日間隔で 2 回(平成 23 年 6 月 24 日、7 月 1 日)散布した。第 2 回散布の直後及び 3 日後に、任意の 30 カ所から大量に自然発生したアオムシ幼虫及び採取地点近くの土壌を採取し農薬残留濃度を調査した。また、並行して土壌残留試験も行い、散布の直後及び 3 日後の土壌残留濃度を調査した。

(2) 水稻ばく露量調査

水稻について、MEP 乳剤 1000 倍を 2 回散布(平成 22 年 8 月 10 日、17 日)、シラフルオフェン EW2000 倍、クロマノフェノジドフロアブル 1000 倍、フルトラニルフロアブル 2000 倍、ジノテフラン・トリシクラゾールゾル 1000 倍を混用して 2 回散布(平成 23 年 7 月 23 日、8 月 3 日(千葉)、7 月 8 日、14 日(高知))した後に乳熟期、糊熟期、黄熟期、収穫期のもみ米及び胚乳(玄米)の残留濃度を調査した。

(3) 種子処理剤ばく露量調査

チウラム・ベノミル水和剤は、大豆種子の 0.4%の割合で大豆種子 1.4kg とともにビニル袋に入れ良く振りまぜて乾粉衣処理した(平成 22 年 10 月 1 日)。チアメトキサムフロアブルは製剤原液を大豆乾燥種子 1kg に 6ml の割合で、また、シアゾファミドフロアブルは製剤原液を大豆乾燥種子の 2%の割合で、大豆種子 0.7kg とともにビニル袋に入れ良く振りまぜて塗沫処理した(平成 23 年 10 月 7 日)(注)。処理した種子は、農地に播種し、播種当日、出芽時(播種 5、7 日後)、子葉展開期(播種 9、10 日後)に採取し、全体及び外皮を除く胚部別に残留濃度を調査した。

また、稲は過酸化カルシウム（カルパー）コーティングした種子にチウラムフロアブル原液を乾燥種子 1kg に 20ml の割合で乾燥種子 80g とともにビニル袋に入れ良く振りまぜて塗沫処理した（平成 23 年 9 月 28 日）。処理した種子は、落水した水田に播種し、播種当日及び出芽時（播種 5 日後）に採取し残留濃度を調査した。なお、出芽時以降は鳥類が摂食する部位（外皮及び根を除いた胚部）について調査した。

（注）チアメトキサムについては平成 24 年 1 月 13 日に再試験を行った。

3 調査結果

（1）昆虫ばく露量調査

チョウ目昆虫

平成 22 年度は、ハスモンヨトウを散布農薬のばく露を受けやすい状態で放飼し、散布の直後、3 日後及び 7 日後に調査した（表 1：シアゾファミド及びメトラキシル）。散布直後の昆虫残留濃度、土壌残留濃度及び有効成分投下量の間関係は 2 農薬間で異なったが、いずれも 3 日後には昆虫残留濃度は大きく低下した。その減少速度は通常示される農薬の減衰パターンでは説明できないことから、散布直後に一時的に体表面に付着した農薬が、その後に昆虫から離脱したのではないかと考えられる。

平成 23 年度は、2 回散布を含む 10 日間の調査期間に採取されたモンシロチョウ幼虫（アオムシ）について、個体別の昆虫残留濃度と採取地点近傍の土壌残留濃度を調査した（表 1：ボスカリド及びトルクロホスメチル）。アオムシの昆虫残留濃度は個体ごとに大きくばらついたが、最終散布直後でみると、採取地点近傍の土壌残留濃度との間に一定の相関が認められた（図 1）。一方、採取個体の昆虫残留濃度は、最終散布直後が極めて高かったものの、前年度と同様に 3 日後には著しく低下した。最終散布直後が前年のハスモンヨトウと比較して高濃度となったのは、アオムシは体毛が多いことから昆虫の体表面に農薬が付着しやすかったためと考えられる。

地上歩行性昆虫

3 回散布を含む 17 日間の調査期間中に採取された地上歩行性昆虫の平均虫体濃度は、チョウ目幼虫の散布直後の虫体濃度よりもかなり低かった（表 2）。

（2）カ年のまとめ

農地に生息する昆虫は、飛翔、歩行により農地内外を移動する種も多く存在することから、昆虫残留濃度は、昆虫の行動及び生息場所により大きく異なると考えられる。また、昆虫残留濃度が最も高くなると考えられる昆虫種（チョウ目幼虫など農地内に生息し移動性の低い昆虫類）であっても、農薬ばく露は極めて不均一で、散布直後に一時的に高濃度にばく露されても、昆虫の体表面からの離脱などによって急激に減少することが明らかとなった。

したがって、鳥類に対する農薬リスク評価をする上で、チョウ目幼虫の散布直後の昆虫残留濃度を昆虫類の残留濃度の代表値とすることは明らかに過大であり、本調査における散布 3 日後の昆虫残留濃度を代表値と見なす方が良いと考えられる。

さらに、農薬ばく露を受けやすい地点に生息する昆虫のばく露濃度を推定するには、採取地点ごとの昆虫残留濃度と土壌残留濃度、散布直後の昆虫残留濃度と土壌残留濃度の相関から、土壌残留試験結果が利用できると考えられた（図 2）。

表 3 に各薬剤の昆虫残留濃度を有効成分投下量（kg a.i./ha）で除した値を示したが、散布 3 日後は 2.05 ~ 0.05 と計算された。

表1 チョウ目幼虫の残留濃度と土壤残留濃度

| 農薬名 | 投下量 a.i. kg/ha(1回) | チョウ目幼虫の残留濃度(mg/kg) | | | 土壤残留濃度(mg/kg) | | |
|-----------|-----------------------|--------------------|-----------|-----------|---------------|------|------|
| | | 散布直後 | 3日後 | 7日後 | 散布直後 | 3日後 | 7日後 |
| シアゾファミド | 0.2 | 2.71 | 0.41<85%> | 0.36<87%> | 0.29 | - | 0.02 |
| メタラキシル | 0.4 | 1.19 | 0.03<98%> | 0.04<97%> | 0.40 | - | 0.12 |
| ボスカリド | 1.0 | 24.8 | 1.87<92%> | - | 1.29 | 0.74 | - |
| トルクロホスメチル | 3.0 | 59.1 | 0.32<99%> | - | 1.92 | 0.65 | - |

シアゾファミド、メタラキシル:H22年調査、大豆畑1回散布、ハスモンヨトウ幼虫の平均値
ボスカリド、トルクロホスメチル:H23年調査、キャベツ畑2回散布、モンシロチョウ幼虫の中央値
<>の数値は散布直後の虫体濃度からの減衰率

表2 地上歩行性昆虫等の残留濃度(ヒットフォールトラップ捕獲)

| 農薬名 | 投下量 a.i.kg/ha(3回) | 昆虫残留濃度(mg/kg) | |
|---------|----------------------|---------------|-------|
| | | 捕獲昆虫(17日間) | 換算濃度* |
| シアゾファミド | 0.6 | 0.16 | 0.27 |
| メタラキシル | 1.2 | 0.12 | 0.10 |
| 平均 | | | 0.18 |

*投下薬量で除した値

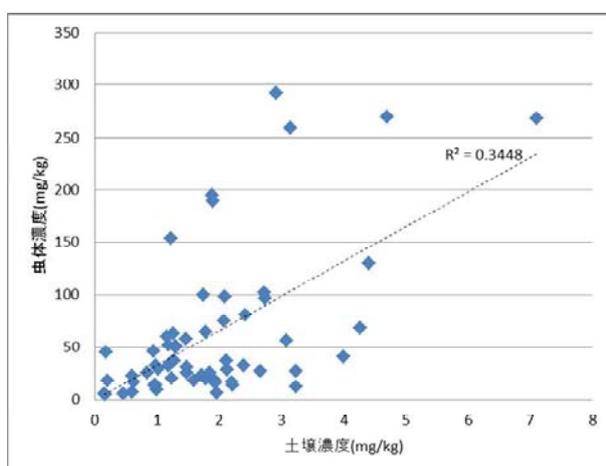


図1 散布直後における推定虫体落下量と近傍土壤濃度との関係(散布直後)

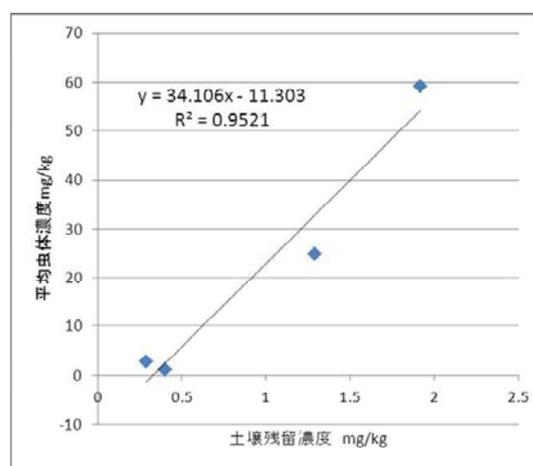


図2 昆虫残留濃度(チョウ目幼虫)と土壤残留濃度との関係(散布直後) <表1から作成>

表3 チョウ目幼虫の残留濃度(投下薬量で除した値)

| 農薬名 | チョウ目幼虫残留濃度 | |
|-----------|------------|------|
| | 散布直後 | 3日後 |
| シアゾファミド | 13.5 | 2.05 |
| メタラキシル | 2.98 | 0.08 |
| ボスカリド | 12.4 | 0.94 |
| トルクロホスメチル | 9.85 | 0.05 |
| 中央値 | 11.1 | 0.5 |
| 平均値 | 9.7 | 0.8 |
| 90%tile | 13.2 | 1.7 |
| 最大値 | 13.5 | 2.05 |

(2) 水稻ばく露量調査

水稻栽培の中期防除剤を慣行量(150L/10a)で2回散布した後に乳熟期、糊熟期、黄熟期及び収穫期のもみ米及び胚乳(玄米)の残留濃度を調査した(図3)。もみ米濃度は乳熟期から糊熟期にかけて速やかに減衰した。胚乳(玄米)の濃度はもみ米濃度と比較

して低く、散布した農薬の多くが胚乳外側のもみに付着していると考えられた。

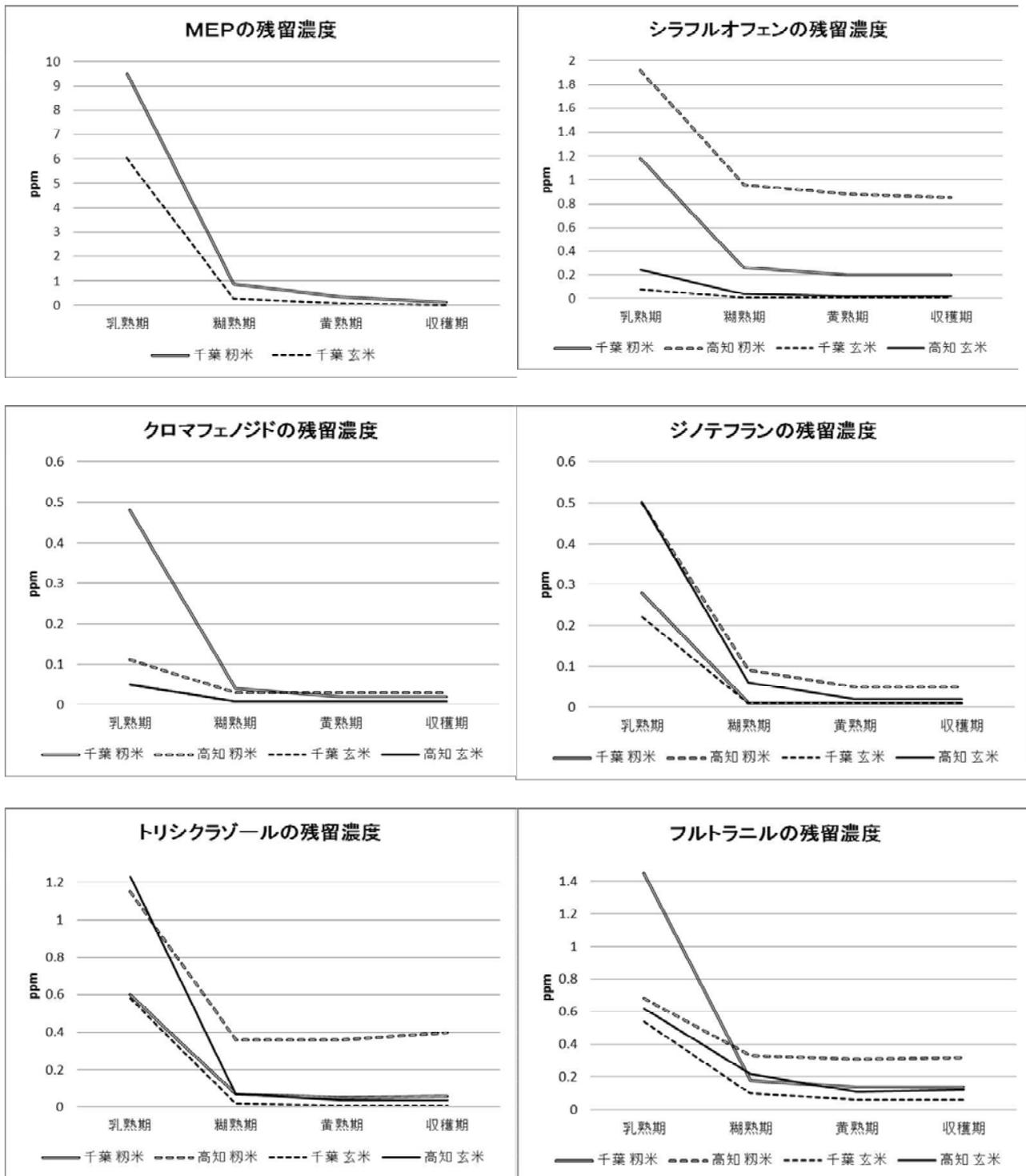


図2 農薬散布後の籾及び玄米(胚部)の残留濃度の推移

(3) 種子処理剤ばく露量調査

本調査では、農薬処理した種子を農地に播種し、播種直後(播種後数時間以内)、出芽時及び子葉展開期にそれぞれ採取し、種子及びノ又は胚部の残留濃度を調査した。

平成22年度は大豆の粉衣処理について調査したが、2農薬の混合剤であるにもかかわらず播種直後の濃度に著しいかい離がみられたが、その原因は不明であった。また、平

成 23 年度は大豆フロアブル塗沫処理について調査したが、2 農薬間で播種直後の濃度に大きくかい離が認められたため再試験を行った結果、かい離は改善した。平成 23 年度に実施した水稻のフロアブル塗沫処理では、理論濃度比べて播種直後の濃度は低くなり、水田内の水によって消失が生じるものと考えられた。

いずれの調査でも、播種後から生育及び時間経過とともに残留濃度は減衰し、出芽時には初期濃度の 31 ~ 99.5%まで低下した。胚部まで浸透しにくい農薬の場合に減衰率が大きくなる傾向が認められた。

2 か年の調査結果をみると、試験ごとにその結果が大きくばらついており、とりわけ理論濃度とのかい離が顕著であるところから、現時点で種子処理剤の残留濃度を推計することは極めて困難である。種子残留濃度を推計するためには、今後、種子処理の方法について整理しつつ、引き続き調査事例を蓄積していくが不可欠であると考えられる。

表5 種子処理剤の残留濃度

| (大豆) | | | | | | | |
|-------------------|---------------|----------------------------|-------------|------|-------|------------|-------|
| 農薬名 | 理論濃度 mg/kg | 残留濃度(mg/kg)<理論濃度に対する初期付着率> | 播種直後 | | | 播種直後からの減衰率 | |
| | | | 播種直後 | 出芽時 | 子葉展開期 | 出芽時 | 子葉展開期 |
| チウラム 水和剤 | 800 | 全体 | 182 <22.8%> | 61.4 | - | - | - |
| | | 胚部 | - | 30.9 | 12.0 | 83.0% | 92.3% |
| ベノミル 水和剤 | 800 | 全体 | 17.4 <2.2%> | 16.0 | - | - | - |
| | | 胚部 | - | 12.0 | 5.3 | 31.0% | 69.5% |
| チアマトキサム フロアブル | 1800 | 全体 | 1155<64.2%> | 384 | - | - | - |
| | | 胚部 | - | 411 | 187 | 64.4% | 83.8% |
| シアゾファミド フロアブル | 1880 | 全体 | 794<41.7%> | 448 | - | - | - |
| | | 胚部 | - | 11.2 | 3.84 | 98.6% | 99.5% |
| チアマトキサム* フロアブル | 1800 | 全体 | 714<39.7%> | 102 | - | - | - |
| | | 胚部 | - | 120 | 59 | 83.2% | 91.7% |
| (水稻) | | | | | | | |
| チウラム フロアブル | 8000 | | 493<6.2%> | 22 | - | 99.5% | - |

チアマトキサム残留濃度：チアマトキサム、クロチアニジンの含量値

*再試験：大豆種子 0.1kg に製剤 0.6ml を処理。

胚部：出芽時は種子外皮及び根を除いた種子、子葉展開期は種子外皮及び根を除いた株

資料 12 昆虫 RUD の推計について

(1) 昆虫ばく露量調査 (資料 11 を参照) の結果についての考察

農地に生息する昆虫は、飛翔、歩行により農地内外を移動する種も多く存在することから、昆虫に係る残留農薬量は、昆虫の行動及び生息場所により大きく異なると考えられる。

チョウ目幼虫の調査については、散布農薬のばく露を受けやすい状態で放飼しており、なおかつ、散布は場内に生息し、移動性の低い (農薬残留量が最も高くなると考えられる) 昆虫のみが分析対象であり、農地に生息する昆虫の残留農薬濃度として相当過大な評価と考えられる。また、個体間のばらつきも極めて大きい。

チョウ目幼虫の調査では、散布直後に極めて残留農薬濃度が高かったが、これは昆虫の体表面への一時的な付着によるものと考えられ、表面からはく離などにより急速に減少していることから、3日後のデータが利用できると考えられる。

一方、昆虫残留農薬濃度は、個体間のばらつきが極めて大きいものの、土壌残留農薬濃度と相関が高いことから、昆虫に係る農薬残留量の推計にこの濃度を活用することが考えられる。

(2) 推計に活用するデータの考察

表 ばく露量調査データ及び土壌残留性試験成績について

| | 元データ | 中央値 | 平均値 | 90%tile | 最大値 |
|-------------------------------|---|-------|-------|---------|-------|
| 水稲 RUD | 8 農薬・9 試験データ (ばく露量調査及び文献) | 4.08 | 4.83 | 7.33 | 8.80 |
| 果実 RUD | 37 農薬・224 作残試験成績 (施設栽培除く : 公開抄録データより) | 0.414 | 0.764 | 1.626 | 9.238 |
| 昆虫 RUD の候補となるデータ (昆虫ばく露量調査) | チョウ目幼虫 (処理直後) | 11.1 | 9.7 | 13.2 | 13.5 |
| | チョウ目幼虫 (3 日後) | 0.5 | 0.8 | 1.7 | 2.05 |
| | ピットフォール昆虫 (17 日平均) | - | 0.18 | - | 0.27 |
| | 土壌残留性試験成績 (畑地用 45 剤各 2 試験から推定した初回散布直後の濃度) | 0.90 | 1.26 | 2.19 | - |

(単位) mg/(kg-ai/ha)・kg-diet

昆虫に係る農薬残留量の推計に活用できる可能性のあるデータとして、上記のデータがあるが、各データの位置づけは以下のとおり。

チョウ目幼虫

資料 11 の 3(1) で述べたとおり相当過大な評価となるおそれがあり、かつ、調査を行った個体間のばらつきも極めて大きい。また、試験方法が微妙に異なる 2 カ年で各 2 農薬のみのデータから算出している。また、飛翔、歩行により農地内外を移動する種については考慮できていない。

ピットフォール昆虫 (17 日間平均)

7 日間隔で 3 回散布した期間中、第 1 回散布直後から第 3 回散布直後までピットフォール・トラップを設置し、約 2 日ごとにトラップに落下した昆虫等を採取して

分析試料としたもの。分析は 17 日間に採取された試料をすべてまとめて粉碎・均一化したもので行っており、農薬散布直後の残留農薬濃度ではない。また、単年度で 2 農薬のみのデータから算出している。

土壌残留性試験成績

農薬ごとにデータが整備されており、昆虫ばく露量調査（チョウ目幼虫）において昆虫に係る残留農薬濃度と土壌残留農薬濃度には相関がみられた。しかしながら、昆虫の残留農薬濃度（チョウ目幼虫以外も含めた全体）と土壌の残留農薬濃度の関係を数式化するためのデータがない。

（3）昆虫 RUD の設定について

(2)を踏まえ、農薬ごとにデータが整備されている土壌残留性試験の残留農薬濃度の初回散布直後推計値の 90%タイル値(2.19)は、チョウ目幼虫の 3 日後のデータの 90%タイル値(1.7)を若干上回っているが近似していることから、これを昆虫 RUD とする。

資料 13 鳥類強制経口投与試験の概要

鳥類強制経口投与試験について、農薬テストガイドライン(「農薬の登録申請に係る試験成績について」(12 農産 8147 号農林水産省農産園芸局長通知))では、「科学的に妥当な方法によること」と規定されている。本マニュアルでは、標記毒性試験は OECD テストガイドライン TG223 (Avian Acute Oral Toxicity Test (鳥類急性経口毒性試験); 2010 年 7 月 22 日採択; 以下「TG223」という。)に基づいて行うことが望ましいとしている(第 4 章第 3 節)。このため、TG223 に準拠した試験法の概要を以下に示す。

なお、TG223 は、動物福祉に配慮して、最初に限度試験を行い、死亡が認められた場合には段階的に試験を進める逐次法となっている。

1. 目的

本試験は、被験物質を単回経口投与した場合の鳥類への毒性影響に関する科学的知見を得ることにより、農薬使用時における安全な取扱方法の確立に資することを目的とする。

2. 供試生物

(1) 試験鳥種

死亡率が低く、嘔吐しにくい鳥種で、野生由来の系統として繁殖飼育された鳥を用いることが望ましい。なお、鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律(平成 14 年法律第 88 号)に基づき、野生鳥類又はその卵の捕獲は原則として禁止されていることから、試験鳥種として野生の捕獲した鳥は用いないこととする。

我が国でよく用いられる鳥種はウズラ(*Coturnix japonica* (Galliform))であり、海外ではボブホワイトウズラ(*Colinus virginianus* (Galliform))も多く用いられている。その他、我が国で実験用に用いることができる鳥種としては、ゼブラフィンチ(*Poephila guttata* (Passeriform))、セキセイインコ(*Melopsittacus undulatus* (Psittaciform))、マガモ(*Anas platyrhynchos* (Anseriform)) (入手方法等について参考文献(1)を参照のこと。)がある(ただし、試験鳥種をこれらに限定するものではない。)

(2) 供試鳥

成熟した羽装で、繁殖期ではない雌雄又は雌雄のいずれか一方を無作為に選択して用いる。試験にはおおむね同じ齢の鳥を用いる。

試験実施環境、試験で用いる基礎飼料には、少なくとも 14 日間はじゅん化させる。全ての鳥の健康状態を観察し、じゅん化期間中に鳥の 5%以上に死亡が認められた場合は、じゅん化中のいずれの鳥についても試験に用いてはならない。

3. 試験方法

(1) 被験物質の調製及び投与

被験物質は、カプセル投与又は適切な溶媒で溶解又は懸濁して、単回強制経口投与する。可能ならば溶解又は懸濁することが推奨され、まず水系の溶媒で溶解又は懸濁することを検討し、次に油(例: コーン油) 続いて他の溶媒を用いることを検討する。

ただし、水以外の溶媒を用いる場合は、その溶媒の毒性が既知でありかつ試験結果に重大な影響を与えないものが望ましい。また、嘔吐作用があるものは用いない。

鳥への投与量は投与前 24 時間以内に測定した体重から算出する。溶媒を含む投与液量は体重当たり 10 mL/kg を超えてはならない。投与前の一夜、12～15 時間は絶食させる。50g 以下の鳥は投与前 2 時間の短い絶食期間でよい。

(2) 試験環境

温度及び湿度が管理された試験環境が望ましく、温度はウズラ及びマガモで 15～27 が適している。しかし、その変動幅は可能な限り小さくすべきである。換気は少なくとも 10 回/時であれば十分である。照明時間は、ウズラ及びマガモでは点灯 8 時間、消灯 16 時間が良い。鳥種によっては、点灯時間を 10 時間まで延ばすことが望ましい場合もある。飼料と水は、新鮮なものを不断給餌で給与し、また不純物によって鳥の健康に影響がみられる可能性があるため、それらは定期的に分析しなければならない。

鳥は個別飼育する。ケージの設置に当たっては、ゼブラフィンチのような社交性の高い鳥種では隣接させて設置し、他の鳥種においても他の個体が視認でき、さえずりが聞こえるよう設置することが推奨される。また、試験種ごとに最適な飼育スペースを確保すべきである。推奨される 1 羽あたりの最小スペースは下表のとおり。ケージの床はメッシュで、排泄物が十分落ちる構造にすべきであるが、鳥の動きを制限するような構造であってはならない。

| 試験鳥種 | 1 羽あたりの飼育スペース | 備考 |
|---------|--------------------------|---------------------------|
| ウズラ | 1,000 cm ² 以上 | - |
| マガモ | 2,000 cm ² 以上 | - |
| セキセイインコ | 500 cm ² 以上 | 止まり木が必要 |
| ゼブラフィンチ | 500 cm ² 以上 | 止まり木が必要。また、ケージを隣接させて設置する。 |

(3) 観察期間

少なくとも 14 日間の観察を行う。

(4) 試験羽数の設定

限度試験

5 羽又は 10 羽とする (対照群は 5 羽とし、被験物質を含まない媒体 (被験物質の投与に際して溶媒を用いた場合はその溶媒、溶媒を用いなかった場合は投与に用いたカプセルをいう。以下同じ。) のみを投与する。)

LD₅₀ 値のみ試験 (LD₅₀-only test)

1 投与用量につき 1 羽とする。

LD₅₀ 値-傾き試験 (LD₅₀-slope test)

1 投与用量につき 2 羽（5 用量の場合）又は 5 羽（2 用量の場合）とする。

4. 試験手順

本試験法は、限度試験、LD₅₀ 値のみ試験及び LD₅₀ 値-傾き試験の 3 つの試験から構成される。LD₅₀ 値のみ試験及び LD₅₀ 値-傾き試験は逐次法で、段階的な試験の実施により、使用する鳥の数を最小限にして実施できるように設計されている。投与量の設定と LD₅₀ 値、傾き及び信頼区間の算出には OECD の Web サイトからダウンロードして利用できるコンピュータープログラム（SEDEC（SEquential DEsign Calculator）；<http://www.oecd.org/document/40/0,3343,en_2649_34377_37051368_1_1_1_1,00.html をクリックし、次画面の Software をクリックする>）を活用することができる（SEDEC の取扱いについては、ガイダンス文書を別途環境省 HP で提供する予定。）。

（1）限度試験（図 1 参照）

限量（原則として 2,000 mg/kg 体重とする。）を同時に 5 羽に投与し、対照群は被験物質を含まない媒体のみを 5 羽に投与する。なお、被験物質の既存情報（例：ほ乳類の毒性試験）や他の化学物質で化学的分類が同じ物質の情報から暫定的な LD₅₀ 値が推定できる場合には、限度試験は省略して、（2）逐次法のステージ 1 に進んでよい。

投与してから 14 日間観察し、その間に死亡が認められなかった場合
信頼区間 95% で LD₅₀ 値は限量を超えると結論し、試験を終了とする。

投与した被験物質に起因して 1 羽が死亡し、その時点で他の鳥で毒性徴候が認められなかった場合

限度試験を拡大し、さらに 5 羽の鳥に限量を投与するか、又は、逐次法のステージ 2 に進む。

なお、限度試験に 5 羽を追加する場合は、14 日間の観察期間が終了する前に開始する。限度試験を拡大して総数 10 羽で実施した結果、総死亡数が 1 羽のみであった場合には、信頼区間 95% で LD₅₀ 値は限量を超えると結論し、試験を終了する。

5 羽中 2～4 羽の死亡が認められた場合又は 10 羽中 2 羽以上の死亡が認められた場合

逐次法（図 2 参照）のステージ 2 から開始する。

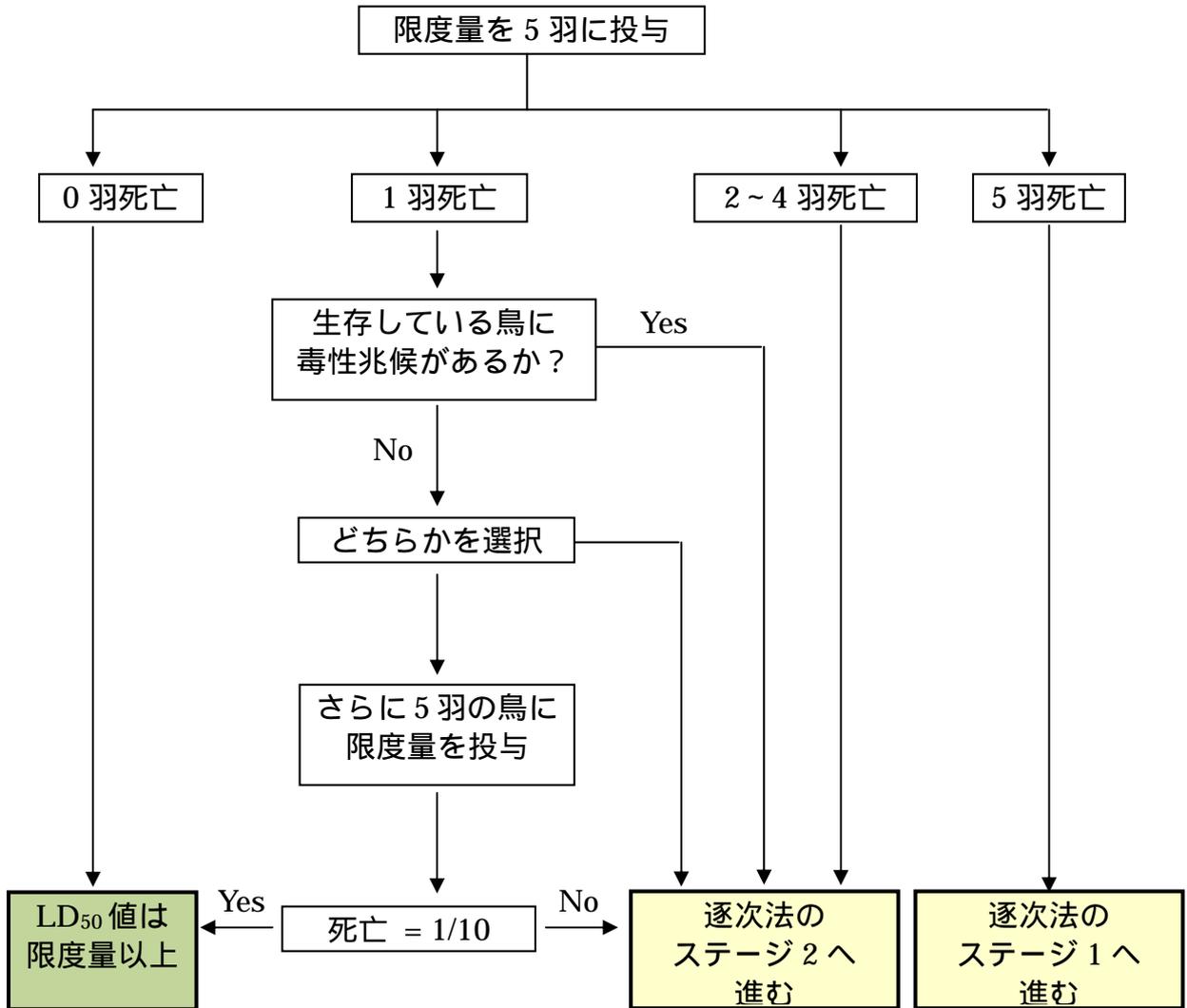
限度試験から逐次法のステージ 2 へ進むためには、暫定的な LD₅₀ 値を算出する必要があり、これは SEDEC を活用して算出できる。投与量が 2,000 mg/kg 体重の場合の暫定的な LD₅₀ 値は、下表のとおり。

| 死亡率(%) | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 60 | 70 | 80 | 90 |
|------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 暫定的 LD ₅₀ 値 | 3,606 | 2,944 | 2,541 | 2,244 | 2,000 | 1,782 | 1,574 | 1,358 | 1,109 |

全羽が死亡（安楽死も含めて）した場合

逐次法のステージ 1 から開始する。

図 1. 限度試験の手順



(2) 逐次法：LD₅₀ 値のみ試験及び LD₅₀ 値-傾き試験

LD₅₀ 値のみ試験

2つのステージで構成される。

ア) ステージ1

限度試験の結果、全羽が死亡した場合又は既存情報から LD₅₀ が推定できる場合

- ・ 用量設定.....LD₅₀ 値の最初の推定値の付近において 4 用量を対数目盛上で等間隔となるよう設定する (原則として、最低用量は LD₅₀ 値の最初の推定値の 0.1414 倍、最高用量は LD₅₀ 値の最初の推定値の 7.071 倍とする。詳しくは TG223 を参照のこと。) 投与量の設定には、SEDEC を活用することができる。
- ・ 試験羽数..... 1 用量あたり 1 羽

イ) ステージ 2

- ・ 用量設定.....ステージ 1 又は限度試験の結果から得られた暫定的な LD₅₀ 値を基に、鳥類急性試験を根拠とする EPA ECOTOX データベース (<http://www.ipmcenters.org/Ecotox/index.cfm>) の 5 つの傾きパターンを用いて、死亡率 1%と 99%を含む範囲を推定できる用量となる 10 用量を設定する。
- ・ 試験羽数..... 1 用量あたり 1 羽

LD₅₀ 値-傾き試験

ステージ 3a, 3b 及び 4 から構成される。この試験にある逆転とは、用量順に結果を並べたとき低用量を投与した鳥で死亡がみられるが、高用量を投与した鳥で生存が認められる例を示す。

ア) ステージ 3a

ステージ 2 の結果認められた逆転の頻度が 2 カ所以上の場合に実施される。

- ・ 用量設定.....ステージ 1 と 2 の結果から、ステージ 3a で用いる 10 羽のうち、半数は、死亡率 15%よりも低い用量を投与し、残りの半数は、死亡率 85%よりも高い用量を投与する。試験はステージ 3a で終了となる。
- ・ 試験羽数..... 1 用量あたり 5 羽

イ) ステージ 3b

ステージ 2 の結果認められた逆転の頻度が 0 又は 1 カ所の場合に実施される。

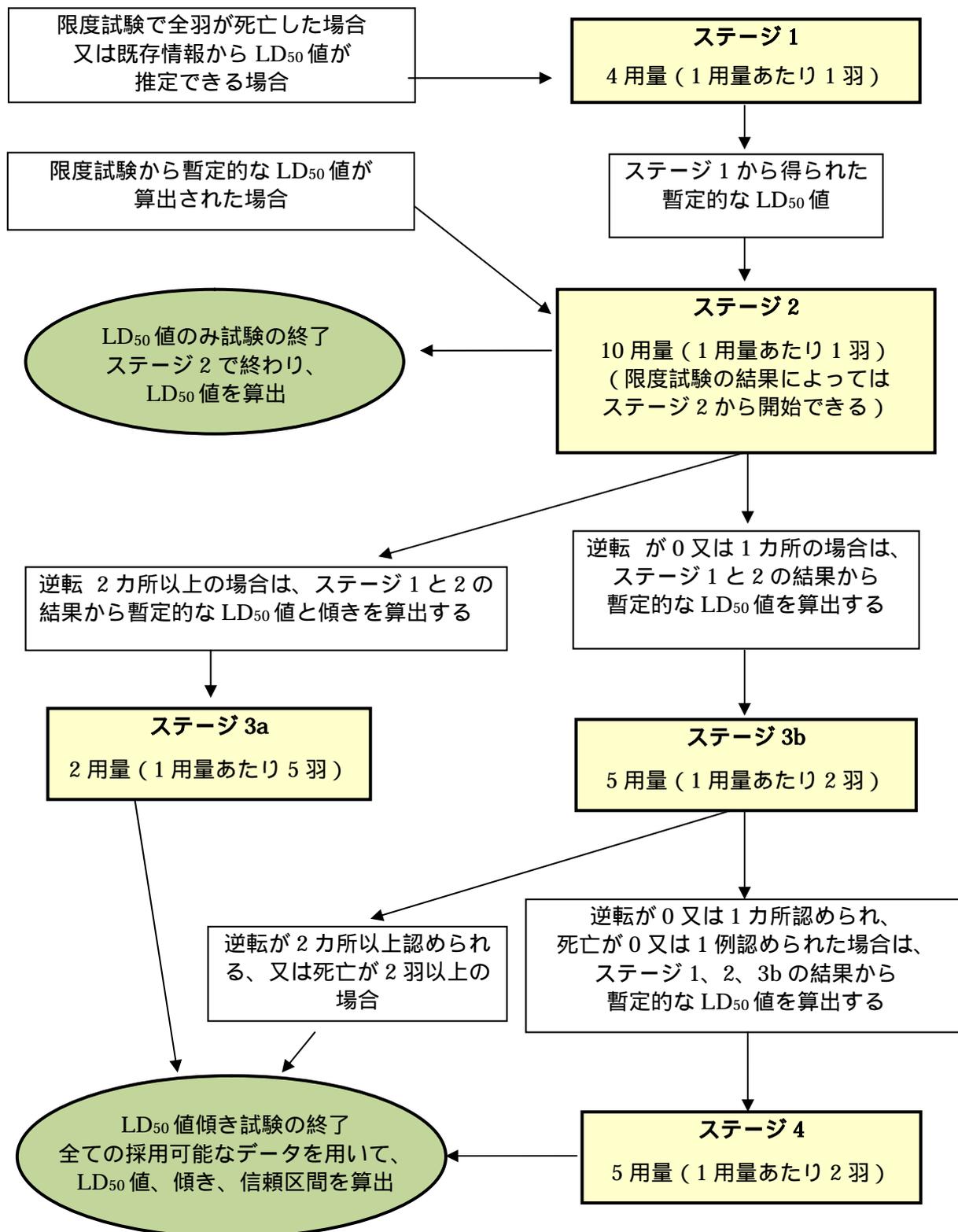
- ・ 用量設定.....ステージ 1 と 2 の結果から、死亡率 15%と 85%を含む範囲で、プロビット法を適用し、本ステージの LD₅₀ 値が推定できる 5 用量を設定する。本ステージの LD₅₀ 推定値の再現性を評価するため、プロビット法の適用に加えて、逆転の数と一部死亡の数を数える。その結果、逆転の頻度が 0 又は 1 カ所の場合は試験終了となる。
- ・ 試験羽数..... 1 用量あたり 2 羽

ウ) ステージ 4

ステージ 3b の結果、逆転の頻度が 0 又は 1 カ所認められ、死亡が 0 又は 1 例認められた場合に実施される。

- ・ 用量設定.....ステージ 3b と類似し、ステージ 3b の推定値をより正確に、かつ信頼区間が広い場合に正確な傾きを評価できるような 5 用量を設定する。試験はステージ 4 で終了となる。
- ・ 試験羽数..... 1 用量あたり 2 羽

図 2：逐次法の手順（LD₅₀ 値-傾き試験又は LD₅₀ 値のみ試験）



逆転とは、用量順に結果を並べたとき、低用量を投与した鳥で死亡がみられるが、高用量を投与した鳥で生存が認められる例を示す。

(3) 観察及び測定

症状

嘔吐や臨床症状を確認するために、投与直後から2時間は頻繁に観察し、その後も投与当日は等間隔に時間を区切って、少なくとも3回は観察する。投与翌日から14日までは少なくとも1日に1回は観察する。嘔吐等の行動を詳細に記録できるように、少なくとも最初の3日間は個別で飼育することが望ましい。観察は個体ごとに、嘔吐、毒性及び回復徴候、異常行動、体重、死亡と死亡時期を記録する。

体重

投与前、投与3日後、7日後及び14日後（試験期間によってはさらに後日）に体重を測定し、体重増加量を求める。

摂餌量

投与3日後までは毎日測定し、その後は投与3～7日後及び7～14日後の摂餌量を測定する。

肉眼的病理検査

投与群及び対照群の全ての鳥について実施する。これは、偶発的な死亡と明らかな毒性影響によるものを識別するために有効である。なお、試験期間中に鳥に明らかな苦痛や痛みが認められる場合は安楽死すべきである。

5. 報告書

原則として次の内容を記載する。

被験物質の情報

- 同一性
- ロット番号
- 純度
- 室温での安定性
- 揮発性等

供試鳥

- 種の学名、由来、系統、齢、供給源、体重、健康状態

試験の実施

- 試験構成（投与群構成、供試羽数、飼育の状況（個別飼育か又は群飼育か））
- じゅん化期間と群分けの方法
- 投与方法（強制経口投与又はカプセルによる経口投与、用いた媒体や溶媒、鳥の体重あたりの被験物質の投与量）
- 飼育環境（ケージの形状・サイズ・素材、敷材、温度、湿度、照明時間、照度）
- 飼料と水（供給源、構成成分、カロリー値、汚染物質の分析結果）
- 観察頻度と期間及び観察方法

➤ 統計解析の方法

試験結果

- LD₅₀ 値、用量 - 死亡曲線の勾配、LD₅₀ の信頼区間（算出方法により可能な場合）及びその算出方法
- 用量ごとの毒性反応データ（試験期間中に死亡又はと殺した動物数及び死亡時間、毒性徴候を示した動物数、臨床症状及び発症・消失時期等）
- 肉眼的病理所見
- 体重（個別）
- 摂餌量

6．試験の有効性について

対照群で、1羽の非偶発的な死亡や1羽以上の死亡が認められた場合は、その試験は無効となる。偶発的な死亡とは、試験群の健康状態に因るものではなく、脚の骨折や擦り傷など鳥が自らケガを負った結果、死亡する場合を示す。また、非偶発的な死亡とは、試験群の健康状態の悪化又は試験上での管理（病気や動物の取り扱いのミス）による死亡を示す。

7．参考文献

- (1) 平成 22 年度農薬鳥類毒性試験法確立調査業務報告書（2011.3、環境省）
- (2) OECD GUIDELINES FOR THE TESTING OF CHEMICALS Avian Acute Oral Toxicity Test (22 July 2010)

資料 14 鳥類の急性毒性値を用いた種間差の解析結果

(環境省調査(平成23年度鳥類毒性解析調査；(財)畜産科学安全研究所受託)より)

1. 目的

鳥類に対する農薬リスク評価に用いられる鳥類急性毒性試験結果に係る種間差について、各種の文献を調査し、諸外国における急性毒性試験結果の種間差の取扱いとの整合性を図りつつ、急性毒性試験の結果に係る鳥種間の種間差を解析する。また、EU及びEPAが採用している、鳥類急性経口毒性データからリスク評価に用いるための毒性値を算出する方法の妥当性について検討する。

2. 考察

鳥類の急性毒性評価においては、急性経口毒性試験による半数致死量(LD₅₀)及び摂餌毒性試験による半数致死濃度(Lethal concentration 50%: LC₅₀)が用いられているが、LC₅₀は正確な曝露量を測定することが困難で、また、試験状況も大きな影響を与えることから、LD₅₀値を用いた評価が適切であるとされている。そこで、LD₅₀について、各種文献の調査等から、鳥類における毒性値の種間差を解析した。また、諸外国でリスク評価に用いる毒性値の算出方法についてもその妥当性を検討した。

(1)鳥類の急性毒性値を用いた種間差の解析及びEUの評価手法の検証

EUでは、同じ農薬について複数のLD₅₀値が報告されている場合、まず同一鳥種のLD₅₀値を幾何平均した値をその鳥種の代表LD₅₀値として算出した上で、鳥種の全てのLD₅₀値を幾何平均して、その農薬の鳥類に対するLD₅₀値とする算出法が用いられている(表1)*1。

表1 EFSAにおける複数の試験報告値からのLD₅₀値の算出例

| Species | LD ₅₀ mg/kg bw | LD ₅₀ to be used in calculation of geometric mean |
|---|---------------------------|--|
| Mallard duck (study 1) | 25 | 30 |
| Mallard duck (study 2) | 36 | |
| Bobwhite quail | 21 | 21 |
| Japanese quail | 36 | 36 |
| Red winged blackbird | 5 | 5 |
| Overall geometric mean to be used in RA | | 18.3 |

また、EUでは種間差も考慮したリスクアセスメントファクター(安全係数)を10として評価しており、最も感受性の高い種に対しては小さい可能性があるものの、一般的に種間差を考慮するのに十分な値であると考えている。

なお、最も感受性が高い種のLD₅₀値が全報告値の幾何平均の10分の1未満である場合には、最も感受性が高い種のLD₅₀値をリスク評価に用い、リスクアセスメントファクター(安全係数)は用いないこととされている。

鳥類の農薬に対する感受性の種間差を明らかにするため、文献データのうち、報

告例が多い農薬及びそれら農薬に対する各鳥種の毒性値（農薬 39 種類、鳥種 10 種）のデータを基に、最も感受性の高い鳥種と最も感受性の低い鳥種の毒性値を比較し、その比率（最も大きな LD₅₀ 値 / 最も小さな LD₅₀ 値）の分布を調べた。

なお、ある鳥種について、単一の報告中に同じ物質の LD₅₀ 値が複数記載されている場合や幅をもって記載されている場合は、LD₅₀ 値のバラツキ又は幅が 3 倍以内であれば最小値と最大値の平均値をその文献で報告されている農薬の毒性値とし、3 倍以上のバラツキ又は幅があるデータは解析調査には用いなかった^{*2}。

さらに、調査に用いた鳥種で同じ物質の LD₅₀ 値の報告が複数ある場合は、EU の評価方法に基づいて幾何平均して求めた値を当該農薬に対するその鳥種の代表 LD₅₀ 値とした。その結果、感受性の比率データは、対数変換することで正規分布に近い分布となることが確認された（図 1）。

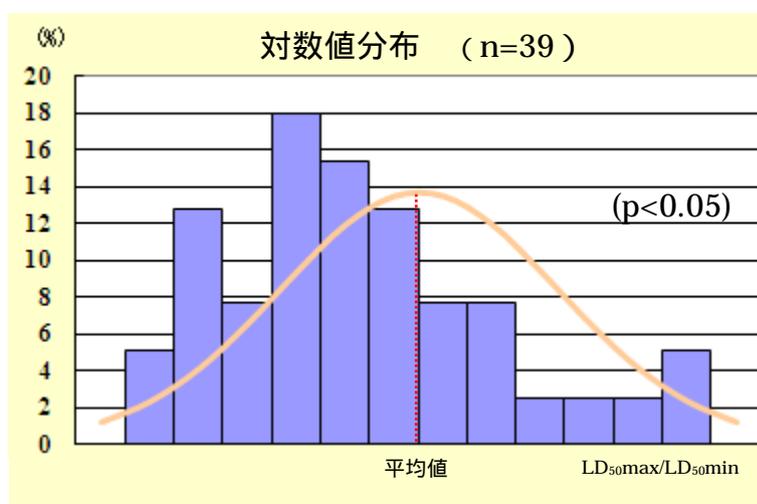


図 1 LD₅₀ 値における感受性差比率の対数値分布
（平均値：0.95、最小値 0.082、最大値 2.19）

| 平均値 | 標準誤差 | 95%信頼区間 |
|--------|------|-------------|
| 0.95 | 0.08 | 0.78-1.11 |
| (8.82) | | (6.08-12.8) |

(): 自然数を示す。

感受性比率を対数で解析し、得られた結果を自然数に変換すると平均値は8.82倍、その95%信頼区間は6.08-12.8であり、農薬の平均的な種間差は約13倍以内であると考えられた(表2)。

また、調査対象とした農薬のそれぞれについて、EUの評価方法と同様に、まず同一鳥種のLD₅₀値を幾何平均した値をその鳥種の代表LD₅₀値として算出した上で、鳥種の全てのLD₅₀値を幾何平均した値と、最も感受性の高い鳥種の毒性値(最も小さなLD₅₀値)を比較したところ、その比(幾何平均値/最も小さなLD₅₀値)は最大で5.4であった。

以上より、本調査で対象とした39種類の農薬のデータにおいても、解析の結果、リスクアセスメントファクター(安全係数)の10はおおむね妥当な値であると言える。

(2)米国EPAの毒性値評価手法の検討

米国EPAでは、試験鳥種であるボブホワイトウズラ(178g)及びマガモ(1,580g)の試験から得られたそれぞれのLD₅₀値を基準とした上で、評価対象を小型鳥種、中型鳥種及び大型鳥種に分類し、それぞれの体重を20g、100g及び1,000gとみなし、これらの鳥に対する毒性値を、試験鳥類に対する体重の比率にEPAが定める指数を乗じて算出している^{*3}(表3)。

なお、ボブホワイトウズラとマガモ以外の鳥種の報告があった場合は、毒性試験実施時に測定されたその鳥種の体重を用いて補正し、幾何平均に組み入れるものと考えられるが、明確に文書にされたものはない。また、評価に用いるのに適した毒性値の範囲などの取扱いについても具体的な記載はない。

表3 EPAにおける試験報告値からのLD₅₀値の算出例

| | | |
|---------------------------------|---|--|
| Adjusted avian LD ₅₀ | : | Adj.LD ₅₀ = LD ₅₀ (AW/TW) ^(x-1) |
| AW | : | 算出する鳥類の体重(20, 100又は1000g) |
| TW | : | 実験動物の体重(ボブホワイトウズラは178g、マガモは1580g) |
| X | : | 鳥類のスケーリングファクターは1.151 |

米国EPAでは、このLD₅₀値と想定されるばく露量の比が2未満の場合をリスクあり、

2 以上 10 以下の場合を限定的なリスクあり、10 以上の場合を絶滅危惧種にリスクの可能性ありと定義しており^{*4}、EU と同様、アセスメントファクターを実質的に 10 として評価している。

この評価法の妥当性を検討するために、文献データのうち、ボブホワイトウズラ及びマガモの毒性値を表 3 の式により換算し、それらを幾何平均して求めた換算毒性値 (LD₅₀ 値) を小型鳥種 (体重 20 g)、中型鳥種 (体重 100 g)、大型鳥種 (体重 1,000 g) のそれぞれについて算出し、それらと実際の文献データの試験報告値 (LD₅₀ 値) の比率 (換算毒性値 / 試験報告値) を求めた。比較対象とする試験報告値には、小型鳥種としてイエスズメ、中型鳥種としてムクドリ、大型鳥種としてコウライキジの文献データの値を選んだ。

その結果、比率 1 倍以内の値が小型鳥種では 72%、中型鳥種では 74%、大型鳥種では 52% を占め、比率 2 倍以内の値が小型及び中型鳥種は 100%、大型鳥種では 67% を占めた。さらに、大型鳥種では比率が 2.4 ~ 5.1 倍の範囲に含まれるものが 33% であった (図 2~4)。いずれにおいても、換算毒性値と試験報告値の比率は大きくかい離しておらず、種間差はかなり解消されたことが確認された。

リスクアセスメントファクター (安全係数) が実質的に 10 であることを考慮すると、本調査で対象とした農薬の結果でみると、米国 EPA の評価手法によるリスク評価はやや安全サイドになっていると考えられる。

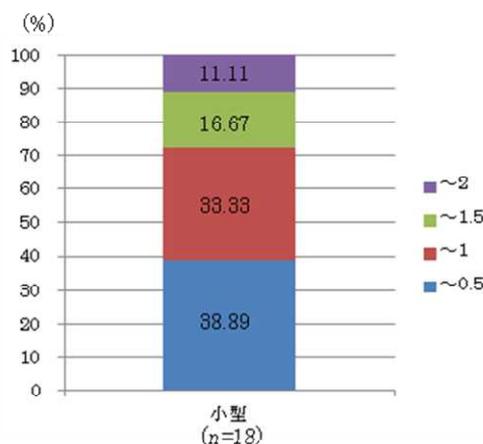


図 2 小型鳥種の換算毒性値と試験報告値の比率分布

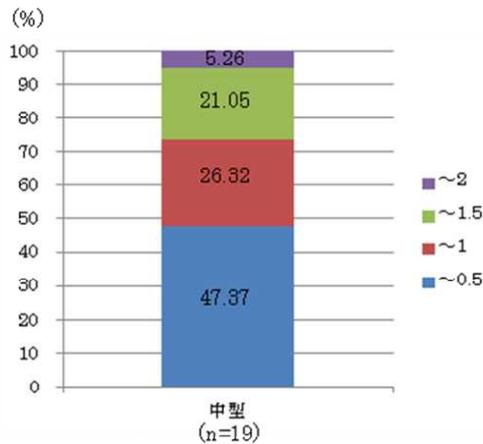


図3 中型鳥種の換算毒性値と試験報告値の比率分布

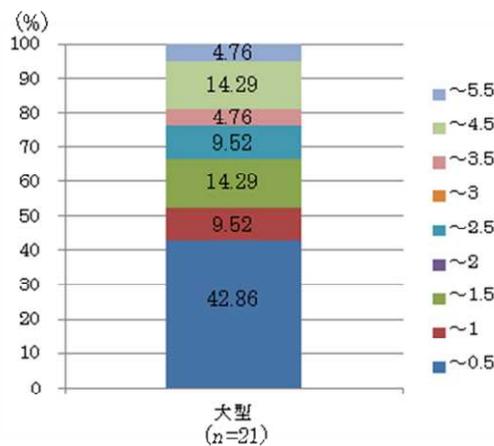


図4 大型鳥種の換算毒性値と試験報告値の比率分布

*1: European Food Safety Authority: Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals on request from EFSA Journal 2009; 7 (12): 1438

*2: A consideration of inter-species variability in the use of the median lethal dose (LD_{50}) in avian risk assessment. SETAC/OECD Workshop on Avian Toxicity Testing (1994).

*3: User's Guide T-REX Version 1.4.1 (Terrestrial Residue EXposure model) (2008): Office of Pesticide Programs U.S. Environmental Protection Agency.

*4: Over view of the Ecological Risk Assessment Process in the Office of Pesticide Programs, U. S. Environmental Protection Agency, Endangered and Threatened Species Effects Determinations. OPPTS, OPP, 23 January 2004. (米国 EPA においてリスク評価に用いられる RQ は、想定されるばく露量と LD_{50} 値の比であるが、EU との比較のため本文中ではその逆数により表現した。)