

平成 28 年度環境省請負業務

平成 28 年度 農薬の環境影響調査業務

報告書

平成 29 年 3 月 28 日

国立研究開発法人 国立環境研究所

報告書概要

ハナバチ類への影響を懸念し、EU がクロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサム、及びフィプロニルについて、暫定的に 2014 年 12 月から使用の一部制限を行った。これらの農薬を含むネオニコチノイド系、及びフェニルピラゾール系殺虫剤（以下、「ネオニコチノイド系農薬等」と記述する）は卓越した殺虫効果を示し、我が国においても水稻の育苗箱処理剤等として多用されている。近年のトンボ類の減少の要因としてネオニコチノイド系農薬等の影響も指摘されていることから、こうした特徴を持つ農薬の環境中における残留実態を把握することは、農薬が環境に及ぼす影響を評価する上で考慮する必要があると考えられる。

また、我が国における農薬の生態影響評価は、OECD テストガイドラインに基づく、魚類・ミジンコ・ユスリカ・藻類という 4 種の水生生物を用いた急性毒性試験のみで実施されているが、ネオニコチノイド系農薬やフェニルピラゾール系農薬、昆虫成長制御剤、摂食阻害剤など、旧来の薬剤とは異なる作用機序や薬物動態を示す薬剤に関して、このような現行の評価方法ではそのリスクを精緻に評価するには不十分との意見がある。農薬の生態影響を精緻に評価するためには、可能な限り感受性の種間差を考慮した毒性試験はもちろんのこと、複雑な野外環境における農薬の動態や、生物間相互作用をも加味した生物への影響評価を考慮することが望ましい。本事業では、そうした野外における農薬の挙動とトンボ類の生息実態を明らかにするために昨年度に引き続き野外調査を行うとともに、トンボ類に対する急性毒性試験法の開発に取り組んだ。

急性毒性試験により、アキアカネを試験生物として各種農薬の 48 時間後半数致死濃度が明らかとなった。昨年度に実施したアオモンイトトンボ急性毒性試験の結果と比較して明らかに感受性が高いといった傾向は見られなかったが、種間で特に毒性値の低い剤の種類が異なることが明らかになった。また、室内

急性毒性値が野外での農薬残留濃度の実測値と比較して 100 倍以上高い点もアオモンイトトンボの場合と同様であった。野外調査においては、農薬を施用している圃場のみならず、施用履歴のない圃場の近郊の水域においても複数の農薬の残留が検出された。こうした傾向は昨年度にも観察されており、農薬の残留が農薬使用圃場やその周辺に留まらないこと、農薬の残留が継続していることが明らかになった。慣行農法と有機農法を行うグリッド間での比較においても、農薬残留状況に目立った違いは見られなかった。また、農薬の残留濃度が高い地点においては、低い地点と比較して、観察されるトンボ種数および個体数が少ないという定性的傾向も昨年引き続き示された。

これらのデータに加え、本年度は調査地周辺の環境調査も行い、そのデータも盛り込んでより農薬の影響を浮き彫りにするべく、残留農薬濃度とトンボ生息状況の相関を統計的に検出することを試みた。その結果、農薬濃度はトンボ類種数にはほとんど影響しないものの、個体数には正または負の統計的に有意な影響が検出された。ただし、個々の薬剤の影響の正負についてはおおむね一貫した傾向が見られたものの、水中と底質中で影響の正負が逆転する剤が複数見られた他、薬剤系統ごとの傾向も特に見られなかった。また、多数の農薬の影響を統合する Concentration addition モデルに基づき各調査地点における農薬汚染リスク指数 (Risk Quotient, RQ) を算出し、トンボ類生息状況との相関を調べたところ、多くの系統の剤について正または負の影響が検出された。最後に、赤池情報量基準 (Akaike's information criterion, AIC) に基づくモデル選択を行ったところ、個別の薬剤についての解析では 14 剤が Final モデルに選択され、うち 8 剤が特に影響の大きな剤として検出された。一方 RQ については、6 薬剤系統が選択され、そのすべてについて有意な影響が検出されるという結果になり、特に影響の大きな薬剤系統を特定するには至らなかった。

以上のように、平成 26 年度から 28 年度の 3 カ年の調査結果からは、

- ① 実態調査地点におけるアオモンイトトンボ及びアキアカネに対する水を介した急性影響を生じる可能性は低いと考えられたこと、
- ② 農薬濃度がトンボ生息状況に与える影響について、統計的に有意な影響を検出した農薬または農薬系統も存在したが、水中濃度と底質濃度で影響の正負が逆転する、親化合物と分解物の種類により影響の正負が逆転するなど、一貫した関係は得られず、また、農薬系統ごとに明確な傾向の差異も確認されなかったこと

から、ネオニコチノイド系農薬の使用がトンボの生息に深刻な影響を及ぼしていることは確認されなかった。

ただし、トンボ類の生息状況に関する全国的なデータはまだ不十分であり、また、野外における農薬の動態および残留状況のデータも乏しいため、今後も全国における農薬の残留状況およびトンボの生息状況を継続的に監視していく必要がある。また、同一地域内で調査地点の環境や周辺植生等の統一を図った複数の調査地点を設定し、回数を増やして調査を進めていくことで、農薬がトンボ類の生息状況に及ぼす影響についてより詳細な知見が得られると期待される。

目次

1. はじめに.....	7
2. 業務概要.....	10
3. 農薬の生態影響に係る検討調査	11
3-1 調査対象農薬	11
3-2 主要な調査対象トンボ種の概要	24
3-3 毒性調査	32
3-3-1 調査方法	32
3-3-2 調査結果	34
3-3-3 トンボ等への影響に関する考察.....	34
3-4 実態調査	42
3-4-1 湖沼等残留実態調査対象湖沼の選定	42
3-4-2 トンボ等生息調査	43
3-4-3 農薬残留実態調査	53
3-4-4 トンボ等の生息に影響を及ぼすことが考えられる周辺環境調 査	70
3-4-5 トンボ等への影響に関する考察.....	73
3-5 取りまとめ	74
4. 検討会の設置・運営	89
4-1 検討会組織	89
4-2 検討会の経緯	92

添付資料

資料 1 毒性試験結果シート

資料 2 野外実態調査記録シート

資料 3 トンボ類野外調査マニュアル

1. はじめに

生物多様性保全が国際的に重要視される中、農薬などの化学物質の使用は、乱獲や過開発による生息・生育地の消失と共に、生物多様性を脅かす重要な要因のひとつとして認識されている（Millennium Ecosystem Assessment 2005¹）。例えば、2010 年に愛知県名古屋市で開催された生物多様性条約第 10 回締約国会議（COP10）において、生物多様性保全のポスト 2010 年目標として採択された「愛知目標」の個別課題 8 には、「2020 年までに、過剰栄養などによる汚染が、生態系機能と生物多様性に有害とならない水準まで抑えられる。」と明記された。それを受けた「生物多様性国家戦略 2012－2020²」においても、おおむね今後 5 年間の政府の行動計画として、「農用地及びその周辺環境の生物多様性を保全・確保できるよう、農薬の生物多様性への影響評価法を開発」と記されている。そうした情勢の中、欧州連合（EU）が 2013 年 12 月から、ハナバチ類への影響を考慮し、証拠は不十分としながらも予防原則（Precautionary principle）に基づいて、ネオニコチノイド系殺虫剤クロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサム、およびフェニルピラゾール系殺虫剤フィプロニルの計 4 剤について使用の一部の制限^{3, 4}に踏み切り、国際的に波紋を呼んだ。当時の EU の決定では、本件に関する新たな知見が得られた際、もしくは 2 年が経過した際には改めてこれら 4 剤の使用の可否についてのレビューを行うとされた。これに基づいて現在、欧州食品安全局（EFSA）が最新のデータに基づいてこれらの殺虫剤の再評価を行っているが、本報告書執筆時点において、レビュー結果は公表されていない。

農耕地に施用された農薬は水、土壌、大気を介して周辺の環境に拡散し、農耕地以外の生態系にも影響を及ぼすおそれがある。このため、我が国においては農薬取締法に基づき、農薬の新規登録時および登録拡大時に農薬の生態リスク評価が実施され、リスクが低いとみなされたもののみが農薬として登録されることとなっている。このリスク評価は環境中濃度の予測と試験生物を用いた

¹ Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington

² 日本国政府 (2012) 生物多様性国家戦略 2012 -2020 ～豊かな自然共生社会の実現に向けたロードマップ～. 252p

³ European Commission (2013) Bees & Pesticides: Commission to proceed with plan to better protect bees

⁴ European Commission (2013) Bee Health: EU takes additional measures on pesticides to better protect Europe's bees

室内毒性試験の 2 つの要素により行われる。前者については、登録を申請する作物および施用方法に応じて、圃場面積、河川構造、流量の平均値、および当該農薬の使用量から、河川における環境中予測濃度がシミュレートされる。また後者については、魚類（メダカもしくはコイ）・ミジンコ・ユスリカ（2016 年 4 月より新たに導入）・藻類といった、経済開発協力機構（OECD）ガイドラインに基づき国際的に標準化された試験生物を用いたビーカー内短期急性毒性試験を実施し、種の感受性の差を考慮した不確実係数も勘案して急性影響濃度を算出する。そして、急性影響濃度が環境中予測濃度を下回る場合に、生態影響リスクが低いと評価される仕組みとなっている。こうした評価方法に対しては、農耕地と河川の間に位置しておりより高濃度の農薬暴露が予想されるとともに生物多様性の重要なゆりかごともなっている農耕地周辺環境における生態リスクが評価されていないこと、毒性値が世界共通のわずか数種の生物のみを対象として算出されており生物の多様性・季節性・固有性を十分に評価していないこと、従来型の急性毒性試験のみでは浸透移行性剤や昆虫成長制御剤、摂食阻害剤といった新規の作用機序や薬物動態を示す薬剤の毒性が正しく評価できないことなど、多くの問題点がある。農薬が生物多様性に及ぼす影響をより現実的に評価するためには、野外環境における実際の残留程度を把握するとともに、農耕地周辺や下流水系に生息する生物群集の生息状況を調査し、農薬が生物に及ぼす影響の野外実態を明らかにすることが重要と考えられる。

トンボ類は日本の里山原風景を象徴する昆虫として一般にもなじみが深く、生態学的にも昆虫類における最上位捕食者でもある。本種は水域と陸域に十分な餌生物を有する生息域を必要とする昆虫であり、本種の生息状況は周辺環境の健全性を指し示す指標ともなり得るとされる。このように我が国の里山環境を考える上で重要なトンボ類であるが、近年、全国的に減少が指摘されており、その原因としてネオニコチノイド系農薬等の関与が疑われている。しかしながら、ネオニコチノイド系農薬等が広く用いられるようになる以前のトンボ類の生息状況を示す定量的で信頼の置けるデータは乏しく、またネオニコチノイド系農薬等がトンボ類に及ぼす毒性に関するデータも十分に揃っていない。

そこで本業務では、トンボ類への農薬による影響評価のための基礎データとして地域ごとのトンボ類の生息実態の把握に務めるとともに各種農薬の環境中における残留量を定量的に調査した。本年度は昨年度に引き続き、ネオニコチ

ノイド系農薬等に加えて他系統の主要な殺虫剤、およびフィプロニルの分解産物も対象とし、より詳細な実態の把握を試みた。さらに、今年度は調査地周辺の環境（植生・土地利用）についても定量的な調査を行った。これらのデータを用いて、環境中の農薬残留状況とトンボ類生息状況の相関について解析を行った。また、昨年度のアオモンイトトンボ幼虫を用いた急性毒性試験法を基にして、アキアカネ幼虫を用いた農薬の急性毒性試験法の開発を行い、得られたデータに基づきトンボ類に対する各種農薬の環境中での生態リスクについて予測をした。

2. 業務概要

① 業務名称

平成 28 年度農薬の環境影響調査業務

② 業務の目的

残効性・浸透移行性の高い農薬（具体的にはネオニコチノイド系＋フィプロニル。以下「ネオニコチノイド系農薬等」という。）の環境中への残留実態及びトンボ等水生節足動物類（以下「トンボ等」という。）への毒性に関する情報について把握するとともに、環境中のネオニコチノイド系農薬等及びその残留状況がトンボ等の生息状況に及ぼす影響を考察することを目的とする。

③ 業務工期

着 手 平成 28 年 4 月 19 日

完 了 平成 29 年 3 月 28 日

④ 発注者

環境省 水・大気環境局 土壌環境課 農薬環境管理室

⑤ 受注者

国立研究開発法人 国立環境研究所

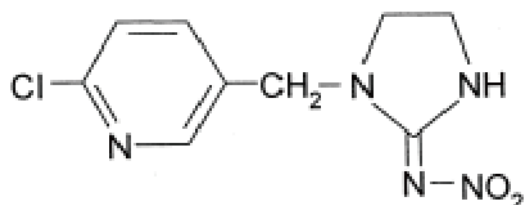
3. 農薬の生態影響に係る検討調査

3-1 調査対象農薬

今回調査対象とした農薬の概要は以下の通りである。

1) ネオニコチノイド系

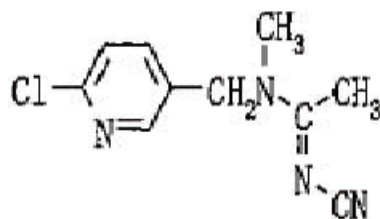
1-1) イミダクロプリド (Imidacloprid)



イミダクロプリドは 1992 年に登録されたネオニコチノイド系殺虫剤で、高い浸透移行性を有する。本剤はコウチュウ目（イネドロオイムシ）、カメムシ目（カメムシ、ウンカ、ヨコバイ、アブラムシ、コナジラミ）、アザミウマ目、チョウ目（ハモグリガ、ヨトウガ）等に対し殺虫効力を持つなど、広い殺虫スペクトルが特徴である。作用機構としては、ニコチン性アセチルコリン受容体に作用し、神経伝達を遮断するものとされる。安全性評価によれば、人の健康リスクはもとより、生態影響リスクも極めて低い剤とされる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値（48-h EC₅₀）が 85 mg/L、魚類（コイ）96 時間急性毒性値（96-h LC₅₀）が 170 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 61 分、加水分解性は pH 5 や pH 7 では安定だが、pH 9 でわずかに分解する。土壌吸着係数（K_{oc}）は 175.0 - 376.2 と、土壌への吸着性は比較的低い（物理化学的性状及び安全性についての詳細は表 3-1 を参照）。

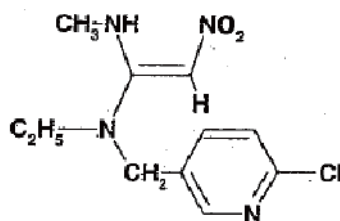
1-2) アセタミプリド (Acetamiprid)



アセタミプリドは 1995 年に登録されたネオニコチノイド系殺虫剤で、高い浸透移行性を有する。本剤はカメムシ目、チョウ目、アザミウマ目、一部のコウチュウ目害虫と幅広い主要な害虫種に優れた効果が認められ、効果の持続時間も長い。昆虫のニコチン性アセチルコリン受容体に結合し、神経伝達の遮断を起こすことで殺虫活性を示すと考えられている。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が 49.8 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が >100 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 20.1 日、加水分解性は pH 4 から pH 7 では安定だが、pH 9.1 では半減期が 812 日 (22℃)、13.0 日 (45℃) である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 123 - 267 と、土壌への吸着性は比較的低い (表 3-1)。

1-3) ニテンピラム (Nitenpyram)

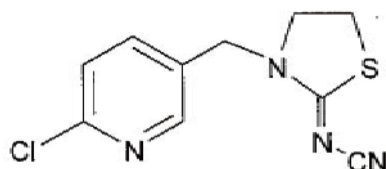


ニテンピラムは 1995 年に登録されたネオニコチノイド系殺虫剤で、浸透移行性を有する。本剤はカメムシ目やアザミウマ目などの吸汁性害虫に高い殺虫活性を示し、低薬量で速効性や残効性に優れている。ニコチン性アセチルコリン受容体に結合し、神経伝達を遮断すると推定されている。難防除害虫

のマメハモグリバエ、コナカイガラムシ、カメムシ類にも防除効果が認められる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が >100 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が >1,000 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 24.0 - 36.2 分、加水分解性半減期は pH 5 や pH 7 では数年だが、pH 9 では 69 日である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 44.6 - 348 と、土壌への吸着性は比較的低い (表 3-1)。

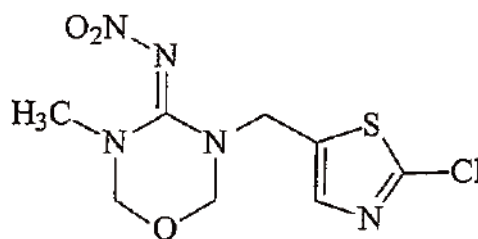
1-4) チアクロプリド (Thiacloprid)



チアクロプリドは 2001 年に登録されたネオニコチノイド系殺虫剤で、浸透移行性を有し、残効性も高い。本剤はカメムシ目、チョウ目、コウチュウ目に対する活性が高く、ニコチン性アセチルコリン受容体に結合し神経伝達を遮断して殺虫活性を示す。ミツバチやマルハナバチなど花粉媒介昆虫に対して安全性が高く、散布翌日には放飼が可能である。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が >85.1 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が >100 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 42.5 - 79.7 日、加水分解性は酸性・アルカリ性ともに安定である (表 3-1)。

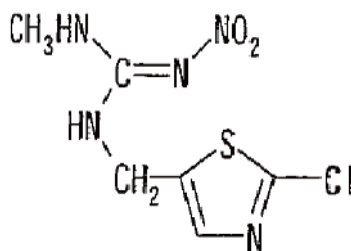
1-5) チアメトキサム (Thiamethoxam)



チアメトキサムは 2000 年に登録されたネオニコチノイド系殺虫剤で、高い浸透移行性および浸達性を有する。本剤は広範な害虫種に効果があり、効果の発現も早く、長い残効性が認められる。他のネオニコチノイド系殺虫剤と同様、昆虫の中樞神経系のニコチン作動性アセチルコリン受容体に結合し、神経伝達を遮断し、昆虫を死に至らしめる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が >400 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が >120 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 4.3 時間、加水分解性半減期は pH 5 や pH 7 では数年だが、pH 9 では 7.3 - 15.6 日である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 16.4 - 32.0 と、土壌への吸着性は低い (表 3-1)。

1-6) クロチアニジン (Clothianidin)

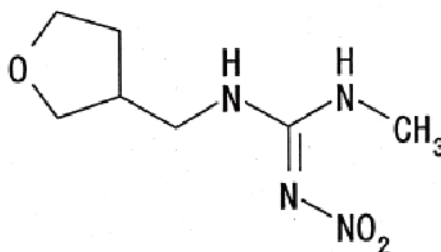


クロチアニジンは 2001 年に登録されたネオニコチノイド系殺虫剤で、浸透移行性を有し、散布、育苗箱処理など多様な処理方法が可能である。本剤は幅広い害虫に対して低薬量で卓効を示し、特に吸汁性害虫に高い殺虫活性を示す。薬効は低温度でも発揮され残効も長い。他のネオニコチノイド系殺虫剤

と同様、昆虫の神経細胞のニコチン性アセチルコリン受容体に結合して神経伝達を遮断し、昆虫を死に至らしめる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が 40 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が >100 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 46 - 58 分、加水分解性は pH 9 で半減期が 9 年である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 90.0 - 250 と、土壌への吸着性は比較的低い (表 3-1)。

1-7) ジノテフラン (Dinotefuran)

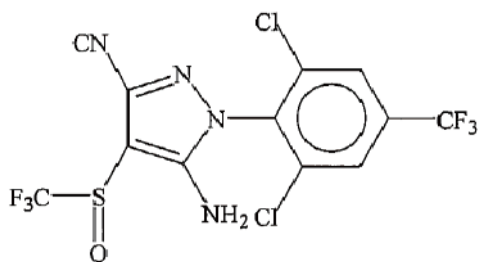


ジノテフランは 2002 年に登録されたネオニコチノイド系殺虫剤で、優れた浸透移行性を有する。カメムシ目を中心とした広範な害虫に防除効果を示し、顕著な吸汁阻害効果が水稻・果樹ともに確認されている。従来のネオニコチノイド系殺虫剤よりもレセプターとの親和性が弱いことから、別の作用点の存在も示唆されている。薬剤抵抗性イネドロオイムシや土壌害虫であるキスジノミハムシ等のコウチュウ目害虫に卓越した効果を有し、残効性も高い。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が >1000 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が >100 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 3.8 時間、加水分解性半減期は 1 年以上である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 23.3 - 33.6 と、土壌への吸着性は低い (表 3-1)。

2) フェニルピラゾール系

2-1) フィプロニル (Fipronil)



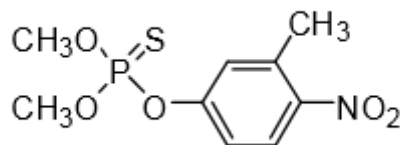
フィプロニルは 1996 年に登録されたフェニルピラゾール系殺虫剤で、浸透移行性および残効性を有する。本剤はカメムシ目、チョウ目、コウチュウ目、バッタ目など広範囲の害虫に低薬量で有効な殺虫活性を示す。抑制性神経伝達物質である GABA の受容体に作用し、神経伝達を阻害して致死させる。経口および経皮作用があるが、効果の発現はやや遅効的である。防除困難なコナガに対して優れた効果を発揮する。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC_{50}) が 0.19 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC_{50}) が 0.34 mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 61 分、加水分解性半減期は pH 9 で 28 日である。環境中で分解され、後述の 3 種類の分解産物が生じるとされる。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 548 - 1,720 と、土壌への吸着性は比較的高い (表 3-1)。

なお、フィプロニルは環境中において生物分解及び光加水分解を受け、数種の分解産物を生成することが知られている。本事業の農薬残留実態調査においては、これら分解生成物のうち、フィプロニルスルホン、フィプロニルスルフィド、フィプロニルデスルフィニルの 3 種を調査対象とした。これら 3 種の土壌吸着係 (K_{oc}) はそれぞれ 1447 - 6745、1479 - 7159、669 - 3976 と、フィプロニルよりも土壌吸着性が高い。その他の物性に関する利用可能なデータは限定的であるが、いくつかのデータはフィプロニルと比べてフィプロニルデスルフィニルの残留性がやや高いことを示唆する。また、ある種の節足動物に対して毒性がフィプロニルと同等、もしくはより高いことを示すいくつかのデータがある。

3) 有機リン系

3-1) MEP (フェニトロチオン Fenitrothion)

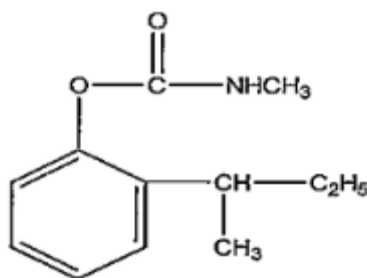


MEP は 1961 年に登録された有機リン系殺虫剤であり、ニカメイガ、アブラムシ類をはじめとする広範な害虫に対して殺虫効果を示すほか、残効性も有する。人畜毒性が低いことも特徴である。コリンエステラーゼと反応し失活させることで神経伝達をかく乱し、殺虫作用を示す。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が 0.0086mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が 4.1mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 1.1 日、加水分解性半減期は pH 7.1 で 57 日である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 816 - 1935 と、土壌への吸着性は比較的高い。

4) カーバメート系

4-1) BPMC (フェノブカルブ Fenobucarb)

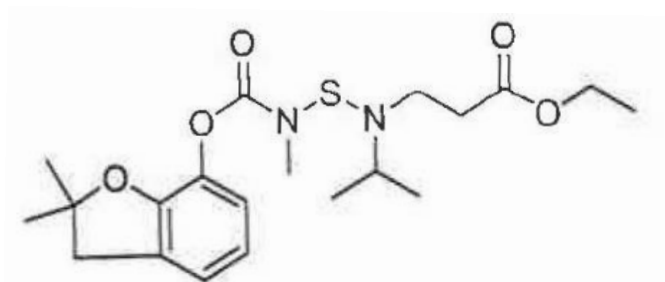


BPMC は 1968 年に登録されたカーバメート系殺虫剤であり、ウンカ・ヨコバイ類に対し即効性を示すことに加え、浸透移行性を有しイネドロオイムシにも有効である。また、低温時にも殺虫力が低下しないという特長がある。コリンエステラーゼ活性を拮抗的に阻害し神経伝達をかく乱することにより殺虫作用を示す。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻

害値 (48-h EC₅₀) が 0.0103mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が 25.4mg/L である。本剤は水中光分解が認められず、pH9 以上で速やかに加水分解を受ける。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 147 - 216 と、土壌への吸着性は比較的低い。

4-2) ベンフラカルブ (Benfuracarb)

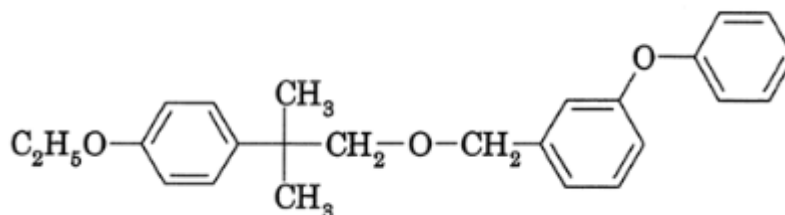


ベンフラカルブは 1986 年に登録されたカーバメート系殺虫剤で、残効性及び浸透移行性を有し、水稻害虫に対する育苗箱施用や野菜の害虫の防除など幅広い殺虫スペクトルを示す。昆虫体内でカルボフランに代謝され、コリンエステラーゼ阻害作用により殺虫活性を示す。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が 0.0099 mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が 0.103 mg/L である。水中では酸性及び強アルカリ性で不安定であり、水中光分解性は滅菌精製水中で 15.3 時間、自然水中で 15.6 日である。

5) ピレスロイド系

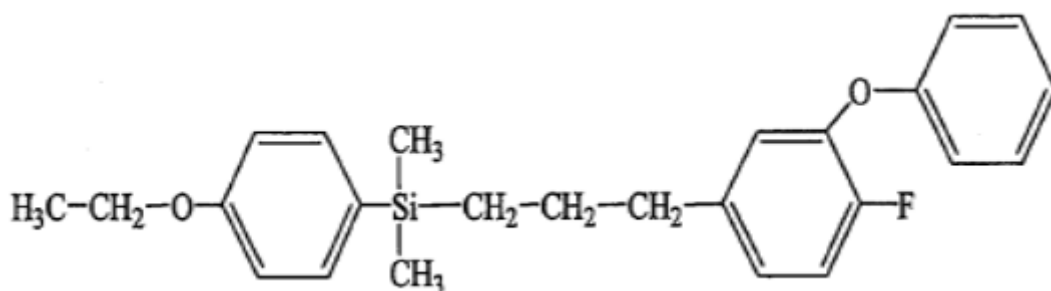
5-1) エトフェンプロックス (Etofenprox)



エトフェンプロックスは 1987 年に登録されたピレスロイド系殺虫剤であり、他の同系統剤と比較して魚毒性が低いことから水田用殺虫剤として使用される。殺虫スペクトルは広く、接触・摂食毒性、速効的なノックダウン効果、残効性に加えて、一部の種に対しては忌避作用、吸汁阻害、産卵抑制が認められるなど作用も広範にわたる。殺虫作用は神経軸索への作用による神経の異常興奮によって発現すると考えられる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が >40mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が 0.141mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は 2 日、加水分解性半減期は pH 5,7,9 で 1 年以上である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は測定不能である。

5-2) シラフルオフェン (Silaf luofen)

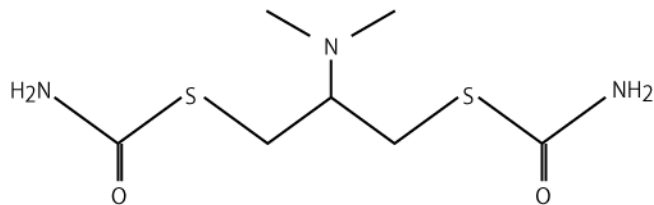


シラフルオフェンは 1995 年に登録されたピレスロイド系殺虫剤であり、多くの重要害虫に対して高い防除効果を持つ。植物体への浸透性は低い一方、気温に関わらず安定した効果を発揮し、残効性も高い。昆虫の神経軸索のイオン透過性を変化させることで興奮伝導をブロックすることにより殺虫作用を発現すると考えられる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC₅₀) が 0.0012mg/L、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC₅₀) が >1000mg/L である。本剤の水中光分解性半減期は自然水中で 341 - 583 時間、加水分解性半減期は pH 5,7,9 で 365 日以上である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は測定不能である。

6) ネライストキシン系

6-1) カルタップ (Cartap)

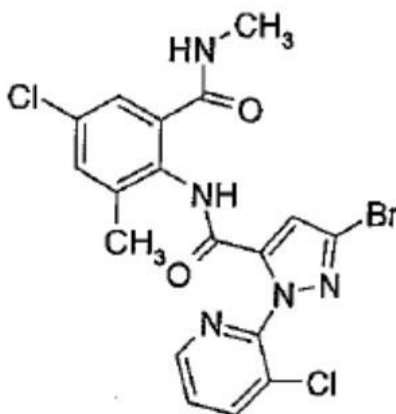


カルタップは 1967 年に登録された比較的古い農薬で、イソメ毒であるネライストキシン系殺虫剤に属する。本剤はチョウ目（イネツトムシ、ニカメイガ、フタオビコヤガ）、コウチュウ目（イネドロオイムシ）、ハエ目（イネハモグリバエ）等に対し殺虫抗力を持つ。本剤は昆虫体内で活性体のネライストキシンに変化し、アセチルコリン受容体と結合し、神経伝達を遮断するものとされる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳阻害値 (48-h EC_{50}) が 0.065 mg/L、魚類（コイ）96 時間急性毒性値 (96-h LC_{50}) は 0.6 mg/L である。本剤の加水分解性は、酸性条件では安定だが、中性及びアルカリ性で分解する（表 3-1）。

7) ジアミド系

7-1) クロラントラニプロール (Chlorantraniliprole)



ジアミド系殺虫剤に分類されるクロラントラニプロールは、昆虫の筋細胞内のカルシウムイオンチャンネルに特異的に結合し、筋収縮を引き起こすと

考えられている。本剤による作用を受けた昆虫は、結果的に摂食活動を停止し死亡する。本剤による高い殺虫効果を受ける昆虫は、鱗翅目と双翅目である。特にこれらの幼虫が高い作用を受ける。一方、哺乳類、鳥類、魚類、ミツバチ類等にはほとんど影響がないとされる。

室内試験による毒性データについては、オオミジンコ 48 時間急性遊泳障害値 (48-h EC_{50}) が 11.6 $\mu\text{g/L}$ 、魚類 (コイ) 96 時間急性毒性値 (96-h LC_{50}) が $>15.0 \text{ mg/L}$ である。カルタップと比較してコイへの毒性が低い。本剤の水中分解性半減期は自然水条件で 0.31 日、加水分解半減期は pH4-7 で安定、pH9 で 10 日である。土壌吸着係数 (K_{oc}) は 100.1 - 526 である (表 3-1)。

表3-1 調査対象薬剤の特性

農薬名 (有効成分)	イミダクロプリド	アセタミプリド	ニテンピラム	チアクロプリド	チアメトキサム	クロチアニジン	ジノテフラン	フィプロニル
ケミカルクラス	ネオニコチノイド系	ネオニコチノイド系	ネオニコチノイド系	ネオニコチノイド系	ネオニコチノイド系	ネオニコチノイド系	ネオニコチノイド系	フェニルピラゾール系
登録年	1992	1995	1995	2001	2000	2001	2002	1996
物理化学的性状								
水溶解性 (mg/L)	510 - 610 (20℃)	4,250 (25℃)	> 590,000 (20℃)	185 (20℃)	4,100 (20℃)	327 (20℃)	約40,000 (20℃)	3.78 (20℃)
土壌吸着係数 (Koc)	175 - 376.2 (25℃)	123 - 267 (25℃)	44.6 - 348 (25℃)	231 - 657	16.4 - 32.0 (25℃)	90.0 - 250	23.3 - 33.6	548 - 1,720 (25℃)
オクタノール/水 分配係数 (log Pow)	0.57 (21℃)	0.8	-0.66 (25℃)	1.26 (20℃)	-0.13 (25℃)	0.7 (25℃)	-0.549 (25℃)	4.0 (20℃)
加水分解性	pH 9でわずかに分解	安定 (pH 4.0 - 7.2)	半減期2000日 (pH5)	半減期1,110 - 1,250日 (pH7)	半減期1,110 - 1,250日 (pH7)	半減期9年 (pH9)	半減期1年以上	半減期約28日 (pH 9)
		半減期812日 (pH 9.1, 22℃)	半減期1500日 (pH7)	酸性・アルカリ性で安定	半減期7.3 - 15.6日 (pH9)	半減期9年 (pH9)	半減期1年以上	半減期約28日 (pH 9)
		半減期13.0日 (pH 9.1, 45℃)	半減期69日 (pH9)					
水中光分解性半減期	61分 (自然水、25℃)	20.1日 (河川水)	24.0 - 36.2分 (自然水、25℃)	42.5 - 79.7日 (25℃)	4.3時間 (河川水、pH 7.7)	46 - 58分 (河川水、 25℃)	3.8時間 (蒸留水・自然水、25℃)	61分 (自然水、25℃)
安全性								
魚類 (mg/L、96-h LC ₅₀)	魚類	170 (コイ)	> 1,000 (コイ)	> 100 (コイ)	> 120 (コイ)	> 100 (コイ)	> 100 (コイ)	0.34 (コイ)
		211 (ニジマス)	100 (ヒメダカ)	30.5 (ニジマス)	> 100 (ニジマス)	> 100 (ニジマス)	> 100 (ニジマス)	0.248 (ニジマス)
		> 105 (ブルーギル)		25.2 (ブルーギル)	> 114 (ブルーギル)	> 120 (ブルーギル)	> 100 (ブルーギル)	0.085 (ブルーギル)
甲殻類 (mg/L、48-h EC ₅₀)	甲殻類	85 (オオミジンコ)	> 100 (オオミジンコ)	> 85.1 (オオミジンコ)	> 400 (オオミジンコ)	40 (オオミジンコ)	> 1,000 (オオミジンコ)	0.19 (オオミジンコ)
藻類 (mg/L、72-h ErC ₅₀)	底生生物	> 100 (緑藻)	> 98.3 (緑藻)	0.0406 (緑藻)	97 (緑藻)	> 270 (緑藻)	> 100	19 (緑藻)
		0.000819 (コスリカsp.幼虫)	-	-	-	-	-	-
		(mg/L、48-h LC ₅₀)						
哺乳類 (mg/kg、LD ₅₀)	哺乳類	400 (♂)、410 (♀)	217 (♂)、146 (♀)	1,680 (♂)、1,575 (♀)	836 (♂)、444 (♀)	1,563 (♂♀)	2,804 (♂)、2,000 (♀)	92 (♂)、103 (♀)
		(ラット：経口)	(ラット：経口)	(ラット：経口)	(ラット：経口)	(ラット：経口)	(ラット：経口)	(ラット：経口)
		100 (♂)、98 (♀)	198 (♂)、184 (♀)	867 (♂)、1,281 (♀)	127 (♂)、147 (♀)	783 (♂)、964 (♀)	389 (♂)、465 (♀)	2,450 (♂)、2,275 (♀)
哺乳類 (mg/kg、LD ₅₀)		(マウス：経口)	(マウス：経口)	(マウス：経口)	(マウス：経口)	(ラット：経皮)	(マウス：経口)	(ラット：経皮)
		> 5,000 (♂♀)	> 2,000 (♂♀)	> 2,000 (♂♀)	> 2,000 (♂♀)	> 2,000 (♂♀)	> 2,000 (♂♀)	> 2,000 (♂♀)
		(ラット：経皮)	(ラット：経皮)	(ラット：経皮)	(ラット：経皮)	(ラット：経皮)	(ラット：経皮)	(ラット：経皮)
鳥類 (mg/kg、LD ₅₀)	31 (ニホンワズラ)	180 (コリンウスラ)	> 2,250 (コリンウスラ)	49 (ニホンワズラ)	1,552 (コリンウスラ)	> 2,000 (コリンウスラ)	> 2,000 (ニホンワズラ)	11.3 (コリンウスラ)
			1.124 (マカモ)	> 2,716 (コリンウスラ)	576 (マカモ)	> 2,000 (コリンウスラ)	> 2,150 (マカモ)	> 2,150 (マカモ)

※ 物理化学的性状及び安全性データの根拠は「農薬ハンドブック2011 年版 (社)日本植物防疫協会」, 「水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準について」、および「TUPAC FOOTPRINT Pesticide Properties Database」を用いた

表3-1 (続き)

農薬名 (有効成分)	MEP	BPMC	ベンフラカルブ	エトフェンプロックス	シラフオフェン	カルタップ	クロラントラニプロール
ケミカルクラス	有機リン系	カーバメート系	カーバメート系	ピレスロイド系	ピレスロイド系	ネラシストキシン系	ジアミド系
登録年	1961	1968	1986	1987	1995	1967	2009
物理化学的性状							
水溶解性 (mg/L)	19.0 (20℃)	420 (20℃)	7.74 (20℃)	<0.001 (20℃)	0.001(20℃)	約200,000 (25℃)	1023 (20℃)
土壌吸着係数 (Koc)	816 - 1935	147 - 216 (25℃)	-	測定不能	測定不能	測定不能	100.1 - 526
オクタノール/水分配係数 (log Pow)	3.43 (20℃)	2.67 (20℃)	4.22 (25℃)	6.9 (20℃)	8.2(22℃)	測定不能	2.76
加水分解性	半減期57日 (pH 7.1)	速やかに分解 (pH 9以上)	酸性及び強アルカリ性で不安定	半減期1年以上 (pH 5, 7, 9, 25℃)	半減期> 365日 (pH 5, 7, 9, 25℃)	酸性で安定 中性・アルカリ性で分解	酸性・中性で安定 アルカリ性で10日
水中光分解性半減期	1.1日 (河川水)	認められない	15.3時間 (滅菌精製水) 15.6日 (自然水)	2日(蒸留水・自然水、25℃)	391~857時間(蒸留水、25℃) 341~583時間(自然水、25℃)	-	0.37日
安全性							
魚類	4.1 (コイ)	0.106 (コイ)	0.103 (コイ)		> 1000(コイ)	0.6 (コイ)	>15.0 (コイ)
(mg/L、96-h LC ₅₀)	1.3 (ニジマス)	0.015 (ブルーギル)	0.038 (ニジマス)	0.141(コイ)	> 1000(ニジマス)	0.13 (ドジョウ)	
甲殻類	0.0086 (オオミジンコ)	0.0103 (オオミジンコ)	0.0099 (オオミジンコ)	> 40(オオミジンコ)	0.0012(オオミジンコ)	0.065 (オオミジンコ) 12.5 - 25 (タマミジンコ)	0.0116 (オオミジンコ)
(mg/L、48-h EC ₅₀)							
藻類	1.3 (緑藻)	28.1	> 10 (緑藻)	>0.15(緑藻)	> 1000(緑藻)	-	> 2 (緑藻)
(mg/L、72-h EC ₅₀)							
底生生物	-	-	-	-	-	-	-
哺乳類	950 (♂)、600 (♀)	524 (♂)、425 (♀)	34 (♂)、30 (♀)	>42880 (♂♀)	>5000 (♂♀)	345 (♂)、325 (♀)	>5000 (♀)
(mg/kg、LD ₅₀)	(ラット、経口)	(ラット、経口)	(ラット、経口)	(ラット、経口)	(ラット、経口)	(ラット：経口)	(ラット、経口)
	1030 (♂)、1040 (♀)	182 (♂)、173 (♀)	4000 (♂)、1050 (♀)	>107200 (♂♀)	>5000 (♂♀)	150 (♂)、154(♀)	>5000 (♂♀)
	(マウス、経口)	(マウス、経口)	(ラット、経皮)	(マウス、経口)	(マウス、経口)	(マウス：経口)	(ラット、経皮)
	890 (♂)、1200 (♀)	> 2000 (♂♀)		>2140 (♂♀)	>5000 (♂♀)	> 2,000 (♂♀)	
	(ラット、経皮)	(ラット、経皮)		(ラット、経皮)	(ラット、経皮)	(ラット：経皮)	
鳥類	23.6 (ウズラ)	878 (コリンウスラ♀)	24.2 (コリンウスラ)	>2000(ニホンウズラ)			
(mg/kg、LD ₅₀)	1190 (マガモ)	226 (マガモ♂)、491 (同♀)	15.9 (マガモ)	>2250(コリンウスラ)	-	-	>2250 (コリンウスラ)
			15.4 (キジ)	>2000(マガモ)			

3-2 主要な調査対象トンボ種の概要

今回調査対象とした主要なトンボ種の概要は以下の通りである。

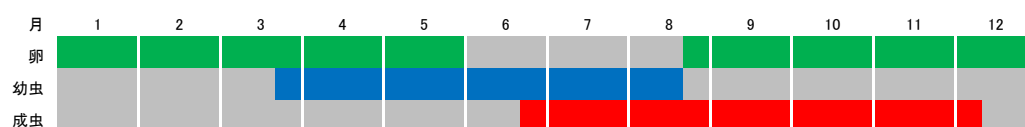
和名：アキアカネ

学名：*Sympetrum frequens* (Selys, 1883)



全長：♂：32 — 46 mm, ♀：33 — 45 mm

出現期：6月下旬 — 12月上旬（成虫）



北海道から九州まで分布し、平地～山地の池沼・湿地・水田などに生息する。卵の期間は半年程度であり、幼虫期間は3～6か月程度である。一化性で卵越冬する。♂は成熟しても頭・胸部は赤くならず、顔面は橙褐色で腹部は橙赤色である。♀の顔面は黄褐色であり、腹部が淡褐色の個体と、背面が赤くなる個体がいる。♂♀とも胸部の黒条の先端は尖る。未成熟個体の♂はナツアカネより黄味が強く、胸部の斑紋は個体差に富む。幼虫の背棘は第4～8節にあり、側棘は第8・9節にあり9節のものの先端は第9腹節の後縁に届く。幼虫の体長は16～20 mmである。国内の種ではタイリクアキアカネとごく近縁で、種間交雑もしばしば記録される。同属種とは、胸部斑紋、頭部斑紋、脚の色で区別する。日本人に最もなじみの深いトンボの一つである。朝鮮半島・中国・ロシアにも分布する（表3-2）。

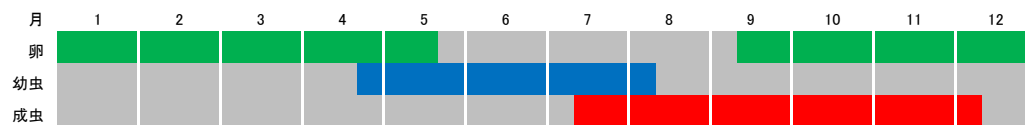
和名：ナツアカネ

学名：*Sympetrum darwinianum* (Selys, 1883)



全長：♂: 33 – 43 mm, ♀: 35 – 42 mm

出現期：7月中旬 – 12月上旬（成虫）



北海道から九州まで分布し、平地～山地の池沼・湿地・水田などに生息する。卵の期間は半年程度であり、幼虫期間は3～5か月程度である。一化性であり、卵越冬する。アキアカネよりも少し小型のアカトンボである。♂は成熟すると全身が赤化し、顔面まで赤化する。成熟♀は腹部背面が赤化する個体が多いが、褐色型♀もみられる。未成熟個体の♂はアキアカネより橙色みが強い。♂♀とも胸部第1側縫線上の黒色条が四角く断ち切れる。幼虫の背棘は第4または第5～8節にあり、側棘は第8・9節にあり8節のものの先端は第9腹節の後縁を越える。幼虫の体長は17 mm程度である。国内の種ではマダラナニワトンボとごく近縁で、種間交雑も知られる。もっとも普通のアカトンボの一種であるが、地域によっては減少している。朝鮮半島・中国にも分布する（表3-2）。

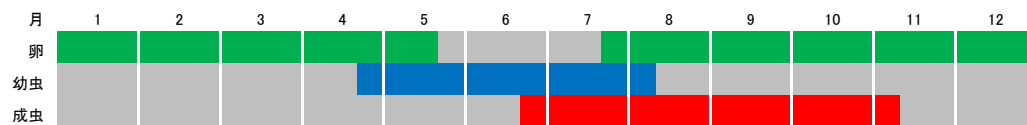
和名：ノシメトンボ

学名：*Sympetrum infuscatum* (Selys, 1883)



全長：♂: 37 – 51 mm, ♀: 39 – 52 mm

出現期：6月下旬 – 11月上旬（成虫）



北海道から九州まで分布し、平地～山地の池沼・湿地・水田などに生息する。卵の期間は半年程度であり、幼虫期間は3～5か月程度である。一化性であり、卵越冬する。♂は成熟すると暗い赤褐色になる。翅の先端に褐色斑のあるアカトンボである。胸部側面の黒条は2本とも上端まで達する。♂♀ともに眉斑のある個体とない個体とがいる。幼虫の背棘は第4または第5～8節にある。側棘は第8・9節にあり8節のものの先端は第9腹節の後縁を越える。幼虫の体長は18 mm程度である。国内の種ではリスアカネおよびナニワトンボと近縁である。東北地方では翅斑が消失傾向の個体がよくみられる。同属他種とは、翅の模様のほか、胸部斑紋、♂尾部付属器の色調で区別する。もっとも普通にみられるアカトンボの一種である。朝鮮半島・中国・ロシア（極東）にも分布する（表3-2）。

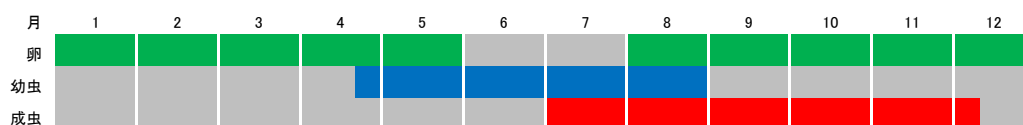
和名：ミヤマアカネ

学名：*Sympetrum pedemontanum* (Allioni, 1766)



全長：♂: 30 — 41 mm, ♀: 30 — 40 mm

出現期：7月上旬 — 12月上旬（成虫）



全国に広く分布し、平地～山地の緩やかな流れや用水路、水田、大河の河川敷などに生息する。卵の期間は半年程度であり、幼虫期間は2～5か月程度である。一化性であり、卵越冬する。ただし、秋に羽化することもあり、一部は年二化している可能性がある。成熟♂は頭・胸部も赤化する。成熟♂は縁紋が赤い。♀は縁紋が白く、体色は橙褐色の個体が多いが、縁紋や腹部の赤みが強くなる個体もいる。♂♀ともに体には目立った斑紋がなく前後翅に広い褐色の帯をもつ。♂の未成熟個体の縁紋は白い。幼虫の背棘は第4～8節にあり、側棘は第8・9節にあるが太短く、第9腹節のものでも腹節の半分以下の長さである。幼虫の体長は13～17 mmである。海外からは複数の亜種が記載され、日本産は亜種 *elatum* (Selys, 1872) とされる。翅に特徴的な帯条斑をもつ種は、本種およびコフキトンボ♀のみである。全国に広く分布するが、地域によっては減少している。朝鮮半島・中国・ロシア・ヨーロッパにも分布する（表3-2）。

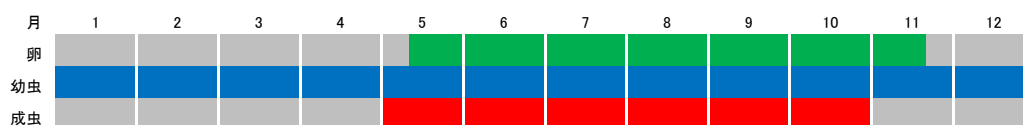
和名：シオカラトンボ

学名：*Orthetrum albistylum* (Selys, 1848)



全長：♂: 47 – 61 mm, ♀: 47 – 61 mm

出現期：5月上旬 – 10月下旬（成虫）



全国に広く分布し、平地～山地の池沼・湿地・水田・河川の淀みなど、広く止水域に生息する。卵期間は5–10日程度、幼虫期間は2–8か月程度である。多化性で、幼虫越冬する。中型のトンボであり、縁紋が黒い。♂は6節まで白粉を吹き、翅はほぼ無紋で、複眼は深い水色である。♀は黄褐色であり、翅端には小さな褐色斑がある。腹部は麦わら模様で尾毛が白い。複眼は緑色。老熟すると♀でも薄く白粉をおび、♂のように全身に白粉を吹く個体もいる。胸部の黒条の太さには変化がある。未成熟個体は黄褐色で、体色が♀に似る。翅端に褐色斑のある個体もいる。幼虫の腹部には背棘がなく、頭部は横長の長方形、肛上片はやや長い（長さは最大幅の約2倍）。幼虫の体長は20 mm程度。ヨーロッパ～中央アジアに原名亜種が分布し、日本産は亜種 *speciosum* (Uhler, 1858) とされる。同属種とは体の大きさや斑紋、産卵弁の形状などで区別する。もっとも普通にみられるトンボである。朝鮮半島・台湾・中国・ロシア・ヨーロッパにも分布する（表3–2）。

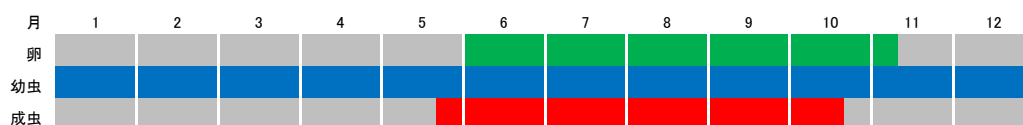
和名：ショウジョウトンボ

学名：*Crocothemis servilia* (Drury, 1770)



全長：♂: 41 – 55 mm, ♀: 25 – 34 mm

出現期：5月下旬 – 10月中旬（成虫）



国内に広く分布し、平地～丘陵地の開放的な池沼や湿地などに生息する。卵の期間は5日～2週間程度であり、幼虫期間は2～8か月程度である。一化から多化（八重山諸島では成虫が1年中みられる）であり、幼虫越冬する。中型のトンボで。成熟♂は全身が真紅で鮮やかな赤色になり、翅に目立った斑紋がない。♀の体色は橙黄色～黄褐色である。♂♀とも翅の基部に橙色斑があり、腹部背面に黒い縦線がある。南西諸島の個体群は腹部背面の黒条が目立つ。未成熟個体は体色が橙黄色～黄褐色でオオキトンボに似るが前胸には毛がない。幼虫の腹部の背棘がなく、側棘は第8・9節にあるが短小で目立たない。幼虫の体長は18～23 mmである。北海道～屋久島の個体群は亜種 *mariannae* (Kiauta, 1983) とされ、トカラ列島以南の個体群は原名亜種とされる。もっとも普通にみられるトンボである。朝鮮半島・台湾・中国・東南アジア・アフリカにも分布する（表3-2）。

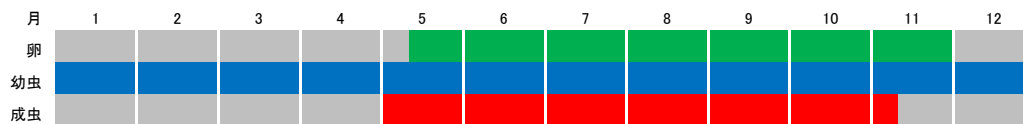
和名：アオモンイトトンボ

学名：*Ischnura senegalensis* (Rambur, 1842)



全長：♂: 30 – 37 mm, ♀: 29 – 38 mm

出現期：5月上旬 – 11月上旬（成虫）



関東以南、朝鮮半島・台湾・中国・アジア・アフリカに分布する。関東地方などでは分布域の北上がみられる。平地～丘陵地の開放的な池沼や河川の水溜りなどに生息する。沿岸地方に多く、やや水深のある止水域に広く生息。卵期間は1～2週間程度、幼虫期間は1か月半～8か月程度である。二化から多化で、幼虫越冬する。♂は腹部第8・9節の青色斑が目立つ。♀は全身がほぼ淡緑色。♀には明瞭な2型があり、♂と同じような体色、斑紋をもつタイプがある。♀の黒色条は第1節～第2節前半には通常見られず、第8節腹面には棘がある。未成熟個体の胸部～腹部前方はオレンジ色である。幼虫の尾鰓は柳葉状で先端は尖り、斑紋がない。幼虫の体長は20 mm程度。国内の種では、マンシュウイトトンボとごく近縁。もっとも普通に見られるイトトンボ科のトンボである（表3-2）。

表3-2 トンボ種の生物学的特性調査対象とした主なトンボ種

[illegible]

3-3 毒性調査

トンボ等におけるネオニコチノイド系農薬等の毒性データを収集するために、現在採用されている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」(平成12年11月24日付け12農産第8147号)等や、「OECD GUIDELINE FOR TESTING CHEMICALS」を基にした試験によりトンボ等の半数致死濃度、半数影響濃度もしくは無影響濃度等を算出するのに必要な試験方法の検討・開発を行うための実験を行い、アキアカネに対する各種農薬の半数影響濃度を算出した。

対象薬剤については、生態リスクが懸念されるネオニコチノイド系7剤とフィプロニルに加え、従来型の有機リン系、ピレスロイド系、カーバメート系殺虫剤より代表的な剤を選定した。また、トンボにやさしいとして推奨される場面が多いネライストキシシン系のカルタップ、ジアミド系のクロラントラニリプロールも対象とした。さらに、昨年度事業において野外の底質サンプルから高濃度のフィプロニル分解産物（フィプロニルスルホン、フィプロニルスルフィド、フィプロニルデスルフィニル）が検出されるケースが見られたため、これら3物質も対象とした。

3-3-1 調査方法

1) 試験対象生物

アキアカネ *Sympetrum frequens*

2015年秋および2016年秋に国立環境研究所周辺で捕獲したメス成虫より採取し、試験開始まで4℃で保管した卵を孵化させ使用した。卵はそれぞれ採取から半年以内に使用した。

2) 試験対象薬剤及び濃度区設定

以下の18物質を対象とした。

- ネオニコチノイド系：イミダクロプリド、アセタミプリド、ニテンピラム、チアクロプリド、チアメトキサム、クロチアニジン、

ジノテフラン

- フェニルピラゾール系：フィプロニル、フィプロニルスルホン、フィプロニルスルフィド、フィプロニルデスルフィニル
- 有機リン系：フェントロチオン
- カーバメート系：BPMC、ベンフラカルブ
- ピレスロイド系：エトフェンプロックス、シラフルオフェン
- ネライストキシシン系：カルタップ
- ジアミド系：クロラントラニリプロール

濃度区設定は表 3-3 に示す。

それぞれの薬剤はアセトンに溶解した。ただしカルタップは純水に溶解した。コントロール 1 として試験水のみ、コントロール 2 として 0.1% アセトン溶液を設定した。ただしカルタップについてはアセトンを用いていないためコントロール 2 は設定しなかった。

3) 方法

野外で捕獲したアキアカネの雌に産卵させ、得られた卵を 4℃において卵休眠を維持したまま保管した。孵化させる際に 25℃、全暗条件に移し、孵化後 48 時間以内の幼虫を供試虫とした。脱塩素化し水温を調節した水道水を用いて農薬原体を規定濃度まで希釈し、試験溶液とした。試験方式は、農薬暴露開始 24 時間後に試験水を交換する半止水式とした。溶液 10 mL に対しアオモンイトトンボの幼虫を 1 匹導入して 25℃、暗黒条件下に置き、24 時間後及び 48 時間後に生死及び影響の有無を実体顕微鏡下で確認した。3 回の反復を行い、1 回の反復試験あたり各濃度区に 10 個体、コントロール 1 と 2 にそれぞれ 5~10 個体を使用した。各反復は同腹子を用いて行った。ただし、フィプロニル、フィプロニルスルホン、フィプロニルスルフィド、フィプロニルデスルフィニルについては複数腹の卵を混ぜて、各濃度区に 20 個体、コントロール 1 と 2 に各 10~15 個体を使用し、反復は 1 回のみとした。死亡個体及び、生きている（体内の流動や体の痙攣などが見られる）がパスツールピペットによる尾鰓への刺激（10 回）を受けても脚の関節を動かさない個体を影響個体とした。溶液に触れる使用器材はすべてガラス製を用いた。ブルードをランダム変数として一般化線形混合モデル（GLMM）により解析し、48 時

間後半数影響濃度（48h EC₅₀）を算出した。ただし、フィプロニル、フィプロニルスルホン、フィプロニルスルフィド、フィプロニルデスルフィニルの試験に際しては複数腹の卵を混ぜて用いたため、一般化線形モデル（GLM）を用いて解析を行った。

3-3-2 調査結果

表 3-3 に示す通り、各薬剤のアキアカネに対する 48h EC₅₀ が算出された。また、薬剤ごとの濃度－反応曲線は図 3-1 から図 3-7 の通りとなった。最も値が低かったものはフィプロニルスルフィドで 3.345 µg/L、最も高かったものはクロラントラニリプロールで 2221 µg/L であった。ただしクロラントラニリプロールについては、試験を行った最高濃度（2000 µg/L）においても 50% を超える影響率が観察されなかったことから、48h EC₅₀ 値の信頼性には問題があるものの、少なくともこの濃度ではアキアカネに対する急性影響が発生する可能性は低いといえよう。

比較のため、昨年度の本事業において実施したアオモンイトトンボに対する各種農薬の毒性試験の結果を表 3-4 に再掲する。ただし、昨年度事業においてはフィプロニル分解産物についての試験は行われていない。また、アオモンイトトンボ幼虫を用いた試験の方法は、以下の 3 点においてアキアカネの場合と異なる。

- 野外由来ではなく国立環境研究所にて累代飼育している個体を用いた
- 孵化後 48 時間以内ではなく 24 時間以内の幼虫を用いた（アオモンイトトンボ幼虫は共食い傾向が強く、長時間放置できないため）
- 48h EC₅₀ の算出には GLMM ではなく GLM を用いた（供試虫が累代系統由来のため、ブルード間の差が小さいと推測されるため）

ただし、昨年度と本年度の試験で同一のエンドポイントを測定しているため、両者の数値は比較可能である。

3-3-3 トンボ等への影響に関する考察

環境省委託業務「平成 26 年度農薬水域生態リスクの新たな評価手法確立事業」報告書（p. 103）において、統計学的手法により各種農薬の用途別の

環境中予測濃度（PEC）が試算されている。これらのうち、本事業で対象とした薬剤の水田 PEC_{Tier2} は以下の通りである（単位 $\mu\text{g/L}$ 、複数の用途について試算されているものは最高値）。イミダクロプリド 0.022、クロチアニジン 0.000068、ジノテフラン 0.66、チアクロプリド 0.054、チアメトキサム 0.051、ニテンピラム 0.00090、フィプロニル 0.0017、エトフェンプロックス 0.00011、ベンフラカルブ 0.00062。また、本事業において野外環境から検出された各農薬の濃度を図 3-8 から図 3-15 に示す。これらの水中濃度の予測値および実測値と比較して、昨年度および本年度業務により算出された各薬剤のアオモンイトトンボおよびアキアカネに対する 48h EC_{50} は 100 倍以上高い。ただし、環境省委託業務「平成 27 年度農薬水域生態リスクの新たな評価手法確立事業」において試算された地域別の水田 PEC においては、MEP について 15 地点で本調査で示されたアキアカネ 48h EC_{50} よりも高い PEC が算出されている。また、アオモンイトトンボ 48h EC_{50} よりも高い地域別水田 PEC は、BPMC について西日本を中心に広い範囲で、また MEP についても 1 地点において算出されている。したがってこれらの薬剤については、状況によってはアオモンイトトンボおよびアキアカネに急性影響を生じる可能性が否定できない。一方、ネオニコチノイド系等の他の薬剤に関しては、アキアカネ及びアオモンイトトンボに急性影響を生じる可能性は低いと考えられた。とはいえ、ここで参照した地域別の水田 PEC はあくまでも主要河川について算出されたものであり、本業務で対象とした水田周辺の水環境における農薬濃度の予測ではないことは注意が必要である。

昨年度事業において野外の底質サンプルより検出され、トンボ等への影響が懸念されるフィプロニルの分解産物であるが、フィプロニルスルホンおよびフィプロニルスルフィドの 2 物質は親物質よりもアキアカネに対する急性毒性が強い一方、フィプロニルデスルフィニルについては親物質よりも急性毒性が低いという結果になった。ただ、いずれも数倍のレンジの差であり、フィプロニルが分解されることにより急激に強毒性になるといった結果は今回の実験からは得られなかった。

カルタップのアキアカネに対する 48h EC_{50} 値が $85.59 \mu\text{g/L}$ と比較的低かったことは、昨年度の本業務において本剤のアオモンイトトンボに対する 48h EC_{50} 値が $1053 \mu\text{g/L}$ とされたのとは対照的であり、注目に値する。カルタップはトンボ類に対する影響が少ないとされ、環境保全型農業においては

推奨されてきた経緯があるが、急性毒性試験の結果だけから判断すればアキアカネへの影響が少ないとは言い難い。ただし、カルタップの全国における出荷量はここ 20 年以上に渡って減少し続けている。また、中性～アルカリ性で加水分解する性質があり、残留性は比較的低いと考えられる。今年度および昨年度の野外実態調査においても全ての地点で非検出となっていることから、現時点では現実的な悪影響は想定しにくい。

なお、本試験ではビーカー内での短期急性毒性試験を行ったが、数か月から種によっては数年という長い生活史を持つトンボ類に対する生態リスク評価としては、急性影響評価のみでは十分とは言えない。環境中の低濃度農薬に長期間暴露した場合の影響評価として生活史（ライフサイクル）毒性試験や餌生物を介した間接毒性試験など、毒性試験の高度化も今後検討していく必要がある。また、過年度および本年度（後述）の野外実態調査において、底質に高濃度の農薬残留が見られる実態が明らかになった。このことから、底質に農薬を添加する毒性試験の実施も検討したが、微小な若齢幼虫を用いて今回行ったような水添加毒性試験と同様の方法で底質添加毒性試験を行うのは困難であり、新たな試験法の検討が必要と考えられた。

表 3-3 アキアカネに対する各農薬の 48 時間後半数影響濃度 (48h EC₅₀)

農薬名	濃度区数	公比	48h EC ₅₀ (μg/L)	SE
ネオニコチノイド系				
イミダクロプリド	6	3	1054	105.7
アセタミプリド	6	3	147.2	24.99
ニテンピラム	6	3	3337	395.4
チアクロプリド	6	3	620.5	142.8
チアメトキサム	6	2	78.52	10.81
クロチアニジン	6	2	109.6	17.50
ジノテフラン	6	3	1263	198.9
フェニルピラゾール系				
フィプロニル	7	2	8.143	0.9557
フィプロニルスルホン	7	2	3.615	0.3160
フィプロニルスルフィド	7	2	3.345	0.3248
フィプロニルデスルフィニル	8	2	24.62	2.397
有機リン系				
MEP	5	*1	3.613	0.6080
カーバメート系				
BPMC	5	2	136.0	13.71
ベンフラカルブ	5	2	6.338	0.3529
ピレスロイド系				
エトフェンプロックス	5	3	8.006	1.129
シラフルオフエン	6	3	16.32	2.538
ネライストキシン系				
カルタップ	6	3	85.59	15.71
ジアミド系				
クロラントラニリプロール	5	3	2221	133.4

*1 : 公差2μg/L

表 3-4 アオモンイトトンボに対する各農薬の 48 時間後半数影響濃度 (48h EC₅₀)

農薬名	濃度区数	公比	48h EC ₅₀ (μg/L)	SE
ネオニコチノイド系				
イミダクロプリド	7	*1	112	11.5
アセタミプリド	6	2	336	46.1
ニテンピラム	5	2	550	71.7
チアクロプリド	5	2	128	16
チアメトキサム	7	2	1372	201
クロチアニジン	5	2	121	15.0
ジノテフラン	5	2	523	91.8
フェニルピラゾール系				
フィプロニル	5	2	1.84	0.21
有機リン系				
MEP	9	*2	7.87	0.24
カーバメート系				
BPMC	6	2	43.6	4.81
ベンフラカルブ	5	*3	28.3	2.03
ピレスロイド系				
エトフェンプロックス	6	*4	0.647	0.05
シラフルオフエン	5	2	8.19	1.84
ネライストキシン系				
カルタップ	5	2	1053	168
ジアミド系				
クロラントラニリプロール	5	2	910	170

*本表は「平成27年度農薬の環境影響調査業務報告書」表3-3を改変したものである

*1 : 公差25μg/L

*2 : 7μg/Lから10μg/Lまで公差0.5μg/L、他に5μg/L、15μg/Lで試験を行った

*3 : 公差10μg/L

*4 : 0.2μg/Lから1μg/Lまで公差0.2μg/L、他に0.05μg/Lで試験を行った

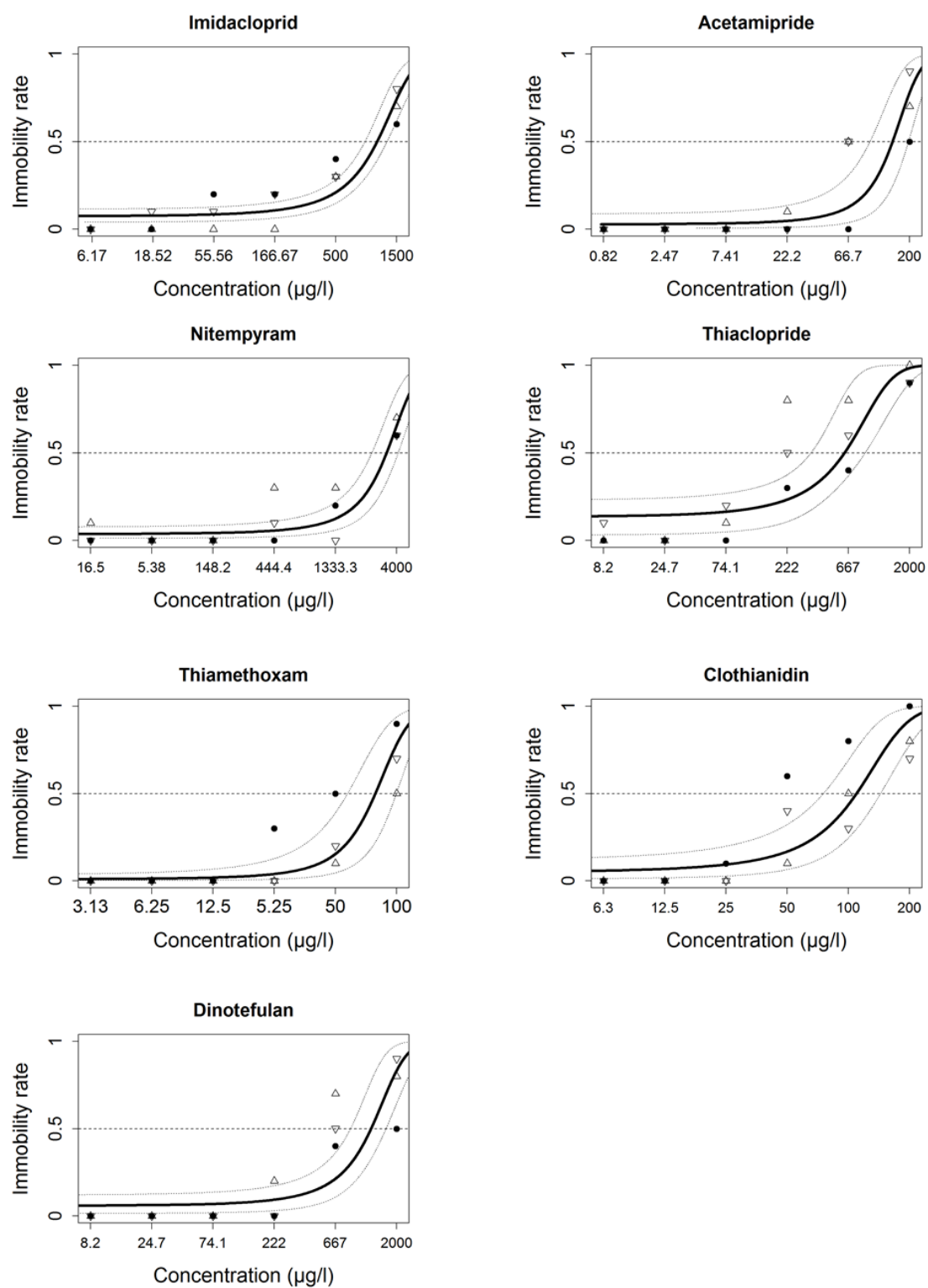


図 3-1 ネオニコチノイド系殺虫剤のアキアカネに対する濃度－反応曲線

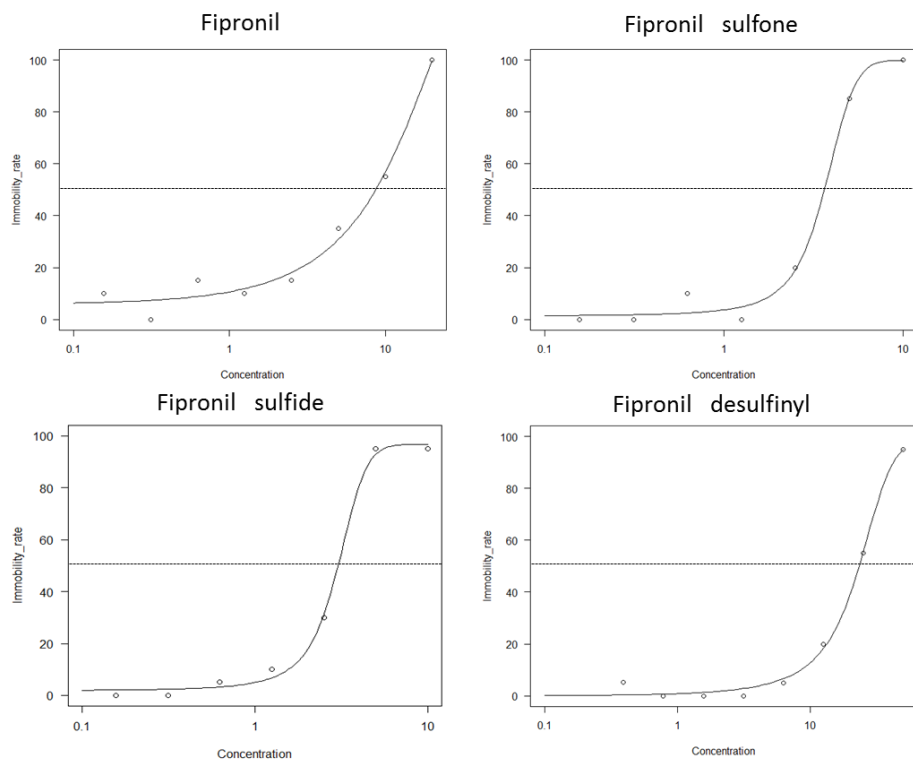


図 3-2 フィプロニルおよび分解産物のアキアカネに対する濃度－反応曲線

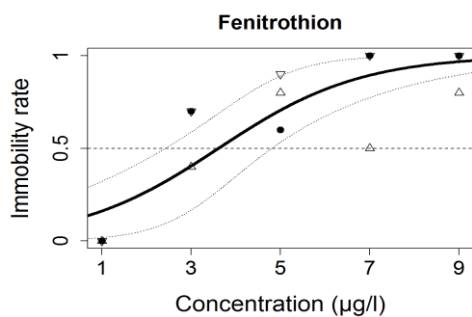


図 3-3 MEP（フェニトロチオン）のアキアカネに対する濃度－反応曲線

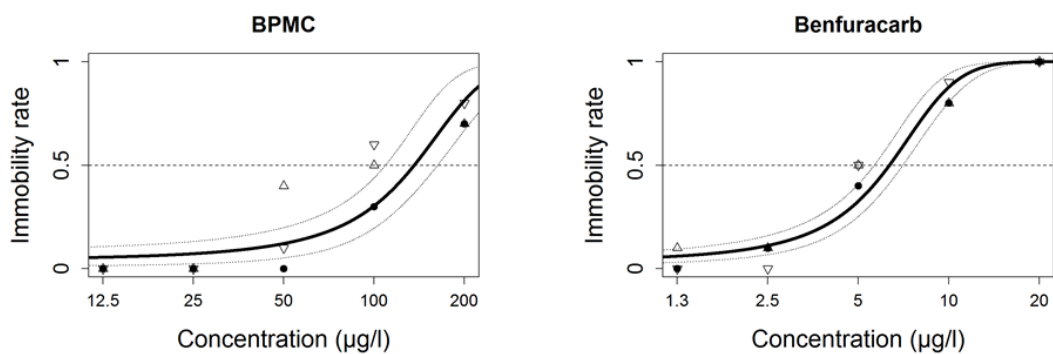


図 3-4 カーバメート系殺虫剤のアキアカネに対する濃度－反応曲線

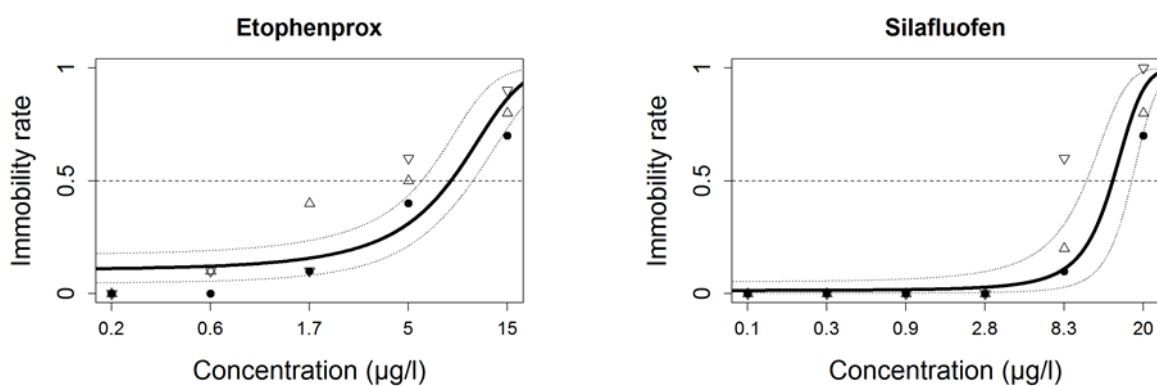


図 3-5 ピレスロイド系殺虫剤のアキアカネに対する濃度－反応曲線

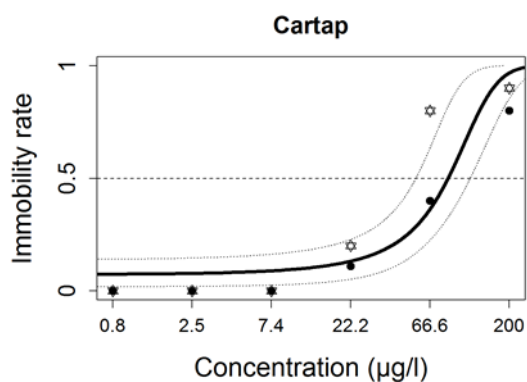


図 3-6 カルタップのアキアカネに対する濃度－反応曲線

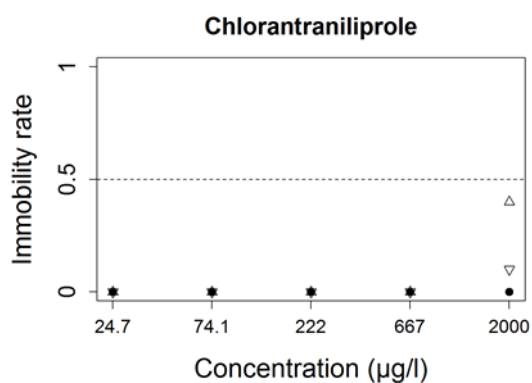


図 3-7 クロラントラニリプロールのアキアカネに対する濃度－反応曲線

3-4 実態調査

3-4-1 湖沼等残留実態調査対象湖沼の選定

調査地域は全国 11 道県 13 地域とした（図 3-8）。このうち、北海道、茨城県、石川県、奈良県、兵庫県、広島県、佐賀県に関しては、昨年度と同じ地域で継続して調査を行った。また、新たに宮城県、福井県、栃木県（北部と南部の 2 地域）、鹿児島県において調査を行うこととした。さらに、茨城県においては新たに 1 地域を追加し、継続地域を中部、新規地域を南部とした。

各調査地域において溜池や水路を 2 地点調査地点として設定し、各 2 回調査を行った。ただし、一部の地点では、2 回目の調査の際に水路の調査地点で水が干上がっていたことから、近隣の別の水路において調査を行った。また、佐賀県においては昨年度の調査地点の選定およびトンボ等生息状況調査の結果が同地域の現状を代表しているとは考えにくかったことから、新たに調査地点を選定しなおした。

なお、栃木県北部、栃木県南部、茨城県南部においては、慣行農法を行う圃場が集まるグリッド（以下、慣行）と、有機農法を行う圃場が集まるグリッド（以下、有機）の中でそれぞれ調査地点を設定することができた。その際、調査地点は排水路で統一することとした。有機の地点では慣行の地点に比べて農薬濃度が低いと期待し、農薬濃度とトンボ等生息状況の比較を試みた。



図 3-8 本年度のトンボ類生息調査の調査地点。緑は今年度新規に調査を行った地域。*は慣行グリッドと有機グリッドの間の比較を行った地域。

3-4-2 トンボ等生息調査

3-4-2-1 調査方法

成虫の調査は、残留農薬分析用水・底質サンプル採集地点を中心として、1ha 程度について目視もしくは双眼鏡（Zeiss Conquest 8×32HD）により見取り調査を行い、確認できるトンボ類成虫を記録した。幼虫の調査は、残留農薬分析用水・底質サンプル採集地点において、5 m²の範囲で網を用いたすくい取りを行い、採集された幼虫を記録した。5 m²のすくい取りで幼虫が確認できない場合、もしくは5 m²内で環境の変化をカバーすることができない場合、20 m²まで調査面積を拡大し、採集される幼虫を記録した。記録方法は成虫、幼虫とも1匹、2匹、3匹、4~9匹、10匹、11~29匹、30匹、31~99匹、100匹、101匹以上の10段階とした。

なお、幼虫の同定に際しては、特に若齢幼虫は形態での同定が困難であることから、基本的に核 DNA の ITS-I 領域の塩基配列に基づき同定を行うこととした。ただし、形態による同定が容易なオニヤンマ、コオニヤンマ、オオヤマトンボの老齢幼虫については、形態による同定を行った。

3-4-2-2 調査結果

本調査において確認されたトンボ成虫の一覧を表 3-4 に、幼虫を表 3-5 に示す。なお、各表において例えば 3+は個体数 4~9 匹であったことを示す。

地点別のトンボ類成虫種数を図 3-9A に、総個体数を図 3-9B に示す。確認された成虫の種数を地域別にみると、北海道で 14 種、宮城県で 12 種、栃木県北部で 15 種、栃木県南部で 9 種、茨城県中部で 12 種、茨城県南部で 7 種、石川県で 16 種、福井県で 7 種、奈良県で 12 種、兵庫県で 20 種、広島県で 10 種、佐賀県で 14 種、鹿児島県で 19 種であった。地域により差が見られたが、調査地域を増やしたため、過年度調査のように北で多く西で少ないといった傾向は見られなくなった。夏季（7 月~9 月）に調査を行うことができたため、昨年から継続して調査を行った地域では昨年よりも多くの種が記録された。なお、種まで同定できなかった個体については個体数には算入しているが種数には算入していない。

地点別のトンボ類幼虫種数を図 3-10A に、総個体数を図 3-10B に示す。確認された幼虫の地域別種数は、北海道で 13 種、宮城県で 12 種、栃木県北部で 12 種、栃木県南部で 8 種、茨城県中部で 10 種、茨城県南部で 7 種、石川県で 16 種、福井県で 6 種、奈良県で 10 種、兵庫県で 19 種、広島県で 7 種、佐賀県で 11 種、鹿児島県で 16 種であった。こちらも成虫と同様、地域によりトンボ生息状況に差はあるものの、北で多く西で少ないといった単調な傾向ではなかった。なお、種まで同定できなかった個体については個体数には算入しているが種数には算入していない。また、茨城県央 B と石川 B の 1 回目の調査で得られたトンボ類幼虫は、保存状態が悪く DNA 配列による同定ができなかったため、個体数のみ示すこととし、図 3-9A の両地点の種数はそれぞれ 2 回目の調査で確認できたもののみを示している。

成虫と幼虫を合計した確認種数は北海道で 20 種、宮城県で 13 種、栃木県北で 14 種、栃木県南で 8 種、茨城県央で 14 種、茨城県南で 8 種、石川県で 23 種、福井県で 8 種、奈良県で 11 種、兵庫県で 27 種、広島県で 8 種、佐賀県で 12 種、鹿児島県で 17 種であった（図 3-11）。

また、栃木県北部、栃木県南部、茨城県南部においては、慣行と有機のグリッドで調査地を設定し、トンボ等生息状況の比較を行った。その結果、成虫に関しては、種数ベースでは慣行と有機で大きな違いは見られなかった。個体数ベースでは、栃木県北および県南では慣行グリッドで多く観察されたのに対し、茨城県南では慣行グリッドで多く観察された。一方、幼虫に関しては、栃木県北および茨城県南では慣行で、栃木県南では有機で、それぞれ多く記録された。ただし、全体として統計的に有意にいずれかのグリッドでトンボ類が多いという結果は得られなかった（「3-4-5 トンボ等への影響に関する考察」参照）。

表3-5 全国各地におけるトンボ類成虫の記録状況

産目		科		均類産目		カワトンボ科										イトトンボ科		イトトンボ科		イトトンボ科	
科		アイトトンボ科		ホノミオトン		アオイト		オオアイト		ハグロ		モノサシ		イトトンボ科		イトトンボ科		イトトンボ科			
種		オトン		ホノミオトン		アオイト		オオアイト		ハグロ		モノサシ		イトトンボ科		イトトンボ科		イトトンボ科			
		3								2		3									
北海道	A	1	3+																		
	2		3+																		
	B	1	3+																		
宮城	A	1	10+				1														
	2									10+											
	B	1																			
栃木県北	1						1														
	2						2														
	有機	1					10+														
栃木県南	1						2														
	2																				
	有機	1																			
茨城県	A	1																			
	2																				
	B	1								1											
茨城県南	1						10+														
	2																				
	有機	1																			
石川	A	1																			
	2						2														
	B	1					2			1											
福井	A	1					3+														
	2																				
	B	1																			
奈良	A	1																			
	2																				
	B	1					3														
兵庫	A	1					2														
	2																				
	B	1								10+											
広島	A	1																			
	2																				
	B	1																			
佐賀	A	1																			
	2																				
	B	1								10+											
鹿児島	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				
	B	1																			
	A	1																			
	2																				

※表中において、例えば3+は記録された個体数が4～9匹であることを示す。

※調査地名の横の数字は調査回を示す。

表3-5 (続き)

[illegible]

表3-5 (続き)

並目		不均列並目														科				
		トンボ科																		
		サツ	リス	ノシメ	アキ	タイリク	コノシメ	ヒメ	マユタテ	マイコ	ミヤマ	ネキ	アカネ属sp.	コシアキ	コフキ	ショウジョウ	ウスバキ	ハラビロ	シオカラ	オオシオカラ
北海道	A	1	10+	10+	3+						1									
	2	10+	30+	30+	30+			1												
	B	1	3+	10+	3+															
宮城	A	1	30+	30+	30+			1									10+	3+		
	2	100+	10+	10+	30+															
	B	1												3		1	10+	1	3+	
栃木東北 併行	1			100+	10+			100+						3+			10+		1	
	2	2	2	2	10+			3+			2						10+			
	有機	1	10+	3+	3+			10+	10+											
栃木県南 併行	1	3+																		
	2	30+		10+	100+												10		10+	
	有機	1	10+														2	2	1	
茨城県中央	A	1		30+	30+								10+				10+	1	3+	
	2	100+		10+	100+															
	B	1		10+	2												2		1	
茨城県南 併行	1			1						2									10+	
	2	30+		2	100+															
	有機	1		3+	100+														10+	
石川	A	1																	1	1
	2	30+		30+	30+												1		3+	3
	B	1	3																	
福井	A	1		10+	30+												3+		10+	1
	2	3+			100+														2	
	B	1															10+		30+	10+
奈良	A	1			30+												10+			
	2	1			10+								3+				3	3	1	
	B	1															3+		1	
兵庫	A	1			10+												3+			
	2	10+			10+												3+		3+	1
	B	1			3+															
広島	A	1		3+	3		10+	3+	10+								100+		10+	2
	2	3			3+								2							
	B	1															100+		10+	2
佐賀	A	1			3+								2							
	2																3		3+	
	B	1							1						10+		10+			
鹿児島	A	1											1		1		100+		2	
	2																3		3+	10+
	B	1															100+			

表3-6 (続き)

産科 不均産項目		科 サナエトシ科														トシ科									
種		コオニ	タビド	ヒメクロ	オシロ	タベササエ	コササエ	キヨロササエ	ヤマササエ	サナエSp.	オニヤンマ	エントシ科	ヤマトンボ科	オオヤマ	コヤマ	アキ	マユタテ	コシガキ	ウスバキ	ハラビロ	シオカラ	シオヤ	オオシオカラ	トンボ科Sp.	トンボ科Sp.
北海道	A	1					10+										3					2			
	B	1					10+							3							10+				
	2						1						3+												
宮城	A	1																							
	B	1															2								
	2																	1							
栃木県北	横行	1									30+														
	2										3+														
	有機	1																							
栃木県南	横行	1	1																						
	2																								
	有機	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
茨城県央	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
茨城県南	横行	1																							
	2																								
	有機	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
石川	2																								
	A	1					3																		
	B	1					3+																		
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
福井	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
奈良	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
兵庫	2																								
	A	1	3+																						
	B	1	2	1	2	1																			
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
広島	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
佐賀	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
鹿児島	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							
	2																								
	A	1																							
	B	1																							

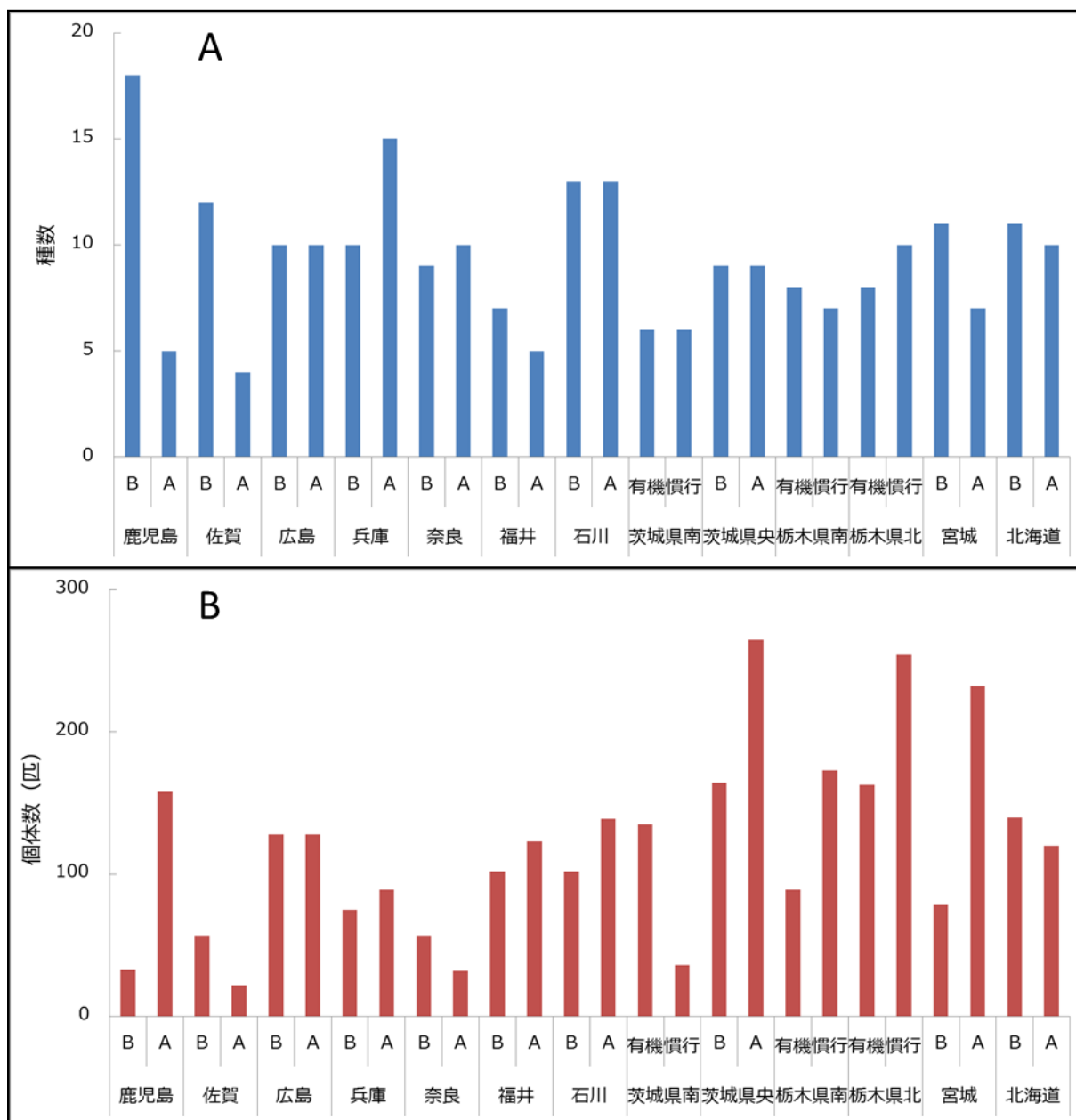


図 3-9 地点ごとに記録されたトンボ類成虫種数 (A) および総個体数 (B)

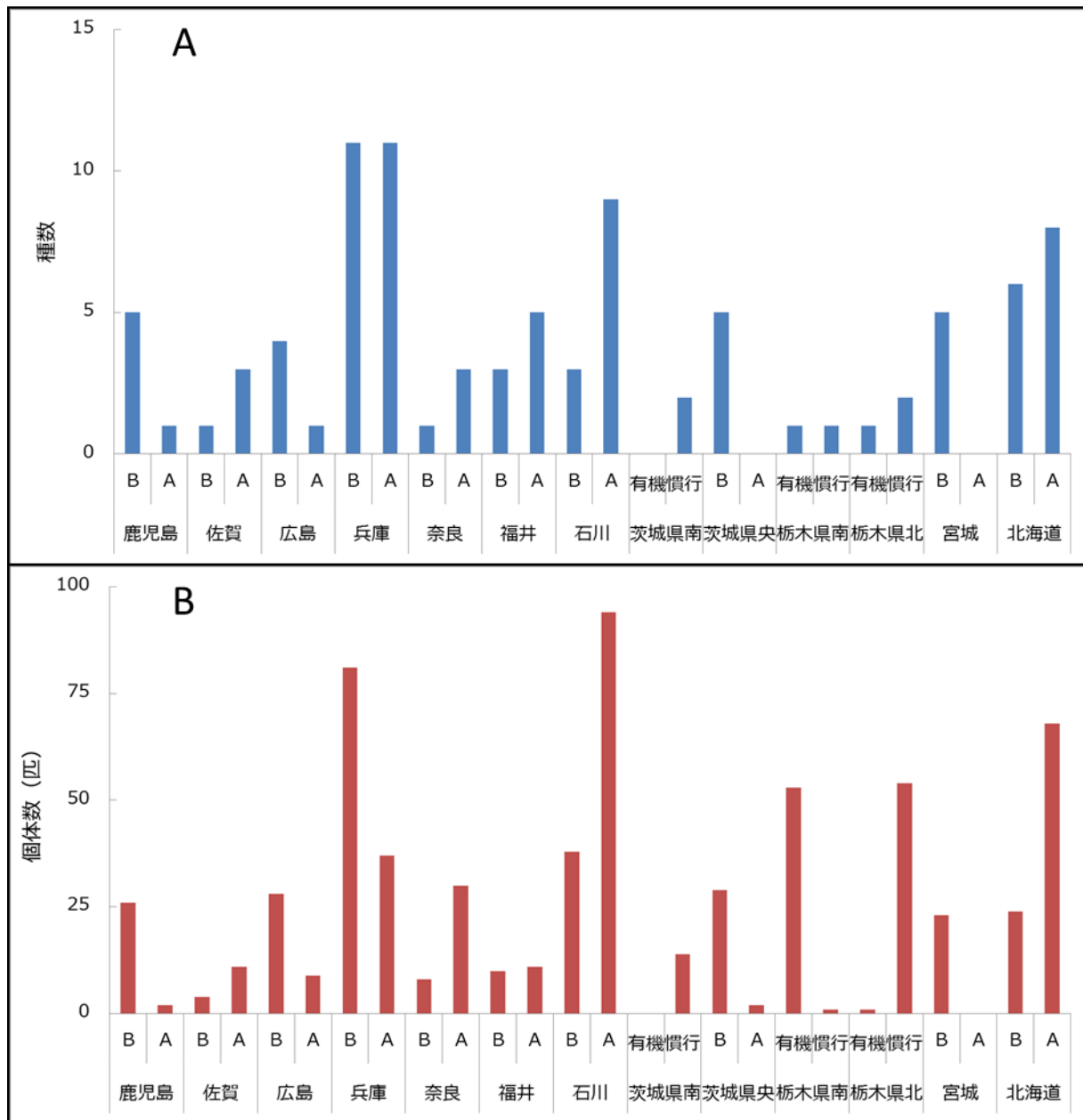


図 3-10 地点ごとに記録されたトンボ類幼虫種数 (A) および総個体数 (B)

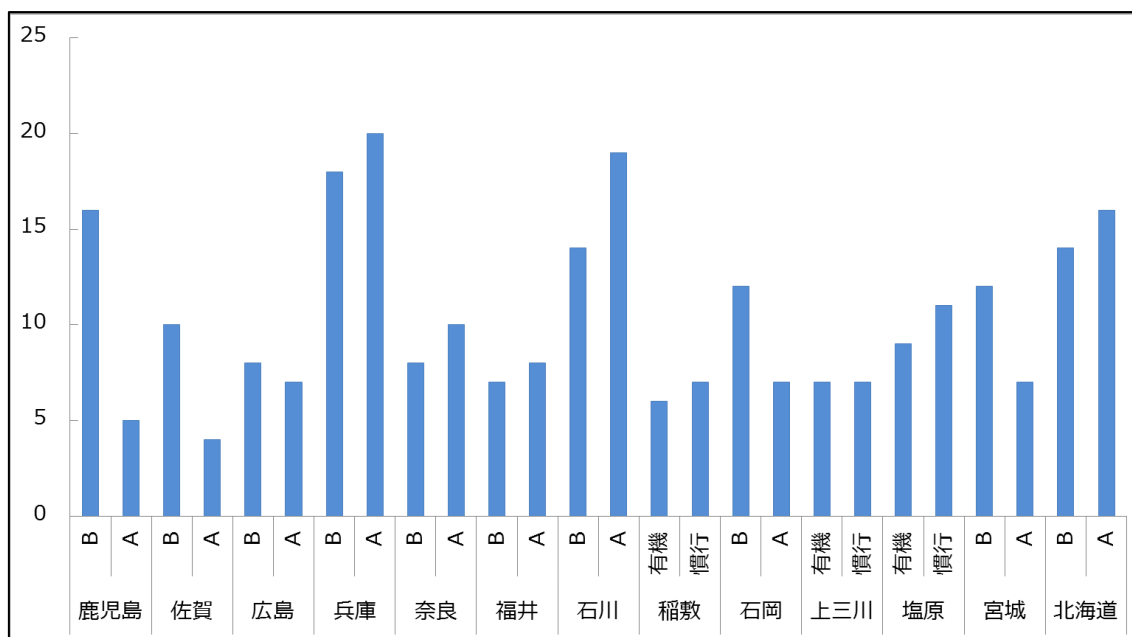


図 3-11 地点ごとに記録されたトンボ類の総種数

3-4-3 農薬残留実態調査

3-4-3-1 調査方法

250mL の褐色遮光 PE ボトルに水と底質をそれぞれ採集し、24 時間以内に冷凍した。冷凍したサンプルを、分析を担当する平成理研株式会社へ送付した。

3-4-3-2 調査結果

本調査により検出された農薬の濃度を、地域別に図 3-12 から図 3-24 に、また薬剤系統ごとの地域間の比較を図 3-25 から図 3-27 に示す。

概況として、水中よりも底質中でより多種、高濃度の農薬残留が検出された。また地域別では、ネオニコチノイド系殺虫剤については栃木県南、福井、兵庫 A で特に多かった。一方、フィプロニルおよび分解産物は広島と鹿児島で特に濃度が高く、宮城、栃木県北、栃木県南、福井、佐賀でも比較的高く検出された。対照的に北海道、茨城県央、茨城県南、石川 A、奈良 A、兵庫 B ではフィプロニルがごく微量検出されたのみで、分解産物は全く検出されなかった。それ以外の系統の剤については、広島、佐賀、鹿児島といった西南暖地と、栃木県北・県南で多品目が検出されたが、濃度は西南暖地でより高かった。クロラントラニリプロールは広い地域で検出されたが各地とも濃度は低かった。

昨年度の調査結果と同様、フィプロニルの分解産物は水中からは全く検出されず、底質中からのみ検出された。また、親物質のフィプロニルよりも高濃度に検出された地点が複数あり、中には 100 倍以上高濃度に検出された地点もあった。

また、栃木県北部、栃木県南部、茨城県南部においては、慣行と有機のグリッドで調査地を設定し、農薬濃度の比較を行った。その結果、期待に反し、各地域において慣行と有機の間に検出された農薬の種数や濃度に目立った差はなかった。

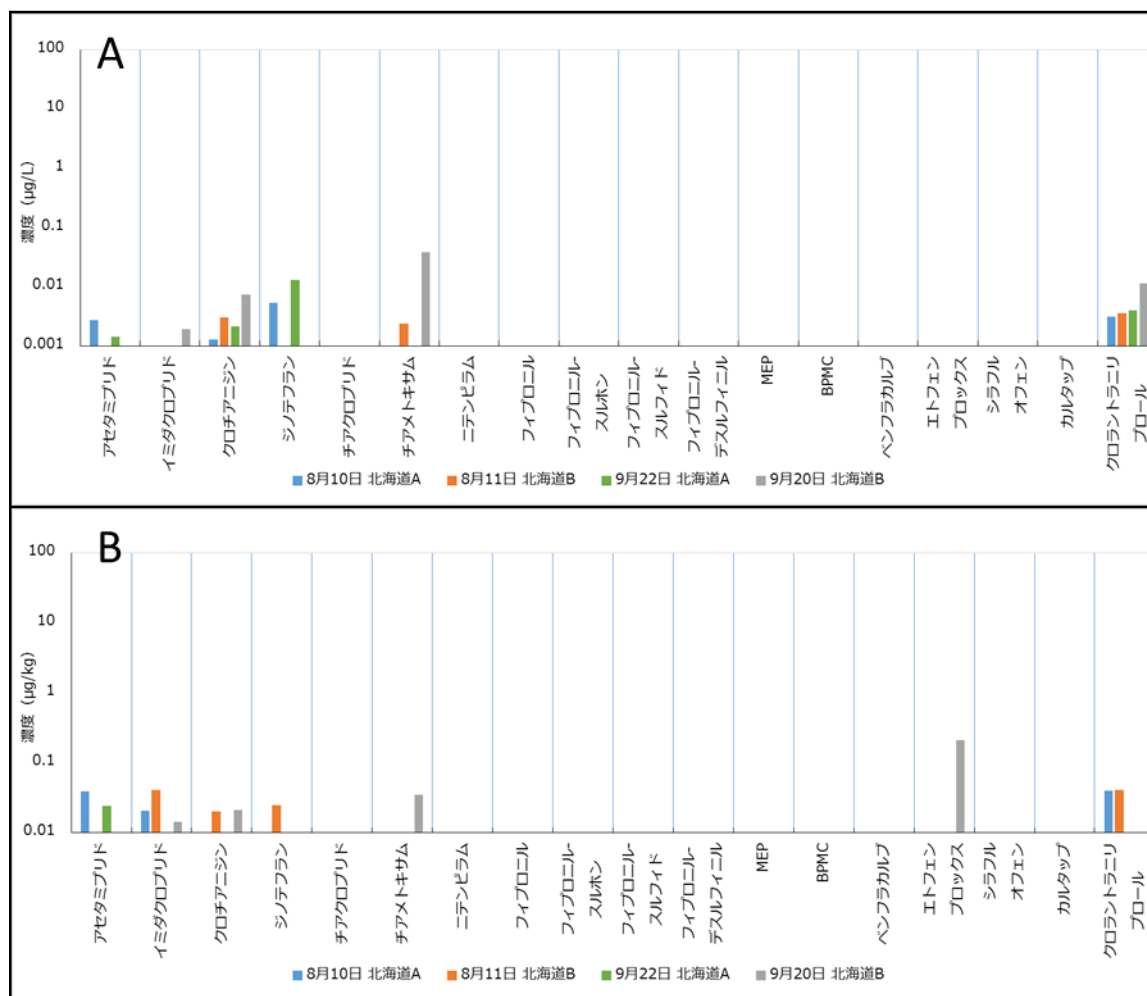


図 3-12 北海道における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

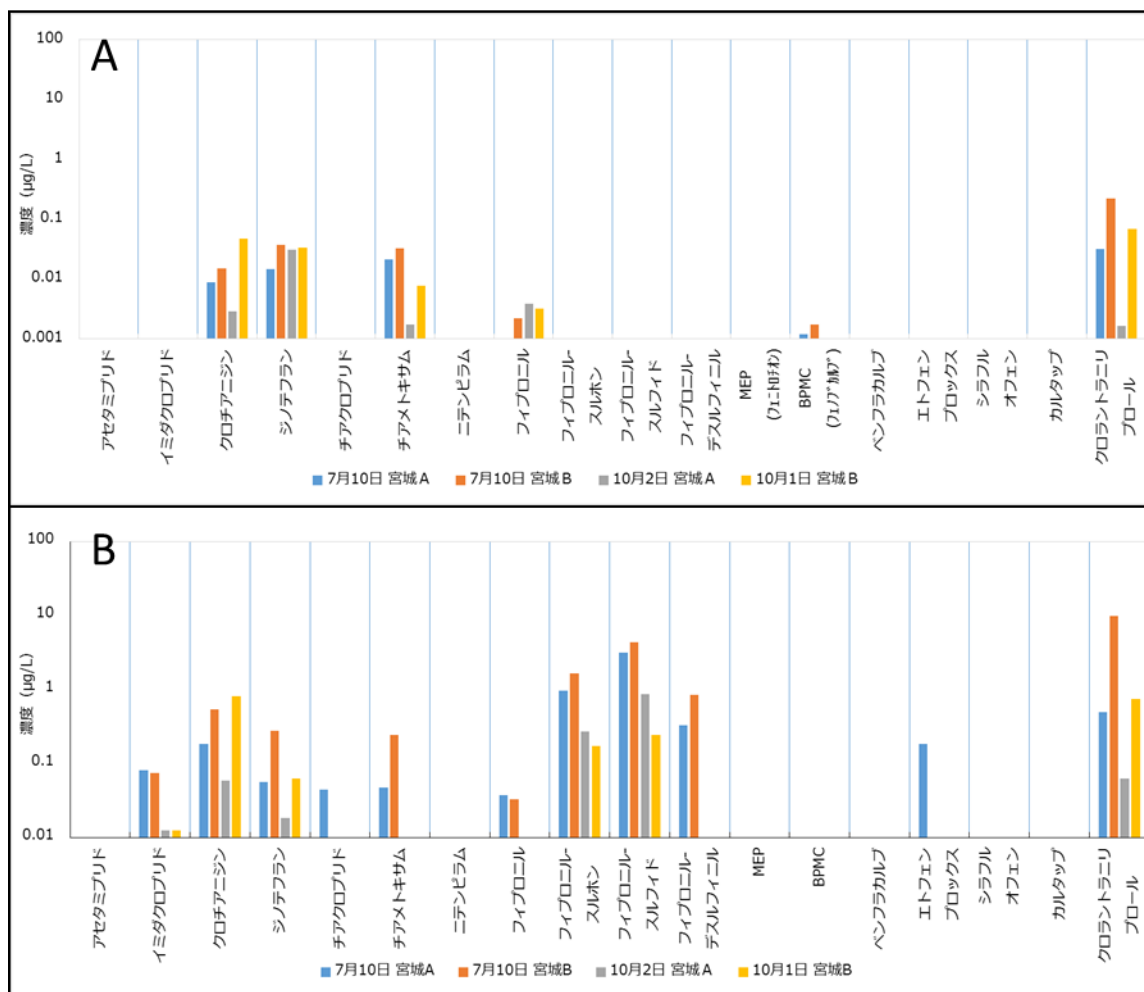


図 3-13 宮城県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

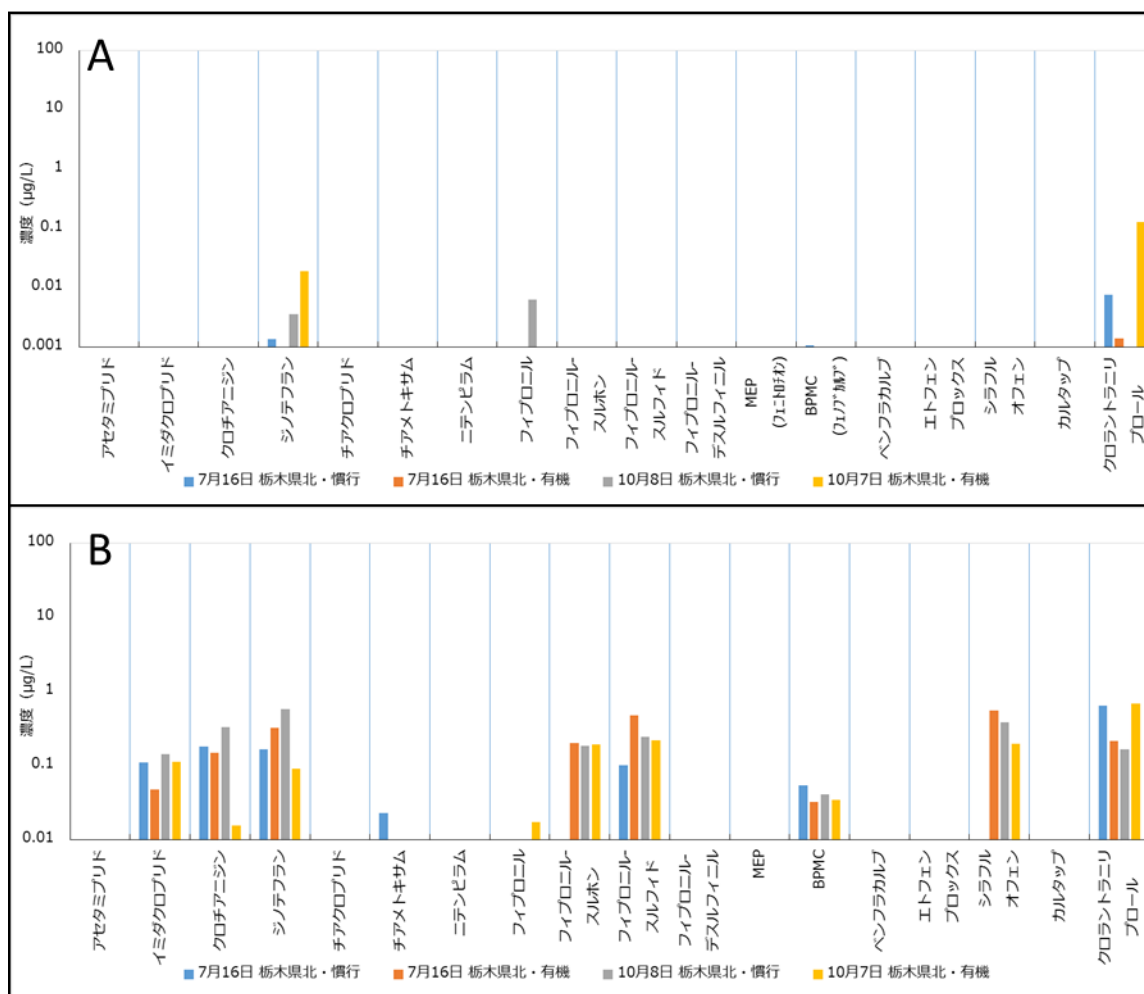


図 3-14 栃木県北における農薬残留状況 (A：水中、B：底質中)

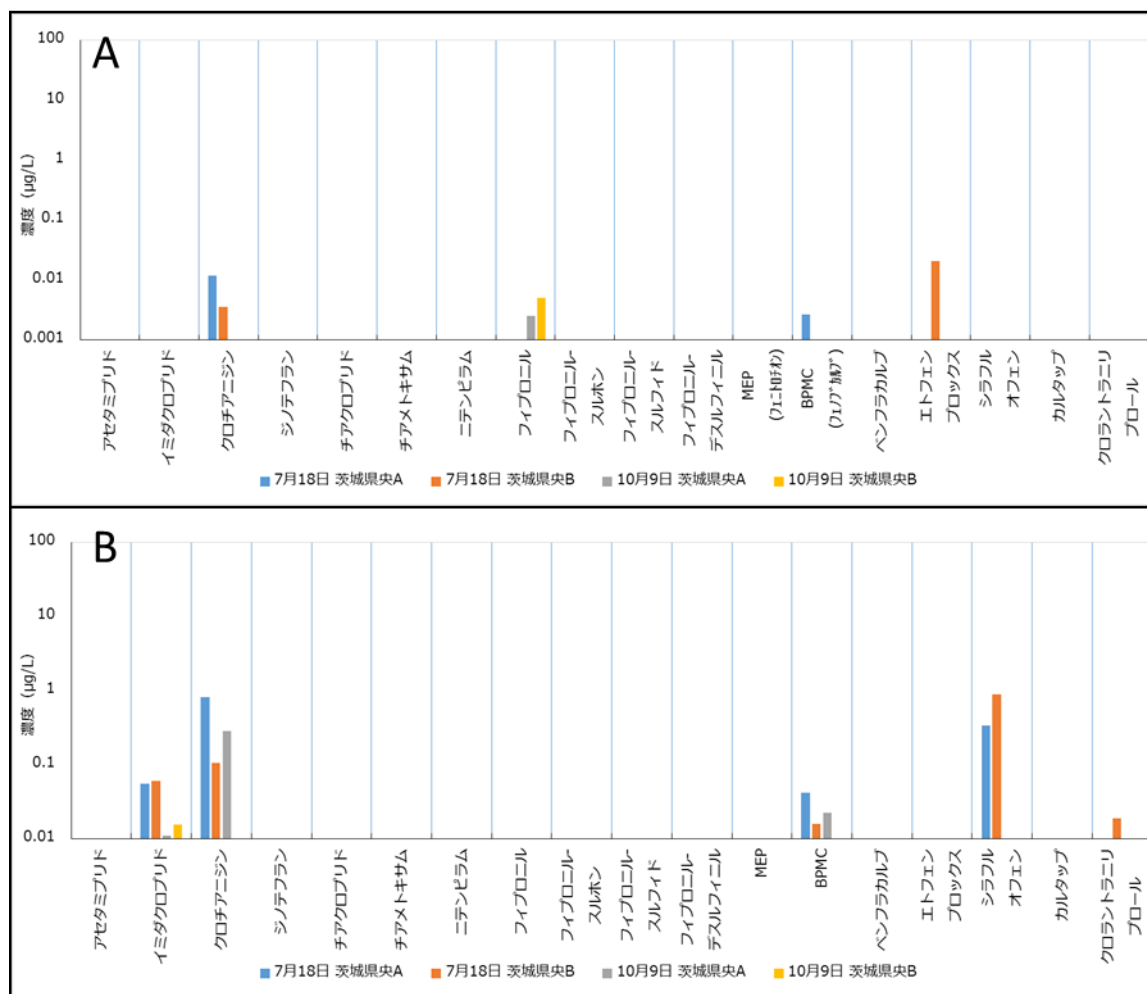


図 3-16 茨城県央における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

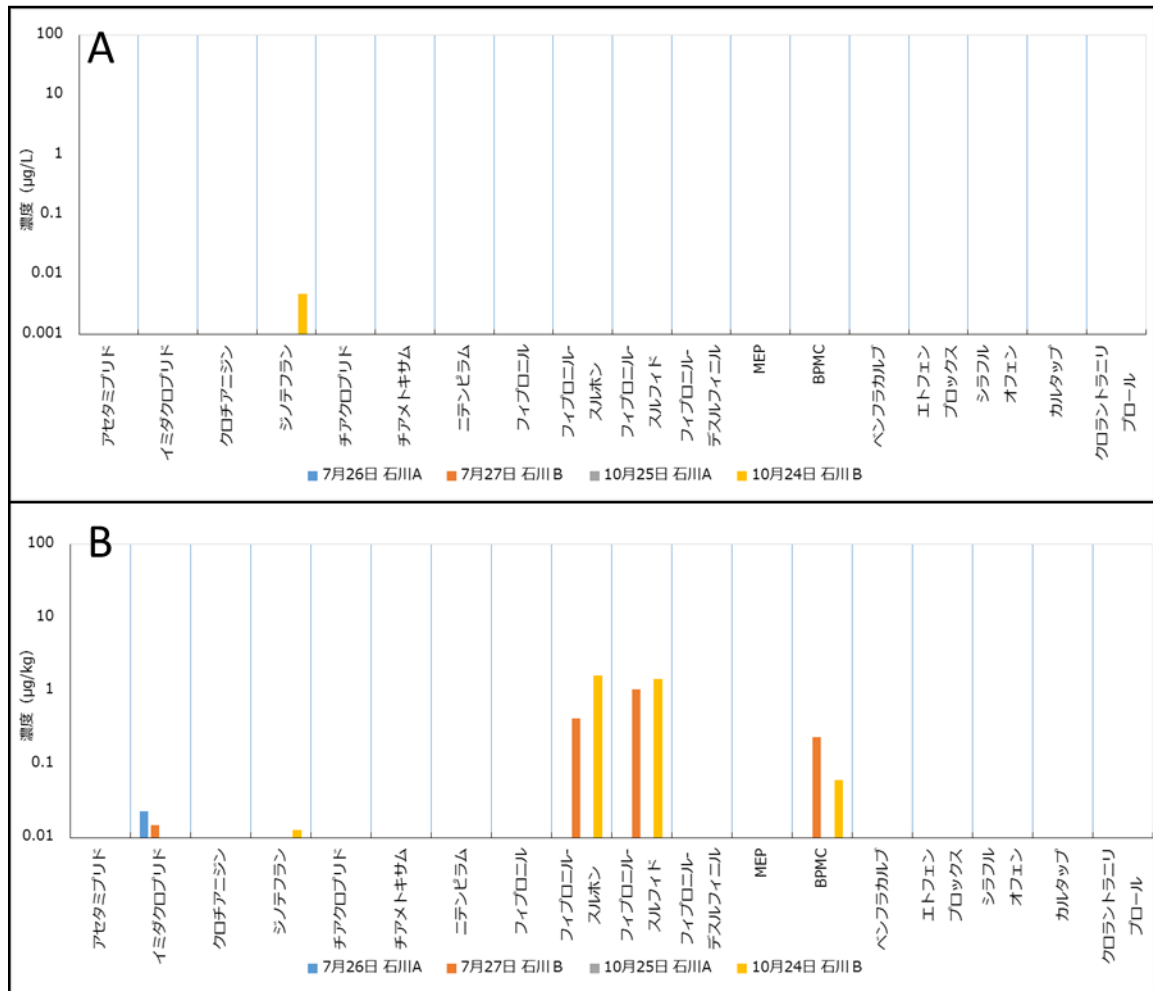


図 3-18 石川県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

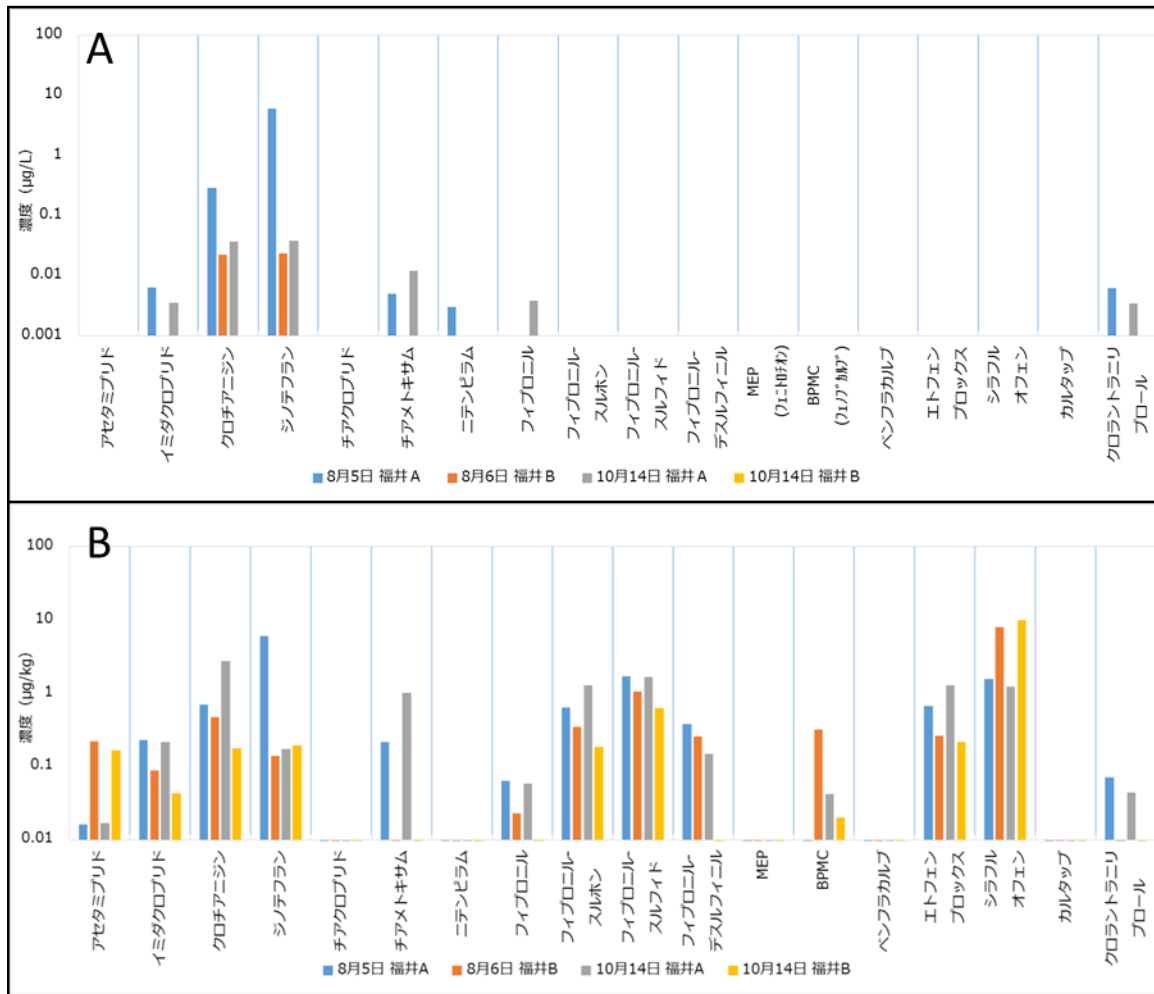


図 3-19 福井県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

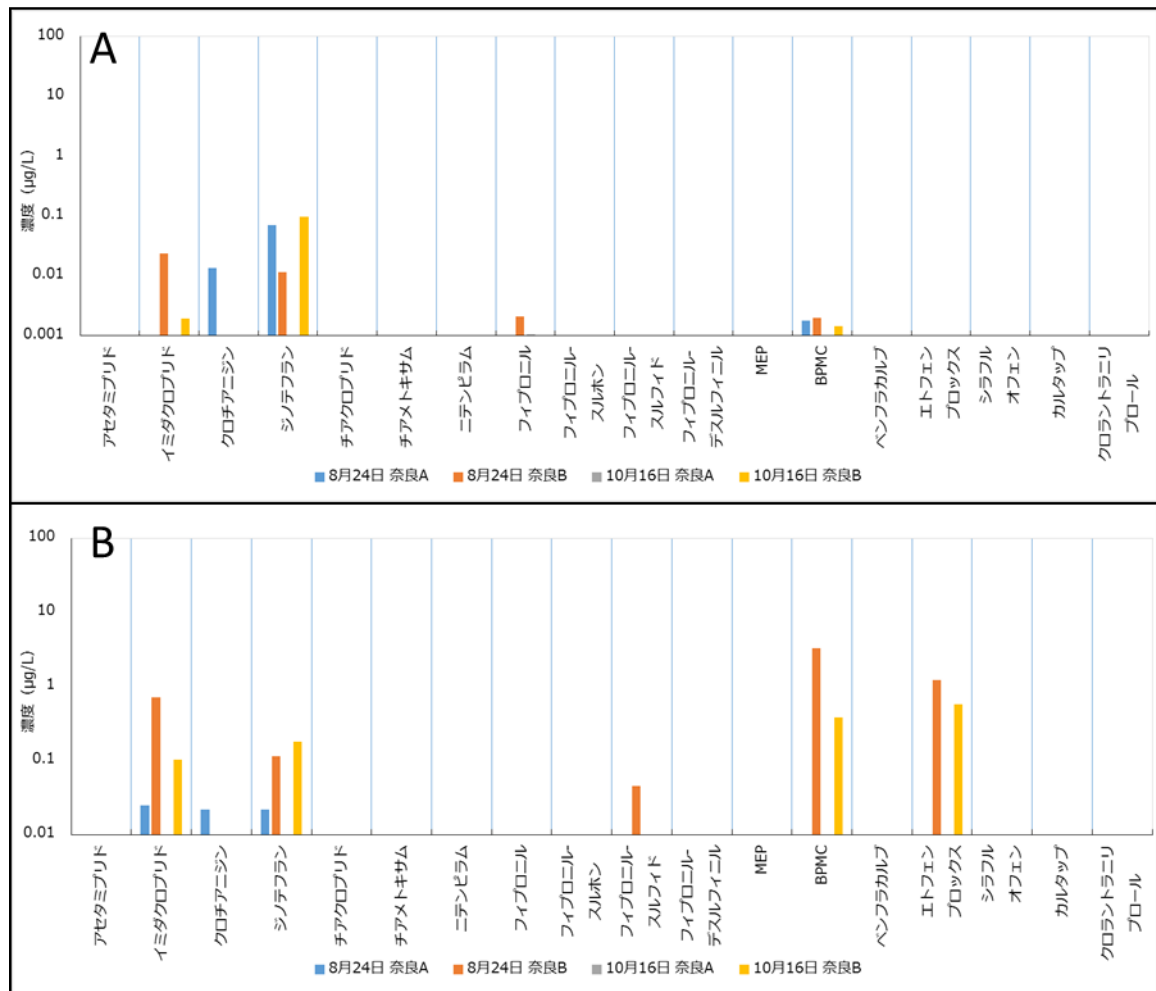


図 3-20 奈良県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

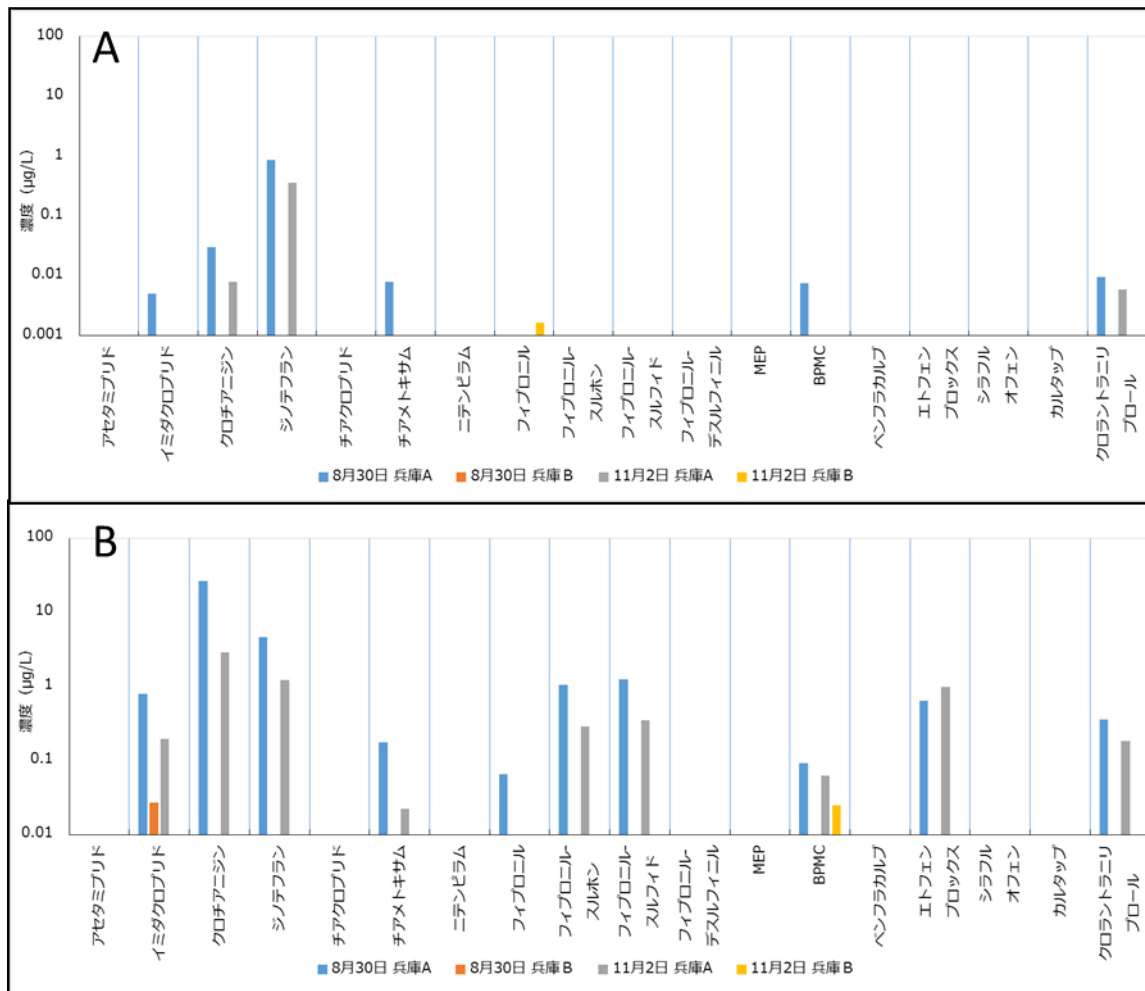


図 3-21 兵庫県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

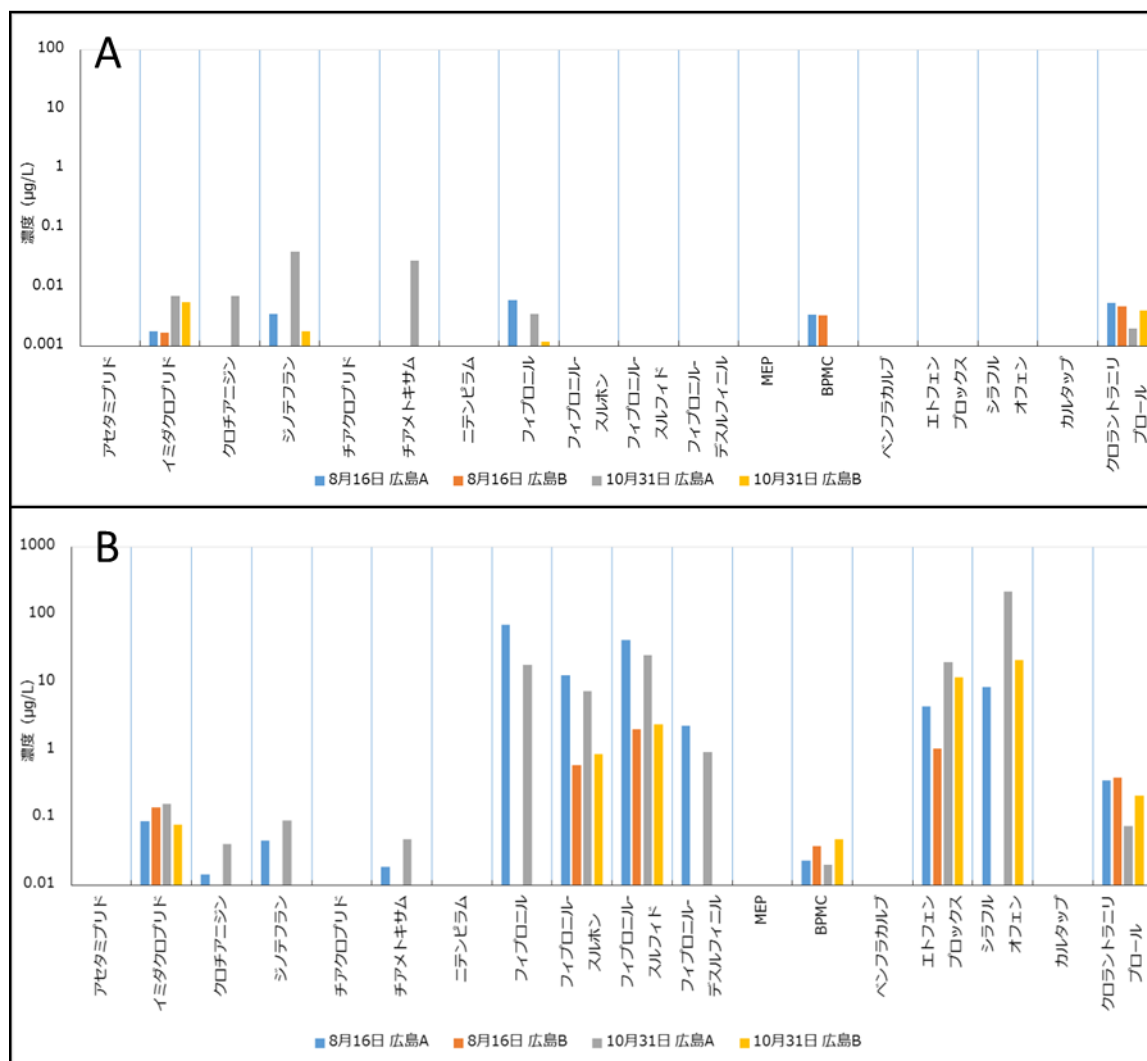


図 3-22 広島県における農薬残留状況 (A：水中、B：底質中)

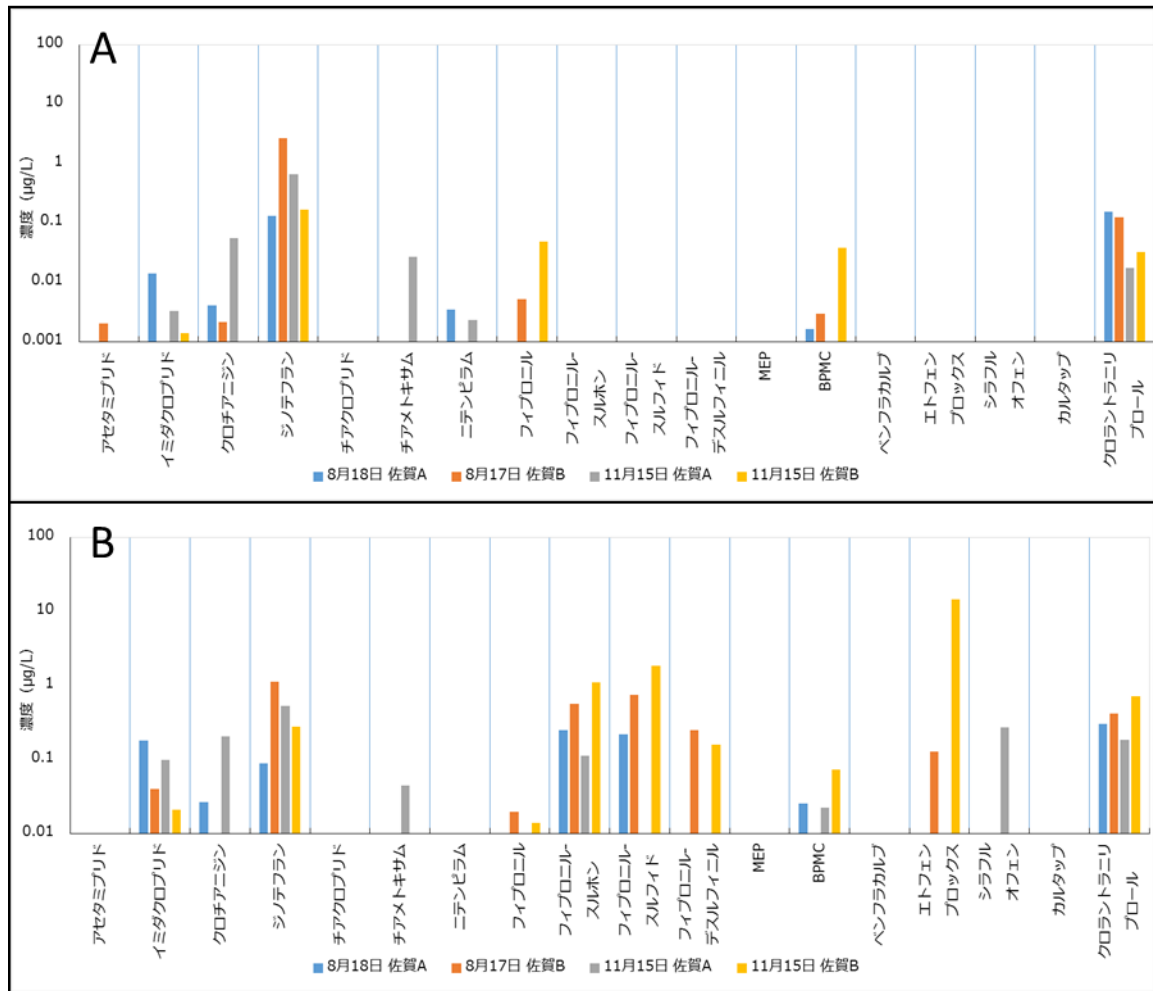


図 3-23 佐賀県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

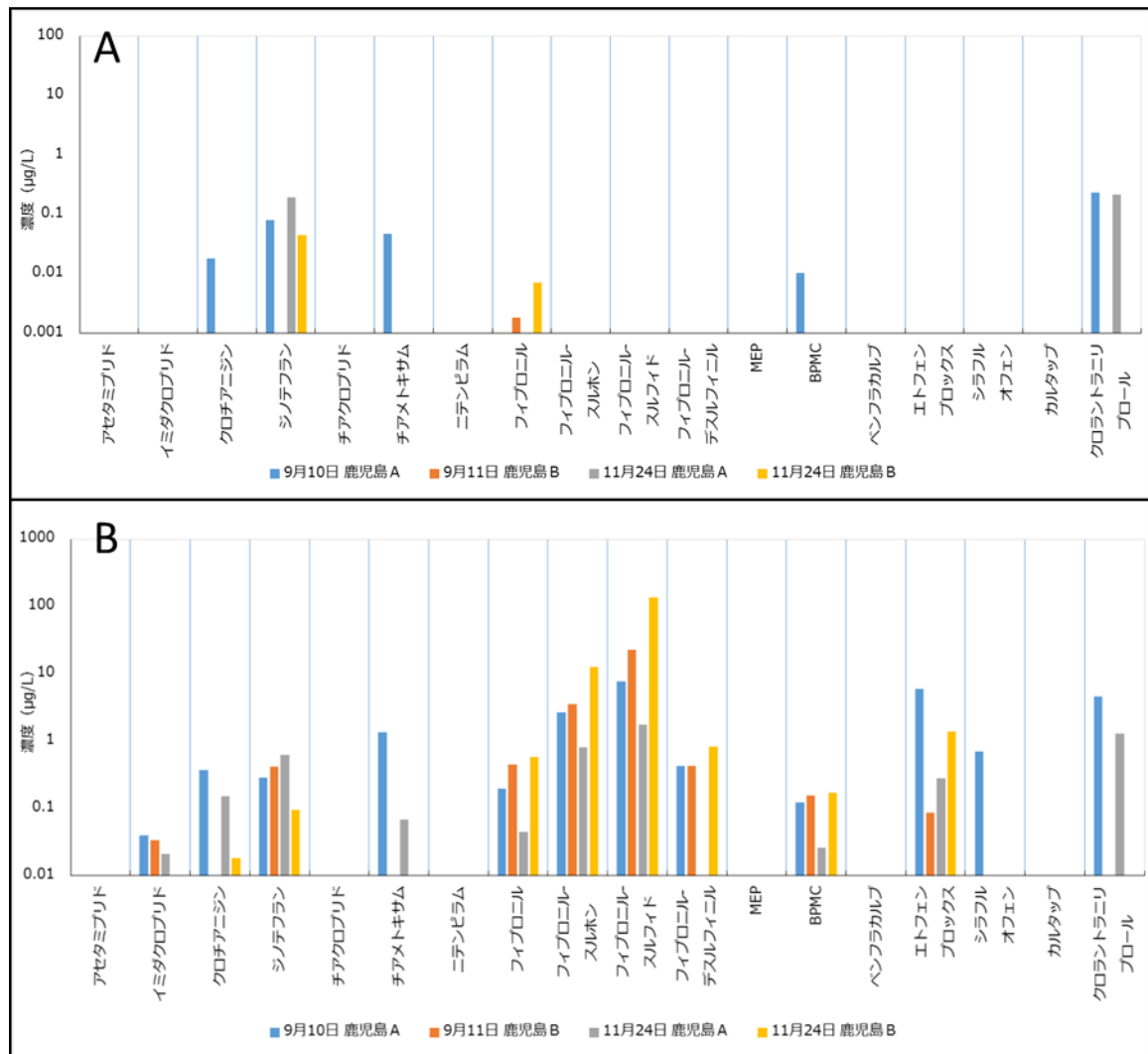


図 3-24 鹿児島県における農薬残留状況 (A：水中、B：底質中)

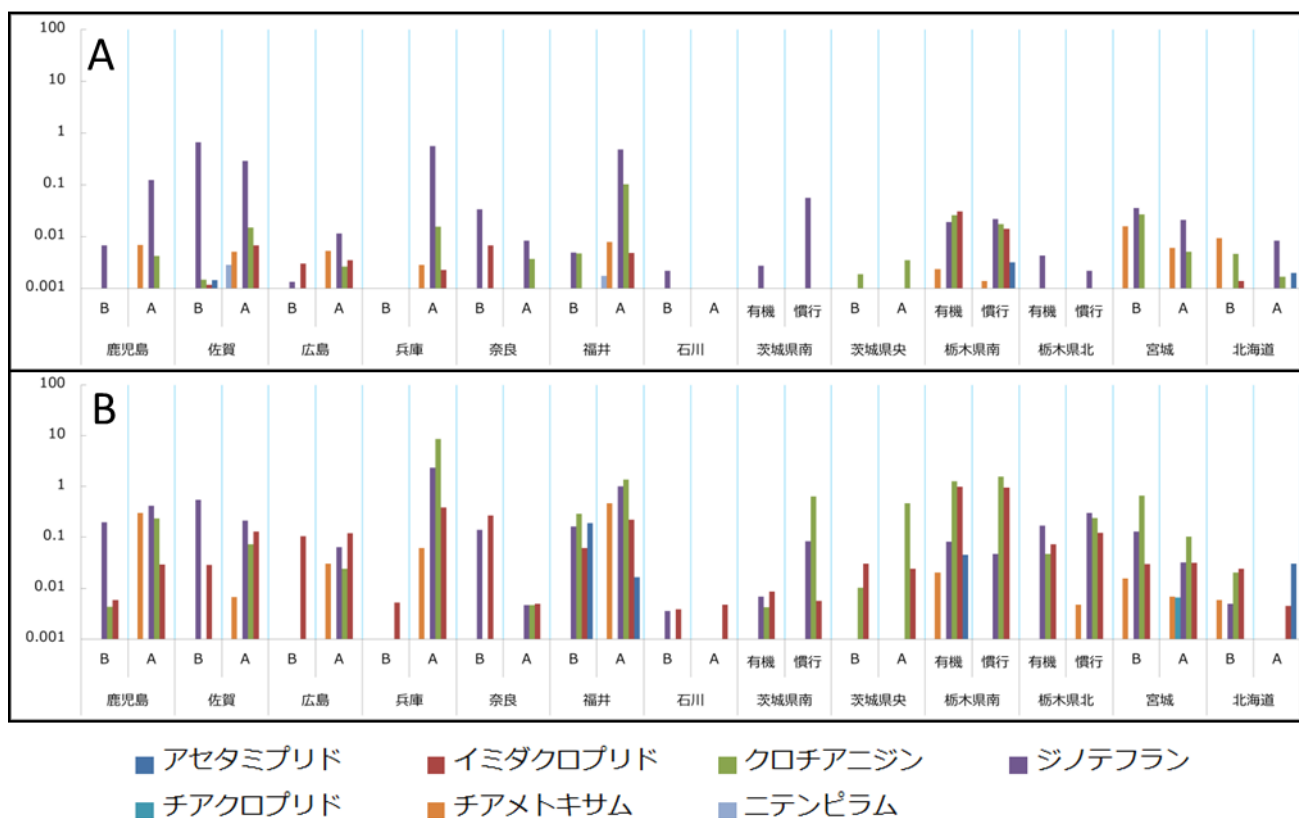


図 3-25 全国各地におけるネオニコチノイド系殺虫剤の残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

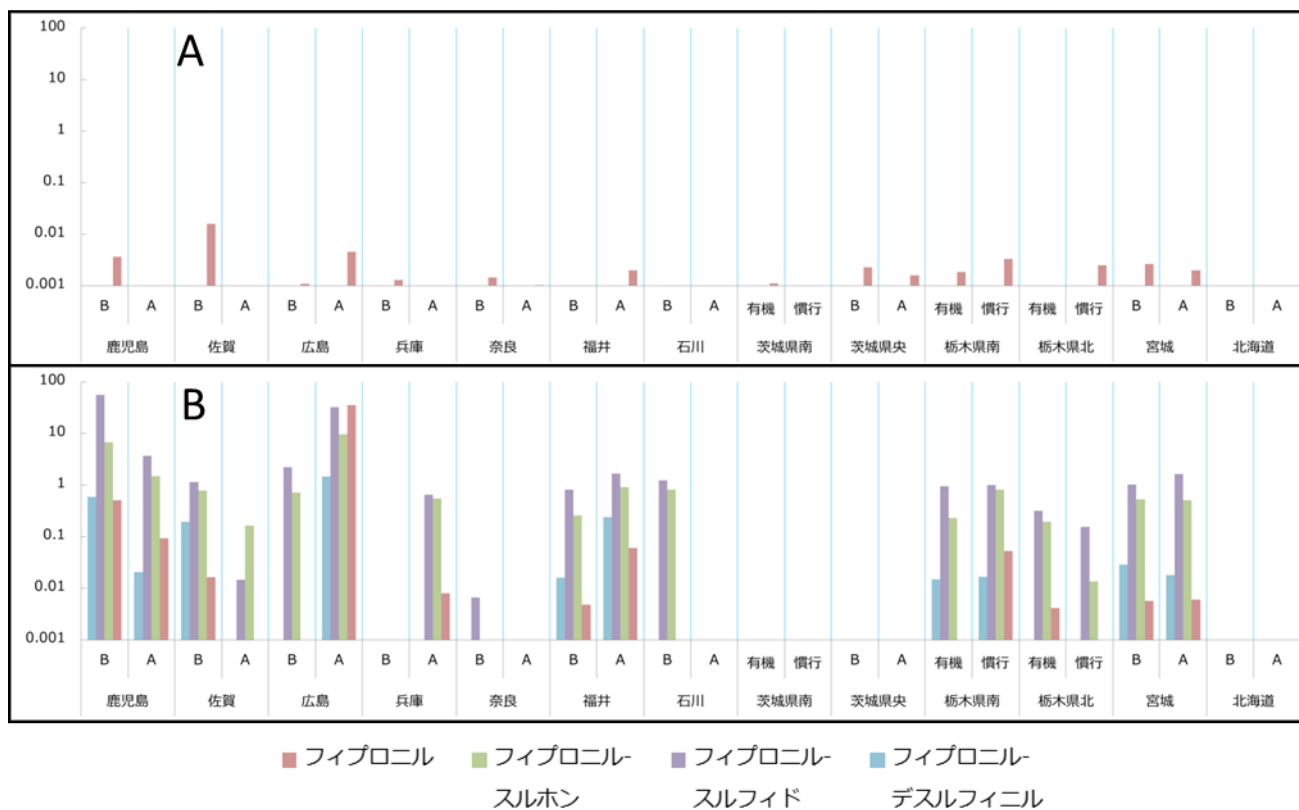


図 3-26 全国各地におけるフィプロニルおよび分解産物の残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

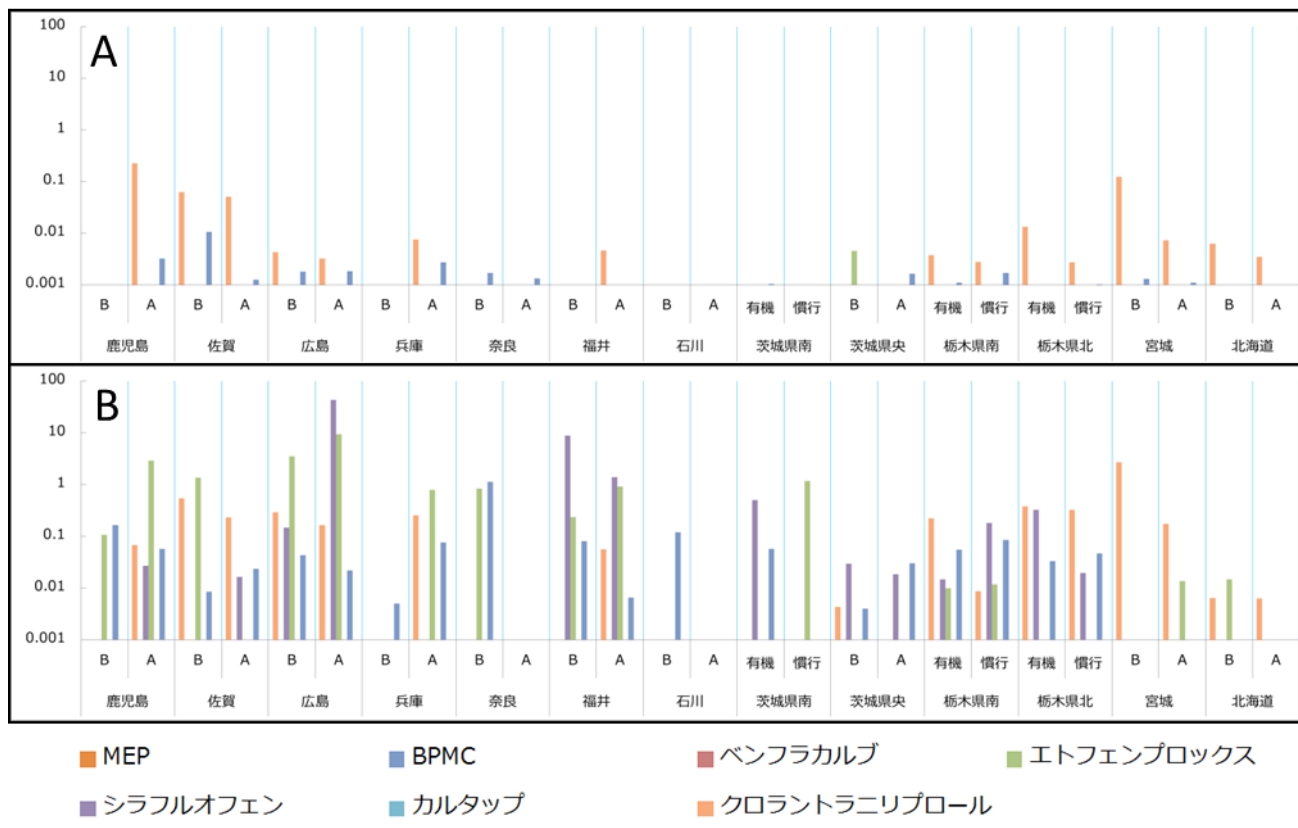


図 3-27 全国各地におけるその他の系統の殺虫剤の残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

3-4-4 トンボ等の生息に影響を及ぼすことが考えられる周辺環境調査

3-4-4-1 調査方法

トンボ等の生息状況は周辺環境の影響を受けることが知られており、環境条件をモデルに取り込むことで農薬の影響をよりわかりやすくすることを目的に周辺環境調査を行った。

各調査地において、図 3-28 のように幼虫・農薬調査地点から半径 500m 以内の植生・土地利用を記録した。トンボ種によってはより広範囲の環境の影響を受けると考えられたが、今回は調査労力の都合上、半径 500m を調査範囲とした。記録内容は、各区画等の植生・土地利用をできるだけ詳細に記録し、解析の際には大分類として①そのシーズン中の水の有無（潜在的な幼虫の生息場所となりうるか否か）、②農地か否か（その場所での農薬の使用見込の有無）、で下記の通り 4 区分に分けて用いた。

- 水あり・農薬あり：水田、ハス田
- 水なし・農薬あり：畑地、果樹園、公園
- 水あり・農薬なし：自然河川、自然湿地、水路、溜池、休耕田（水あり）
- 水なし・農薬なし：休耕田（水なし）、休耕畑、草地

また、山林と民家等はそれぞれ独立した区分とした。

ただし、個別の地点について農薬使用の有無を調べることはできないため、植生・土地利用区分ごとの期待値とした。すなわち、たとえば水田であれば、実際には無農薬栽培を行っている水田であったとしても「水あり・農薬あり」区分として扱うこととした。また、本年度のシーズン中にどのような土地利用であったかを調査したものであり、水のない期間（水田における中干しなど）の有無や前作などについても考慮していない。

この記録をもとに、調査地点から半径 500m 以内の各土地利用区分の割合を算出した。

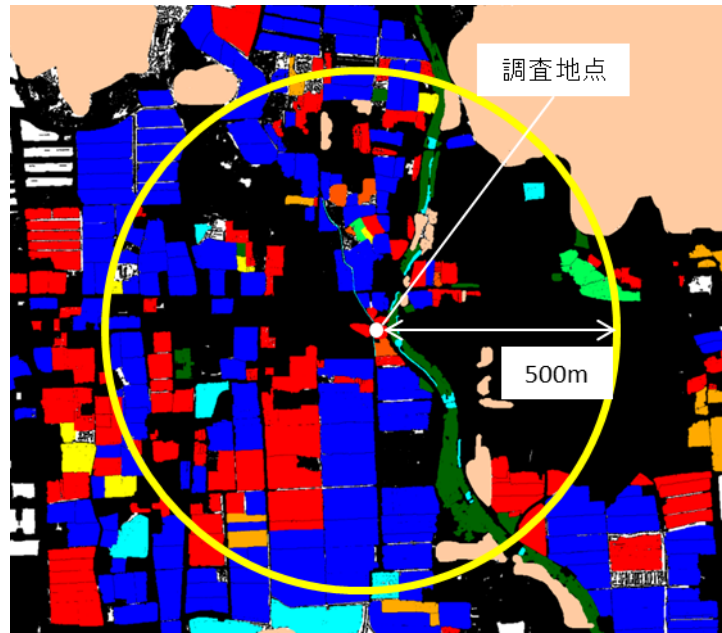


図 3-28 環境調査結果。ここでは例として兵庫 A を示す。円の中心の白丸は調査地点を表す。その他の色区分は以下の通り。青：水田（含むハス田）。黄緑：休耕田（水あり）。水色：その他水域。赤：畑・休耕畑。オレンジ：休耕田（水なし）。黄色：耕作放棄地。緑：草地。肌色：森林。黒：民家等。解析に用いる際には森林と民家等に加え、他区分を水の有無と農地か否かで 4 区分に分類し、計 6 区分の面積比率を用いた。

3-4-4-2 調査結果

図 3-29 に、各調査地点における半径 500 m 以内の植生・土地利用区分の割合を示す。本事業の目的が水田周辺におけるトンボ類生息状況を調査することであったので、基本的には水田地帯の中に調査地を設定しているが、地元農業関係者との調整の都合でそのような場所に調査地を設定できなかった場所もある。また、農薬使用状況とトンボ類生息状況の相関を明らかにするためには農薬の少ないと予想される場所にも調査地を設定する必要があったため、周辺に農地が少なく流入も少ないと予想される山間部などでの調査も行っている。こうした事情を反映し、周辺の植生・土地利用割合においても水田の割合が高い地点ばかりではなかった。

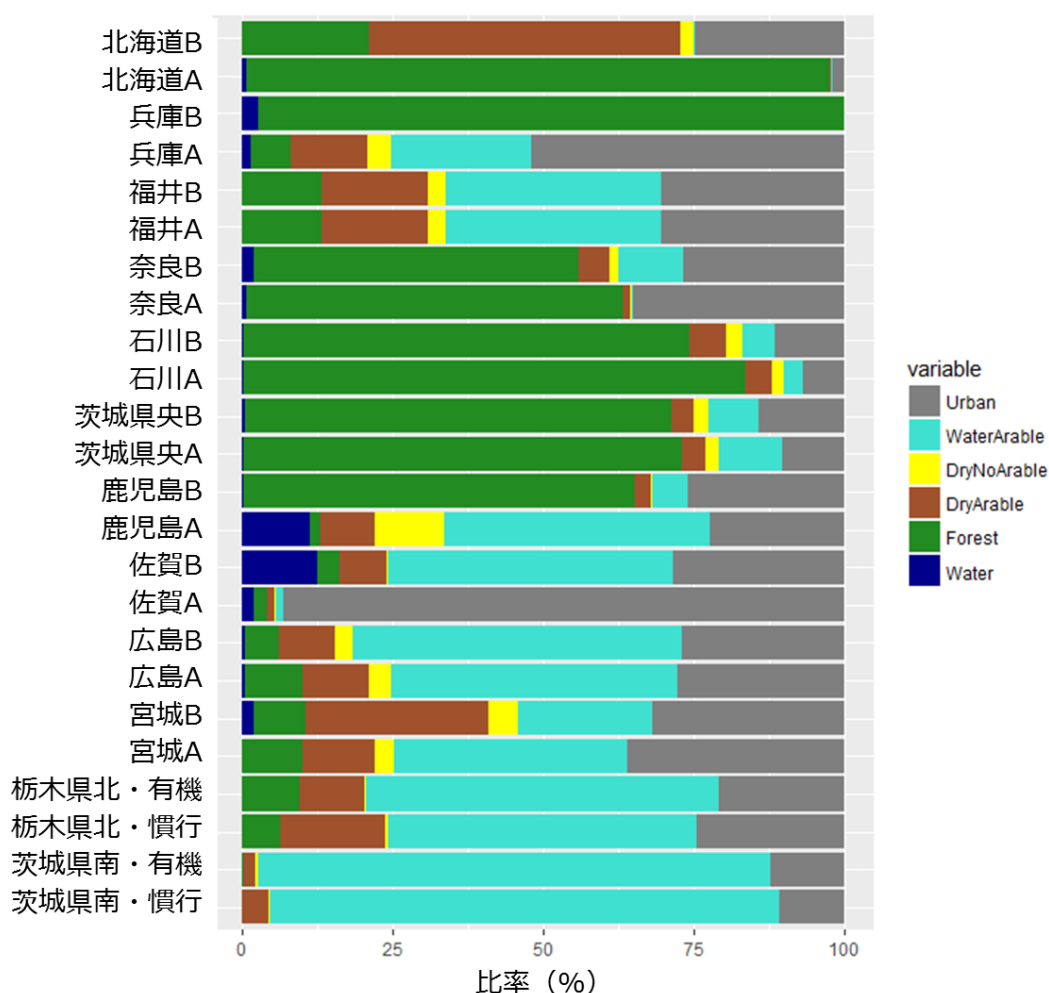


図 3-29 各調査地周辺の植生・土地利用割合

3-4-5 トンボ等への影響に関する考察

本年度の調査においても昨年度までと同様、確認されたトンボ類の種数・個体数が多い地域と少ない地域に分かれた。ただし、調査地地域を増やした関係もあり、過年度のように北日本で多く西日本で少ないといった単調な関係は見られなくなった。一方、農薬の残留状況においても、地域により検出された種類数および濃度に明確な差が見られており、過年度の調査で多い地点では今年度も引き続き多く検出された。全体的な傾向として、残留農薬が多い地域ではトンボが少ないという過年度の定性的傾向が再現されている。そこで、残留農薬濃度とトンボ生息状況との間に統計的に有意な関係があるかどうかを明らかにするべく、一般化線形混合モデル（GLMM）を用いた解析を行った（「3-5 取りまとめ」参照）。

本年度の調査においては、栃木県北・県南、茨城県南の3地域において、慣行グリッドと有機グリッドにそれぞれ調査地を設定した。これは、有機グリッドでは慣行グリッドよりも農薬の残留が少なく、トンボ類の確認種数・個体数が多いという結果を期待してのものであった。しかしながら、図3-14、図3-15、図3-17に示したように、農薬の残留状況にグリッド間で顕著な差が見られなかった。これは、本田内での調査を行うことができず周辺の水路で調査を行ったため、有機グリッドであっても周辺地域で使用する農薬の流入があったことが主な原因と推測される。また、そのグリッドで有機農法に取り組むようになる以前の農薬の残留があった可能性も否定できない。トンボ類の生息状況については、上述の通り有機が多かった地域、慣行が多かった地域があったが、一貫した傾向はなかった。また、幼虫種個体数、成虫個体数および総種数の3つの指標について慣行と有機で比較するため分散分析を行ったが、いずれも有意ではなかった。

個々の薬剤の残留について、昨年度事業において底質からフィプロニル分解産物が検出されることが明らかになったが、本年度事業においても同様の傾向が見られた。水中から全く検出されず底質のみから検出されたことも昨年度と同様であった。また親物質のフィプロニルよりも高濃度に検出されたことから、底質中では親物質よりも分解産物の残留性が高いことが示唆された。このことからフィプロニルについては親物質のみならず分解物残留による水生生物に対する影響が懸念される。ただし分解産物が高濃度に検出され

ながらもトンボが多く見られた地点（栃木県南・有機、兵庫 A など）もあることなどから、分解物残留とトンボの生息数の関係を論じることは現時点では難しい（解析結果の詳細については「3-5 取りまとめ」も参照）。

トンボの減少とネオニコチノイド系等農薬との関係に関するこれまでの議論では、農薬の使用開始前後でのトンボ個体群の動態に関しての信頼できる定量的時系列データが不足していることが常に問題とされてきた。ある薬剤について、使用量、残留量とトンボ類生息状況の推移を継続的に調査することにより、こうした情報不足を補うことができると考えられる。例えば、フィプロニルは全国的な出荷量は 2010 年をピークに減少傾向が続いている。しかし、北海道においてはこれまでの調査ではほとんどフィプロニルおよび分解産物は検出されていないが、出荷量自体は 2012 年に激減したのち再び増加する傾向にある。北海道におけるフィプロニルの使用量、フィプロニル及び分解産物の残留量とトンボの生息数の関係の調査は、こうした定量的時系列調査のモデルケースになりうるのではないかと考えられる。

3-5 取りまとめ

農薬の残留・蓄積状況がトンボ等の生息状況に及ぼす影響の有無を把握することを目的に、本調査で得られたトンボ採集・観察数と残留農薬濃度を用いて、一般化線形混合モデル（GLMM）による解析を試みた。まず、説明変数を水中および底質中の各農薬の濃度、目的変数を成虫または幼虫の種数および個体数、もしくは幼虫と成虫を合わせた種数および個体数とし、それぞれの目的変数と相関のある農薬があるか解析した。続いて、農薬濃度に加えて調査地周辺の植生・土地利用情報（環境要因）も組み込んで同様に解析を行った。さらに、多種の農薬の影響を総合的に評価することを目的に、Concentration addition (CA) model に基づき各農薬の濃度を統合したリスク指数（Risk quotient, RQ）を算出し、RQ とトンボ類の生息状況の間の相関について解析を行った。最後に、幼虫個体数に対する各薬剤濃度および RQ の影響について、赤池情報量基準（Akaike's information criterion, AIC）に基づくパラメータ選択を行い、どの薬剤もしくは薬剤系統が及ぼす影響が重

要かを調べた。

以降の解析は全て統計ソフト R を使用し、GLMM 解析は lme4 パッケージに含まれる関数 `glmer` を用いた。また、全ての GLMM 解析において、地域、地点、調査日の 3 項目をランダム変数として取り扱った。

全ての地点・時期において残留が検出されなかった薬剤については解析および RQ 算出から除いた。例えば、水中のフィプロニルスルホンは全地点で検出限界以下であったので除外したが、底質中のフィプロニルスルホンは検出された地点があったので解析に組み込んでいる。また、栃木県南（慣行および有機）の結果については、環境要因の処理が終了していないため、トンボ類生息状況および農薬残留状況のデータも含め、ここでの解析からは除いている。

1) 農薬濃度のみを組み込んだ解析

各薬剤がトンボ類種数に及ぼす影響を図 3-30 に、個体数に及ぼす影響を図 3-31 に示す。各グラフにおいて横軸は各薬剤が及ぼす影響の係数であり、各剤のプロットの白抜き点が係数の値を、バーは標準誤差を表しており、太いバーと細いバーがそれぞれ 90%、95%信頼区間である。ある剤の係数の正負はその剤の影響の正負を示し、値の大きさは影響の大きさを示す。標準誤差の 95%信頼区間がゼロ（図中の点線）をまたいでいない場合に、その薬剤の影響が統計的に有意とみなされる。有意であった剤については、薬剤名の隣に*を記した。薬剤名の後の W は水中、S は底質中の濃度であることを示す。なお一部の解析では、一部の剤の係数について標準誤差が極端に大きな値を示したため描画していないが、こうした剤については有意な影響はなかった。

種数に対する影響を調べた解析では、総種数と個体数に対する各 3 剤を除き、統計的に有意な影響があるとされた剤はなかった。（図 3-30）。この結果から、農薬の残留状況はその場所で確認されるトンボ類の種数に対してはほとんど影響しないと考えられた。一方、個体数に対する影響を調べた解析では、多数の剤について統計的に有意な正または負の影響が検出された（図 3-31）。いくつかの薬剤については薬剤の検出元（水もしくは底質）で影響の正負が異なっており、一貫性がなかった。また、薬剤の系統ごとの傾向も特に見られなかった。

2) 農薬濃度と環境要因を組み込んだ解析

説明変数として、農薬濃度に加え環境要因も説明変数として盛り込んだ解析を行った。環境要因は農業水面 (WaterArable、水田およびハス田)、非農業水面 (Water、河川や湖沼、溜池)、民家等 (Urban)、山林 (Forest)、非農業陸地 (DryNoArable、草地や河川敷など)、農業陸地 (DryArable、畑や果樹園など) の 6 区分とし、それぞれの面積 (ピクセル数) を説明変数として用いた。

これらがトンボ類種数に及ぼす影響を図 3-32 に、個体数に及ぼす影響を図 3-33 に示す。各グラフの見方は図 3-30、図 3-31 と同様である。種数に対しては、総種数および成虫種数に対する影響が検出された剤は少なかったが、幼虫種数に対しては 6 剤で有意な正または負の影響が検出された。一方、個体数に対する影響については多くの剤で影響が検出され、特に成虫に対してはほとんどの剤が有意な正または負の影響があるとされた。この場合も、水の検出と底質からの検出で影響の正負が異なるケースは複数見られたが、水中のクロラントラニリプロールを除いては目的変数 (総個体数、成虫個体数、または幼虫個体数) によって影響の正負が逆転するケースはなかった。

個体数を目的変数としたモデルで農薬濃度のみのモデルと環境要因を組み込んだモデルで AIC を比較したところ、前者は成虫・幼虫合計、成虫、幼虫に対してそれぞれ 521.1、508.1、340.2 であったのに対し、後者は 529.8、516.1、332.0 と、幼虫の場合以外は環境要因全てを組み込むと AIC が悪化、すなわちモデルの予測力が悪化した (ただし、環境要因のうち適切なもののみを組み込むことでモデルの予測力が向上する可能性はあるが、今回は幼虫数に対してのみ下記 4) に示すパラメータ選択を行い、総個体数と成虫数については割愛した)。

3) RQ を用いた解析

ここまで行ってきた解析では、説明変数の数が多すぎるために統計的に有意な影響を多数検出することができると一方で結果に一貫した傾向が見られず、また結果の解釈も困難であった。そこで、農薬濃度の測定値をもとに RQ を算出し、説明変数として用いた。これにより、説明変数の数を減

らすことが可能になるとともに、薬剤系統ごとに影響を統合的に評価することが可能になる。

地点 x における RQ の算出方法は Iwafune et al., 2011⁵ に従い、以下の式に基づいて行った。

$$RQ_{wx} = \sum_1^i \frac{C_{xi}}{HC_{wi}}$$

ただし

RQ_{wx} : 地点 x における、 w % の種に影響を及ぼすとされる薬剤濃度に基づいて算出した RQ

C_{xi} : 地点 x における薬剤 i の濃度

HC_w : 薬剤 i の、 w % の種に影響を及ぼすとされる濃度 (HC_5 または HC_{50} 。Nagai, 2016⁶ による)

以下では HC_{50} 、 HC_5 を用いて算出した RQ をそれぞれ RQ_{50} 、 RQ_5 とする。

なお、水と底質における RQ 値はそれぞれ別に算出し、水中（または底質中）において全地点で検出限界以下となった薬剤については、水中（または底質中） RQ の算出に含めていない。よって、有機リン系（MEP）およびネライストキシシン系（カルタップ）は水・底質とも全地点で検出限界以下であったので除外され、ネオニコチノイド系、フィプロニル類、カーバメート系、ピレスロイド系、ジアミド系の 5 系統について RQ が算出された。

ただし、アセタミプリドについては Nagai, 2016 において HC_5 および HC_{50} の値が掲載されておらず、他に適当な値もないため、検出地点数が少なく濃度も低いことを鑑み RQ 値の算出からは除外することとした。また、フィプロニルの分解産物であるフィプロニルスルホン、フィプロニルスルフィド、フィプロニルデスルフィニルについても同論文に掲載がないが、これらは各地の底質中より広く検出され、また濃度も高かったため、除外

⁵ Iwafune T, Yokoyama A, Nagai T, Horio T (2011) Evaluation of the risk of mixtures of paddy insecticides and their transformation products to aquatic organisms in the Sakura river, Japan. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 (8): 1834-1842

⁶ Nagai T (2016) Ecological effect assessment by species sensitivity distribution for 68 pesticides used in Japanese paddy fields. *Journal of Pesticide Science* 41 (1): 6-14

するのは適当とは言えない。そこで、本事業において実施したアキアカネ毒性試験による各分解産物の EC_{50} 値（表 3-3 および図 3-2）とフィプロニルの EC_{50} 値の比を用い、フィプロニルの HC_5 値および HC_{50} 値に、それぞれ 3.614/8.143 倍、3.345/8.143 倍、24.62/8.143 倍を掛けた値を、便宜的に用いることとした。

以上の通り算出した RQ 値を説明変数として用い、環境要因も合わせてトンボ類個体数との相関を調べるべく GLMM による解析を行った。各薬剤系統の RQ_{50} を説明変数とした場合の結果を図 3-34、 RQ_5 の場合の結果を図 3-35 に示す。なお、トンボ類種数に対してはこれまでの解析と同様、ほとんど薬剤の影響が見られなかったので割愛する。 RQ_{50} と RQ_5 を用いた場合のいずれも結果は同様であり、ほとんどの薬剤系統について有意な影響ありとされた半面、環境要因については有意な影響ありとされたものは少なかった。また、いくつかの薬剤系統については総個体数および成虫数に対しての場合と幼虫数に対しての場合で影響の向きが逆転していた。

4) AIC に基づくパラメータ選択

ここまでの解析では個々の薬剤ないし薬剤系統がトンボ類生息状況に及ぼす影響の向きや大きさ、またその重要性が明確にならなかった。この理由として、解析に用いた説明変数の数が多すぎることが挙げられる。そこで、最もデータをよく説明する説明変数のセットを明らかにするため、AIC に基づく説明変数の選択を行った。通常、こうした場合には stepAIC ないし dredge といった関数を用いて AIC を最小にする説明変数の組み合わせを求めるが、今回は説明変数があまりに多く計算に膨大な時間を要するため、stats パッケージに含まれる関数 drop1 および add1 の二つを用いた。前者は、全ての説明変数を組み込んだ Full モデルと、説明変数を一つ取り除いたモデルの AIC を比較し、取り除いたことによって AIC を有意に悪化させる変数は説明力のある変数として選択するというものである。後者は、ランダム変数のみで構成された Null モデルと、説明変数を一つ加えたモデルの AIC を比較し、加えたことで AIC を有意に改善する変数は説明力のある変数として選択するというものである。drop1 と add1 の少なくとも一方で有意に説明力があると判断された説明変数のみを選択したモデルを Final モデルとした（すべての組み合わせの中で AIC を最小とす

る Best モデルとは異なる可能性があることは注意が必要である)。この Final モデルに対して改めて GLMM による解析を行い、各説明変数の影響を推定した。なお、ここでは説明変数として個別の薬剤もしくは RQ50 と環境要因、目的変数は代表としてトンボ類幼虫個体数を用いた。これは、これまでの結果から種数に対する影響はほとんどないと推察されたこと、農薬がトンボ類に及ぼす影響を検討する上では農薬に直接暴露される幼虫に対する影響が最も重要と考えたためである。

図 3-36A に個別の薬剤を説明変数とした場合の Final モデルに選択された変数とその影響を示す。水中濃度はクロチアニジン、ジノテフラン、チアメトキサム、フィプロニルの 4 剤が選択され、底質中濃度についてはフィプロニル類など 10 剤が選択された。また環境要因としては WaterAble (水田等)、Forest、DryNoArable が選択され、計 17 要因となった。これらを用いて GLMM による影響の推定を行ったところ、底質中のフィプロニル、フィプロニルスルフィド、エトフェンプロックス、クロラントラニリプロールは有意な正の影響が、水中のフィプロニルおよび底質中のフィプロニルデスルフィニルは有意な負の影響が見られた。また WaterAble と DryNoArable にも有意な負の影響が見られた。ANOVA で Full モデルと Final モデルを比較したところ、 $P = 0.090$ となり、データに対する当てはまりが有意に改善しているとは言えなかった。一方、Full モデルと Final モデルの AIC を比較すると、それぞれ 332.0 と 326.2 であり、モデル選択により予測力に若干の向上が見られたことから、Final モデルは Full モデルよりも良いモデルであると言える。ここで選択され、かつ有意な影響が見られた 8 剤については、野外においてトンボ類幼虫個体数との相関が特に大きなものであると考えられるが、その因果関係については直接・間接影響の峻別を含め慎重に検討すべきである。

図 3-36B に RQ50 を説明変数とした場合の Final モデルに選択された変数とその影響を示す。水中濃度としてはピレスロイド系とジアミド系が棄却され、底質中濃度はネオニコチノイド系が棄却される結果になった。また、環境要因として Forest と WaterAble が選択され、計 9 要因となった。これらを用いて GLMM による影響の推定を行ったところ、水中のカーバメート系と底質中のピレスロイド系が正の影響を、それ以外のすべての要因が負の影響を及ぼすという結果になった。ANOVA で Full モデルと

Final モデルを比較したところ、 $P=0.5983$ となり、データに対する当てはまりが有意に改善しているとは言えなかった。一方、Full モデルと Final モデルの AIC を比較すると、それぞれ 330.0 と 321.5 であり、モデル選択により予測力に若干の向上が見られたことから、Final モデルは Full モデルよりも良いモデルであると言える。ただし、全 10 系統のうち 6 系統が選択され、そのすべての影響が有意とされたことから、特に大きな影響を及ぼす薬剤系統を明確にすることはできなかった。

5) 考察

以上のように、各薬剤および各薬剤系統がトンボ類の生息状況に及ぼす影響は、薬剤によって、また用いる説明変数（農薬濃度や環境要因）や目的変数（成虫、幼虫およびトータルの種数、個体数）の組み合わせによってさまざまであった。その中で全体を通じて比較的一貫した傾向が見られた剤がいくつかあった。例えばフィプロニル類では、水中のフィプロニルと底質中のフィプロニルスルフィドは正の影響を、底質中のフィプロニルとフィプロニルデスルフィニル、フィプロニルスルホンに負の影響を及ぼす傾向にあった。また、BPMC については水中、底質中とも負の影響を及ぼす傾向にあった。イミダクロプリドもフィプロニルと同様に水中では正の、底質中では負の影響を及ぼす傾向にあり、逆にクロラントラニリプロールは水中では負の、底質中では正の影響を及ぼす傾向にあった。このように同一の薬剤でも水中と底質中で影響の向きが異なる理由は不明であり、今後解明すべき課題である。そのためには、底質を介した暴露による毒性試験をはじめとする基礎的データの蓄積が必要となる。

一部の薬剤については、トンボ類の個体数に正の影響を及ぼしているとする結果が得られた。本事業において調査および解析の対象とした薬剤は全て殺虫剤であり、トンボ類の生存・発育・繁殖等に直接に正の影響を及ぼすことは考えにくい。しかし、野外の環境中において薬剤濃度とトンボ類の生息状況とは直接的な生理作用だけでなく、様々な間接影響によっても結び付けられている。例えば、ある薬剤はトンボ類に対する毒性よりもトンボ類の天敵や競争相手に対する毒性がより強く、薬剤による天敵・競争相手排除の影響がトンボ類に対する直接的な悪影響を上回ったために見かけの上で正の影響が表れた可能性がある。また、ある薬剤が使用された

地域では、よりトンボ類に対して毒性の強い他の薬剤が使用されなかったために、その薬剤の影響が正の影響という形で検出された可能性もある。もちろん、トンボ種によっても個々の薬剤に対する感受性は大きく異なるため、同じ薬剤であっても地域のトンボ相によって影響の出方が異なることも考えられる。そうした様々な要因の総和として今回のような結果が得られたものと認識し、その解釈については慎重に行う必要がある。無論、負の影響が検出された薬剤についても同様である。今後は、野外において農薬がトンボ類に及ぼす直接・間接影響を識別し、それぞれの経路の詳細やその寄与の大きさを明らかにすることで、よりきめ細かなリスク評価を行っていくことが必要である。

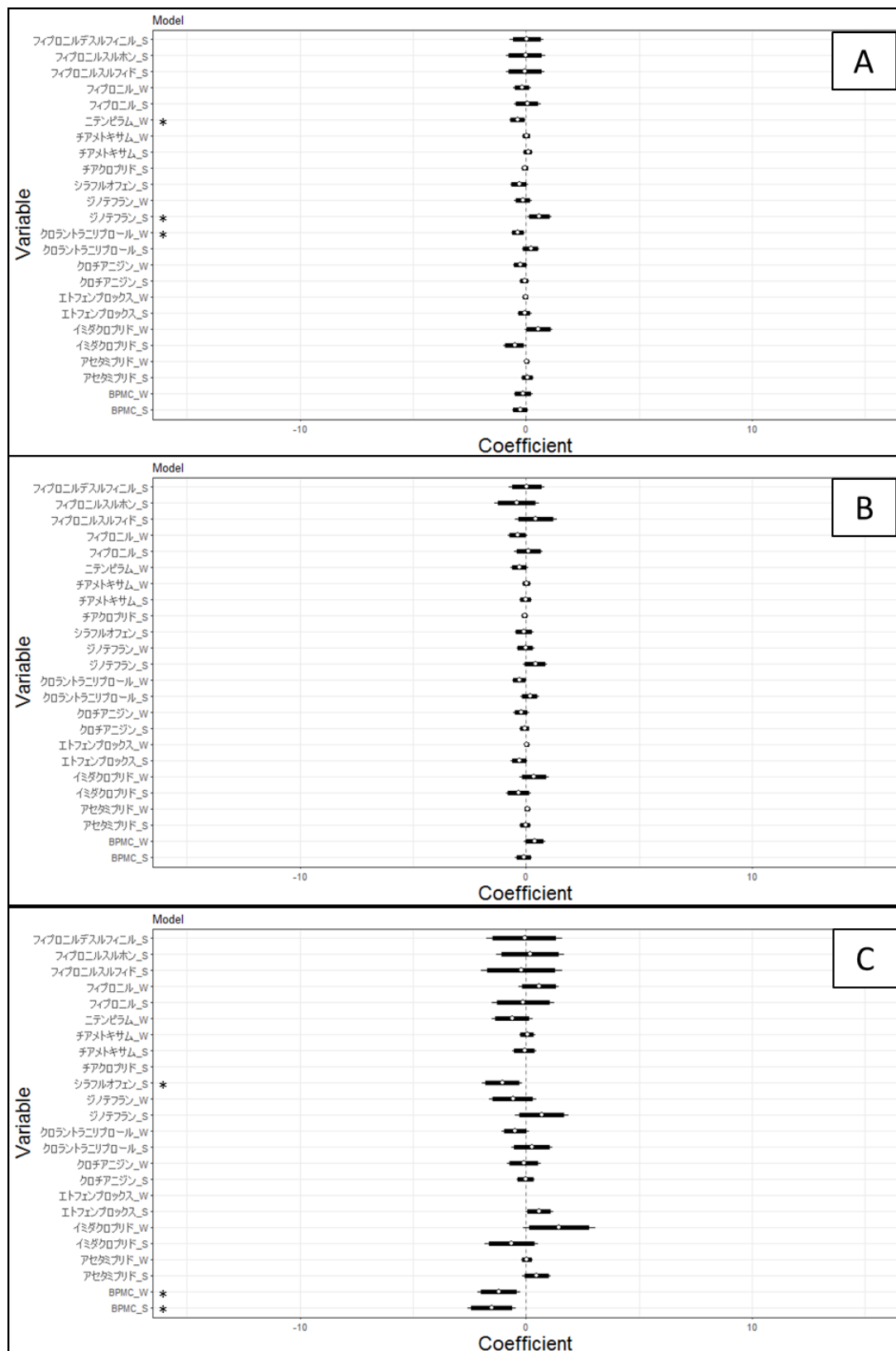


図 3-30 総種数 (A)、成虫種数 (B) および幼虫種数 (C) に対する各農薬の影響

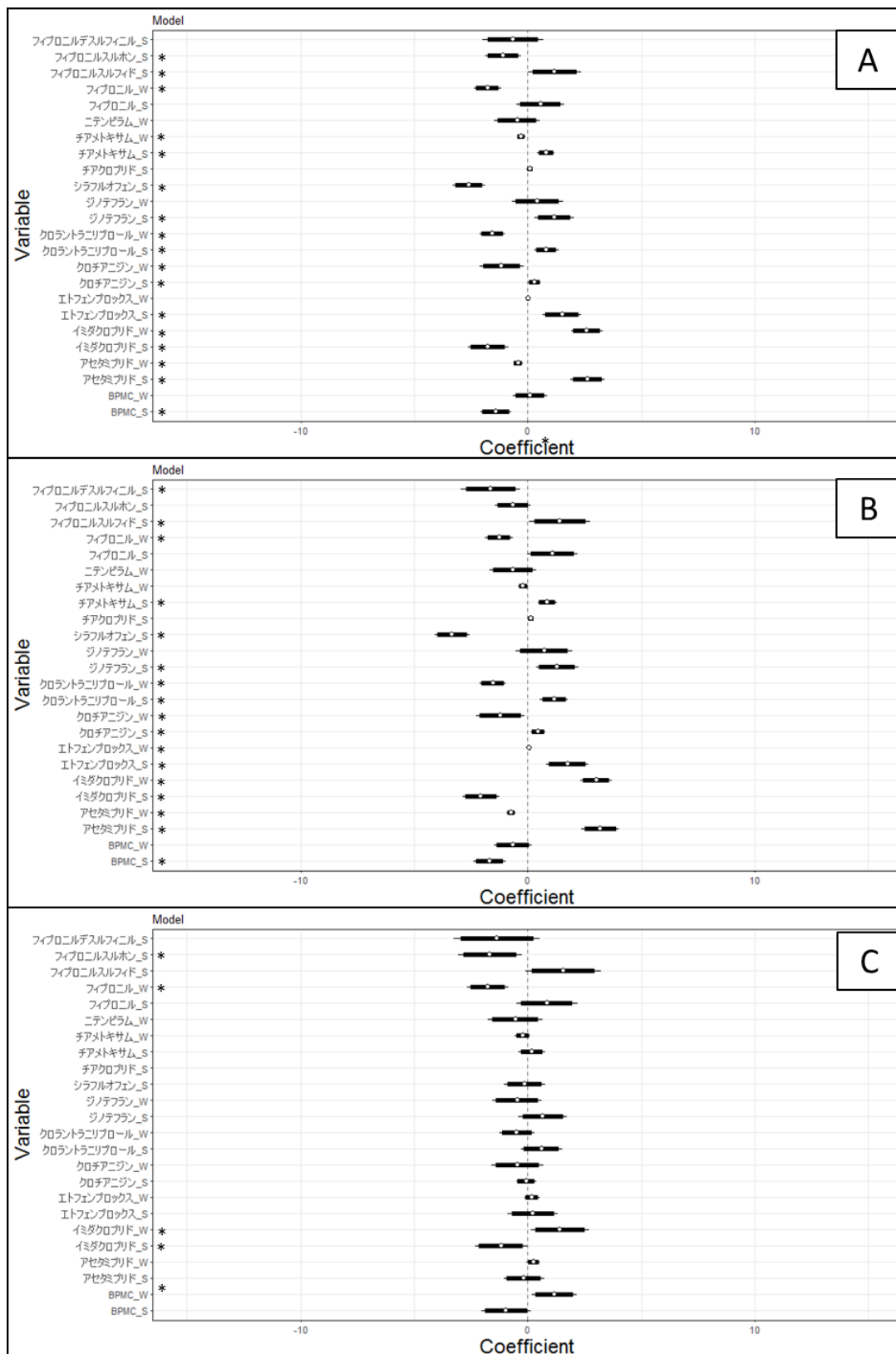


図 3-31 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する各農薬の影響

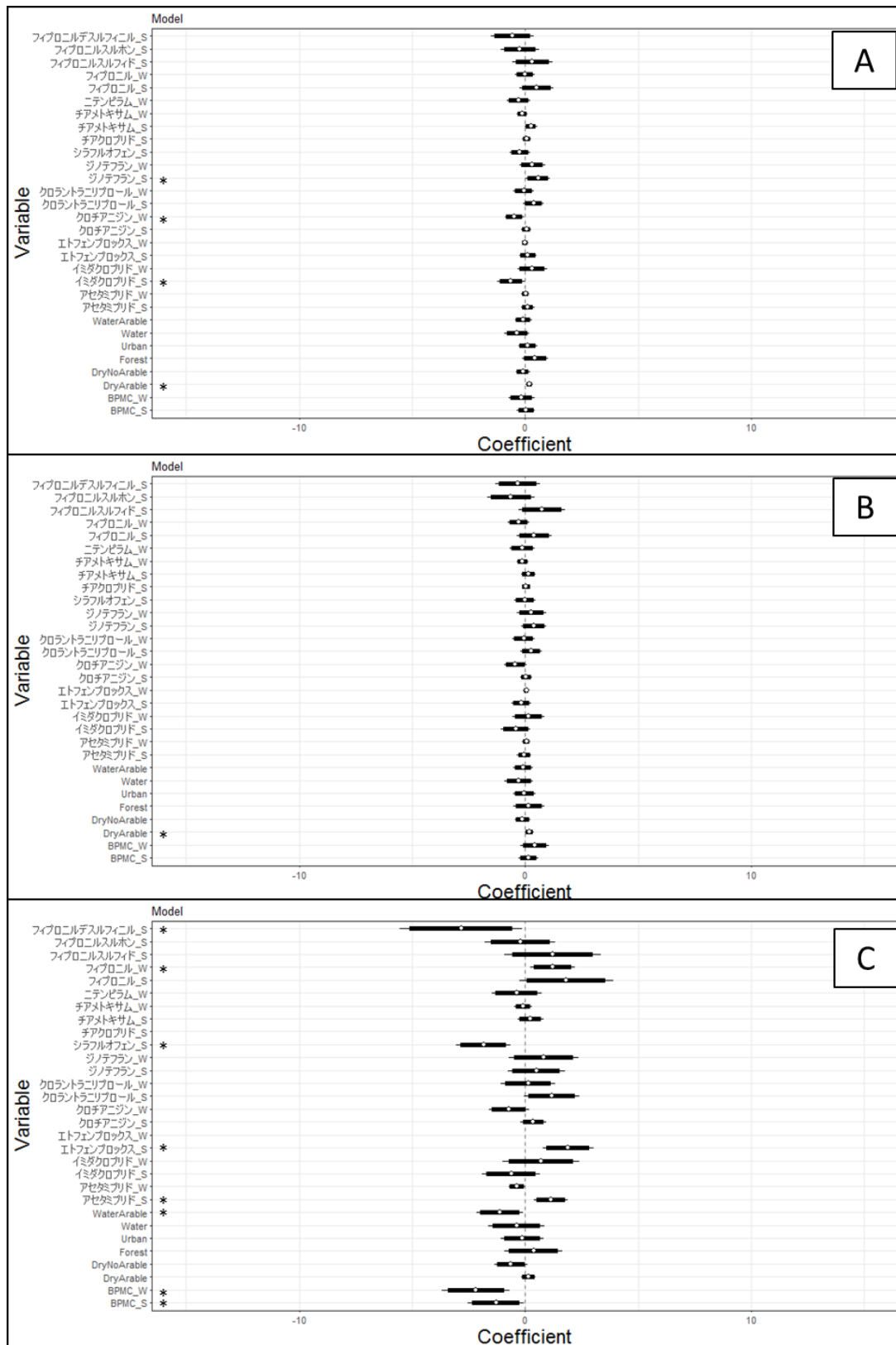


図 3-32 総種数 (A)、成虫種数 (B) および幼虫種数 (C) に対する各農薬および環境要因の影響

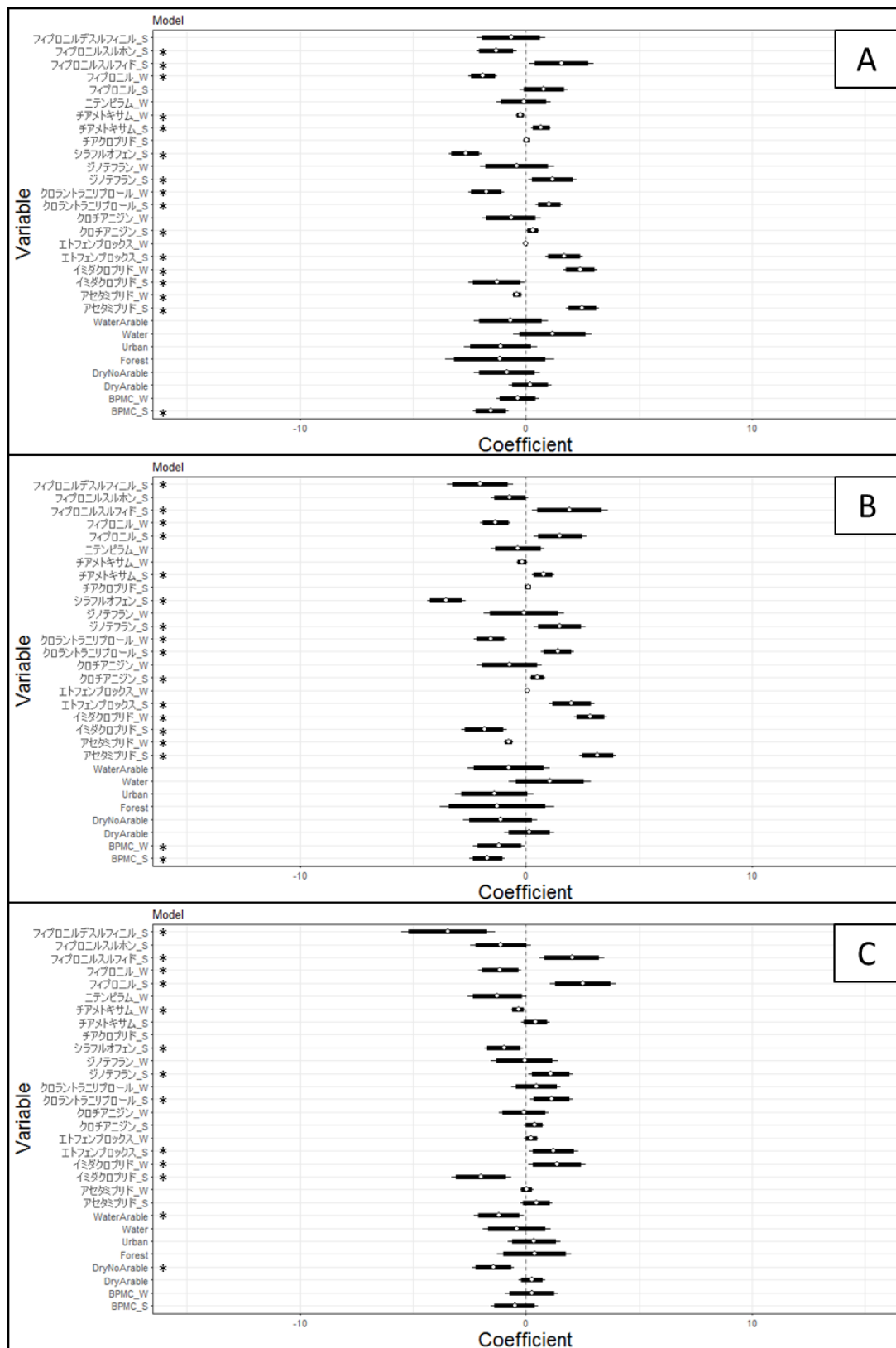


図 3-33 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する各農薬および環境要因の影響

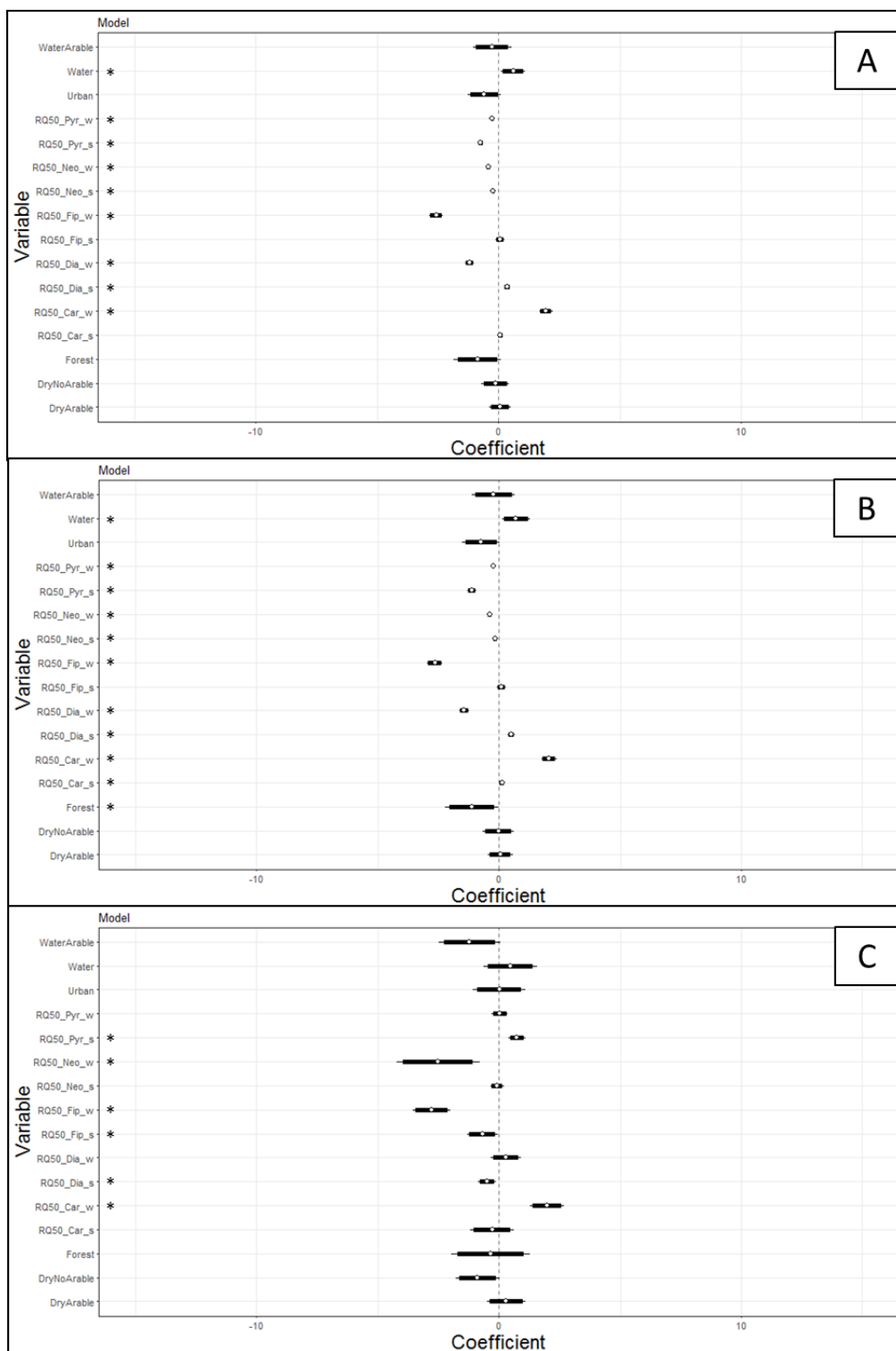


図 3-34 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する RQ50 および環境要因の影響。各変数名について、RQ50_の後に、以下の通り薬剤系統名を示す。Neo, ネオニコチノイド系 ; Fip, フィプロニルおよび分解産物 ; Car, カーバメート系 ; Pyr, ピレスロイド系 ; Dia, ジアミド系。また、その後の_w は水中濃度を、_s は底質中濃度を、それぞれ示す。

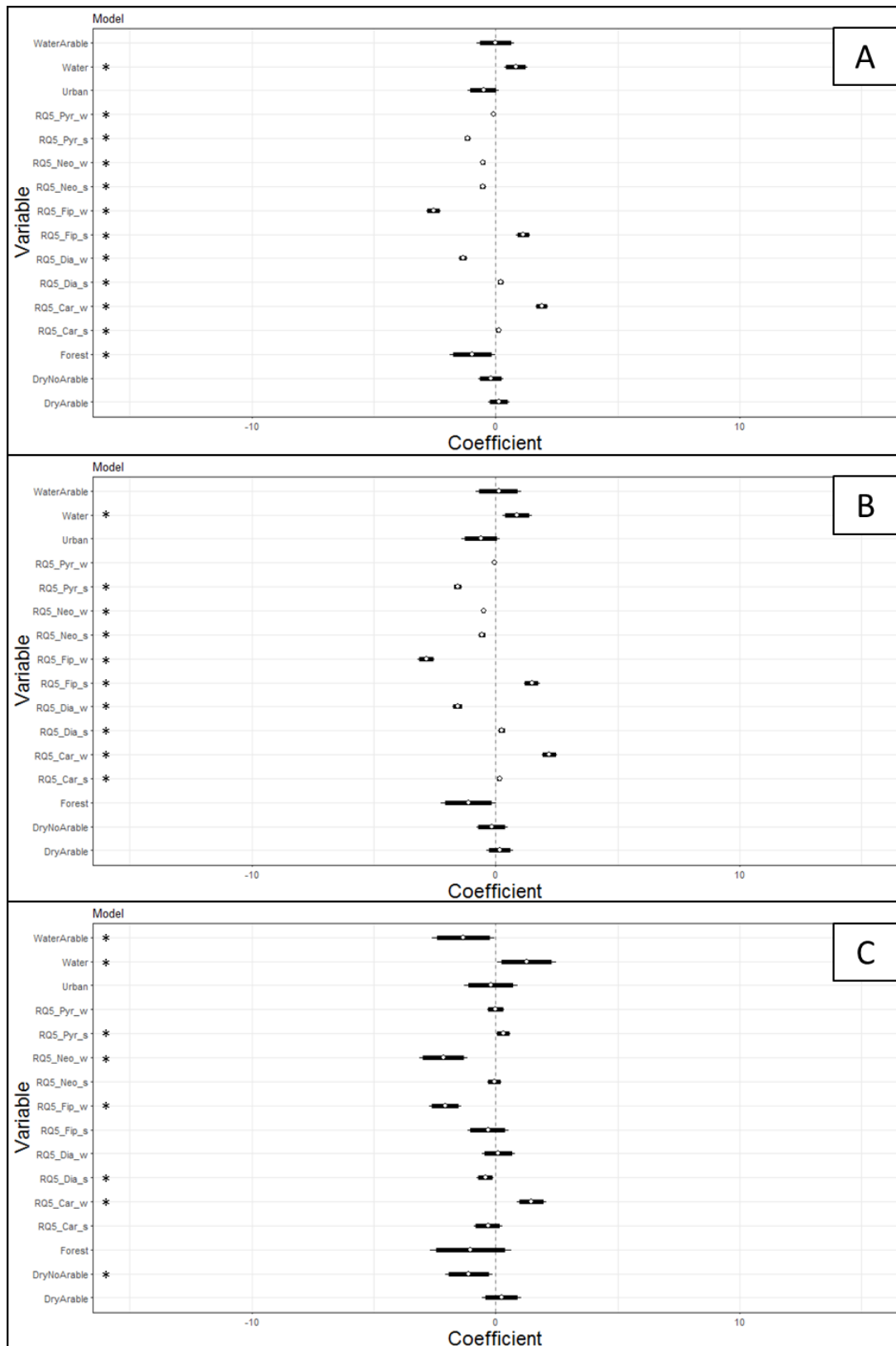


図 3-35 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する RQ5 および環境要因の影響。変数名の見方は図 3-34 と同様である。

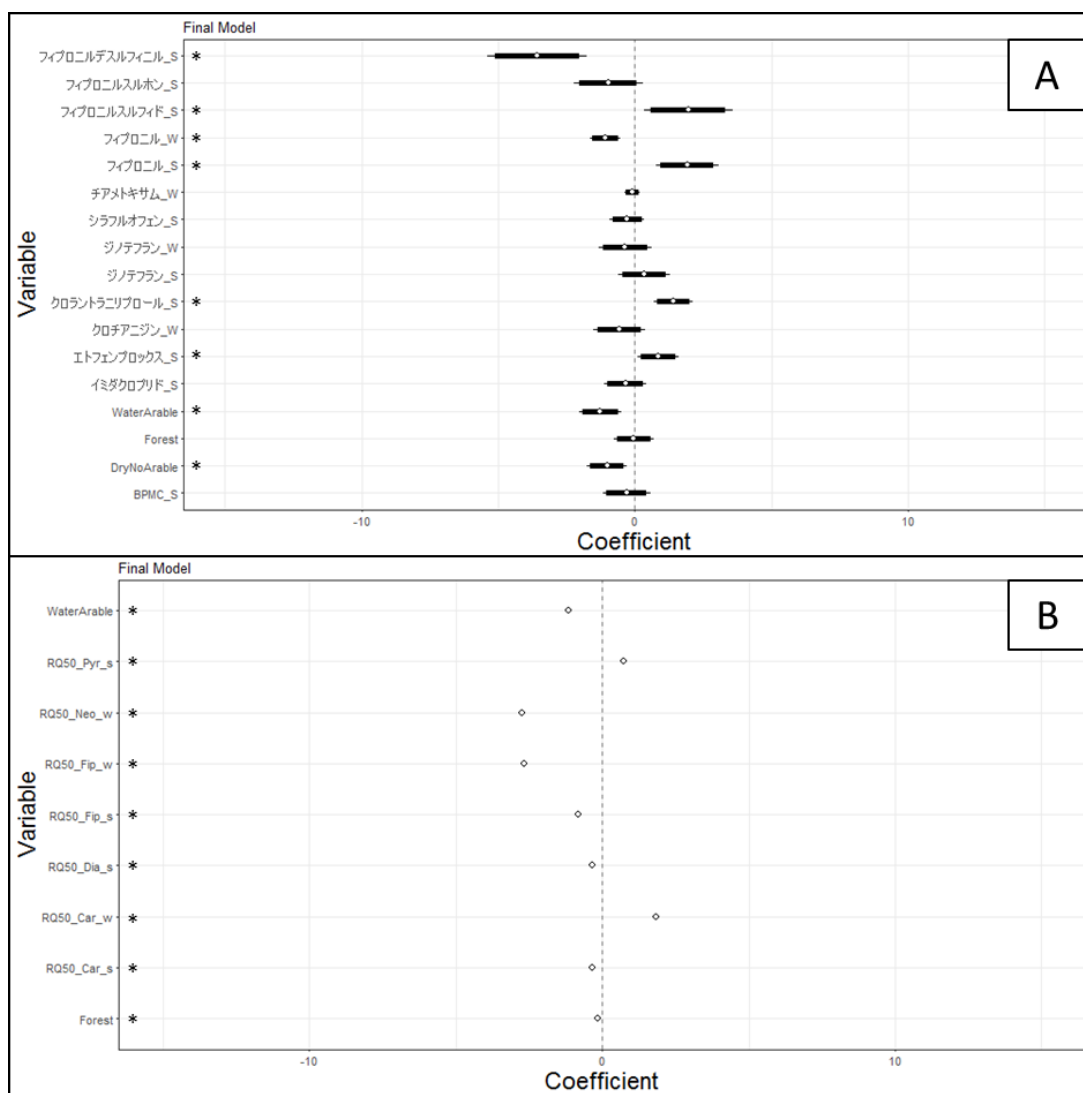


図 3-36 幼虫個体数に対する、各農薬および環境要因 (A)、RQ50 および環境要因 (B) より選択された Final モデルに残った要因とその影響。B について、変数名の見方は図 3-34 と同様である。

4. 検討会の設置・運営

4-1 検討会組織

農薬の環境影響調査検討会（検討会）は、本事業における各種検討課題について、調査計画及び成果の科学的検討をおこなうことを目的として、専門家の意見を伺うために開催した。検討会の構成は以下の通りである。また、開催要領を次ページに示す。

【検討委員】（五十音順）

神宮 寛 （宮城大学食産業学部 教授）
二橋 亮 （産業総合技術研究所 主任研究員）
與語 靖洋 （農研機構農業環境変動研究センター 生物多様性研究領域長）

【オブザーバー】

日鷹 一雅 （愛媛大学 農学部 准教授）
永井 孝志 （農研機構農業環境変動研究センター 上級研究員）
横山 淳史 （農研機構農業環境変動研究センター 主任研究員）
笠井 敦 （静岡大学農学部 准教授）
松井 美樹 （農林水産省 消費・安全局 農産安全管理課 農薬対策室 食品安全情報分析官）
高橋 基子 （農林水産省 消費・安全局 農産安全管理課 農薬対策室 生産安全専門官）
平林 太輔 （農林水産省 消費・安全局 農産安全管理課 農薬対策室 安全指導係長）
工藤 喜彦 （農林水産消費安全技術センター 農薬検査部 生態毒性検査課 専門調査官）
中庭 政之 （農林水産省 消費・安全局 農産安全管理課 農薬対策室 生産安全専門官）

【関連業務実施者】

柿沼 範洋 （平成理研株式会社）
野尻 和成 （平成理研株式会社）
高橋 伸拓 （平成理研株式会社）

林 岳彦 （国立環境研究所 主任研究員）

【事務局】

国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター 生態リスク評価・対策研究室

【発注元】

環境省 水・大気環境局 土壌環境課 農薬環境管理室

平成 28 年度農薬の環境影響調査業務 検討会
開催要領

平成 28 年 6 月 3 日

1. 目的

残効性・浸透移行性の高い農薬（具体的にはネオニコチノイド系＋フィプロニル。以下「ネオニコチノイド系農薬等」という。）の環境中への残留実態及びトンボ等水生節足動物類（以下「トンボ等」という。）への毒性に関する情報について把握するとともに、環境中のネオニコチノイド系農薬等及びその残留状況がトンボ等の生息状況に及ぼす影響を考察することを目的とする。

2. 調査・検討事項

- （1）今年度の調査計画及び結果の検討
- （3）その他上記の検討に必要な事項

3. 検討会の構成

検討会は、農薬のリスク評価、及びトンボ等水生節足動物の生息・毒性等に知見を有する専門家をもって構成する。

4. 検討会の運営

- （1）事務局は、議長として、検討会の司会進行を行い、議事を整理する。
- （2）検討会が必要と認める場合は、外部の専門家から意見聴取を行うことができる。

5. 検討会の公開について

検討会においては、検討の透明性を確保する観点から議事要旨を報告書により公開するものとする。会議及び会議資料は、公開することにより特定の者に利益又は不利益をもたらすおそれがあることから、原則非公開とする。

6. 事務局

検討会の事務局は、国立研究開発法人国立環境研究所が行う。

4－2 検討会の経緯

本年度の農薬検討会は2回実施された。

(1) 第1回検討会

日時：平成28年6月14日（14:00－17:00）

場所：航空会館

議題：

- ・ 平成28年度調査計画報告
- ・ その他

第1回検討会の議事要旨を次ページに示す。

平成 28 年度農薬の環境影響調査業務

第 1 回検討会 議事要旨

平成 28 年度に行う農薬の環境影響調査業務について、事務局より昨年度の結果と今年度の調査計画が示された。

検討委員及びオブザーバーから、主に 1) 薬剤の底質添加をはじめとする毒性試験の方法の高度化、及び 2) 野外調査地の景観構造の統一化に関して意見等が出され、議論が交わされた。その結果、1) 毒性試験方法の高度化に向け検討を進めること、2) 新規調査地点については可能な限り景観構造の統一を図りつつ、景観構造のデータも取り入れて解析を進めることが確認された。

(2) 第 2 回検討会

日時：平成 29 年 1 月 18 日（13:30－17:00）

場所：航空会館

議題：

- ・ H28 年度調査結果の報告
- ・ その他

第 2 回検討会の議事要旨を次ページに示す。

平成 28 年度農薬の環境影響調査業務

第 2 回検討会 議事要旨

平成 28 年度におこなわれた、農薬の環境影響調査の結果について、事務局より報告がなされた。

検討委員及びオブザーバーから、主に 1) 室内毒性試験の結果と野外やメソコズム試験の結果の乖離、および 2) 薬剤の野外における残留性について意見が出され、議論が交わされた。その結果、1) 野外やメソコズムでは慢性影響や食物網を介した間接影響など様々な要因があるため結果の解釈は慎重にすべきであること、および 2) 薬剤本体のみならず代謝産物も含めた生態影響評価を実施していく必要があることが確認された。

資料 1 毒性試験結果シート

資料 2 野外実態調査記録シート

資料 3 トンボ類野外調査マニュアル

