

### 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で検出された農薬の種数や濃度に目立った差はなかった。

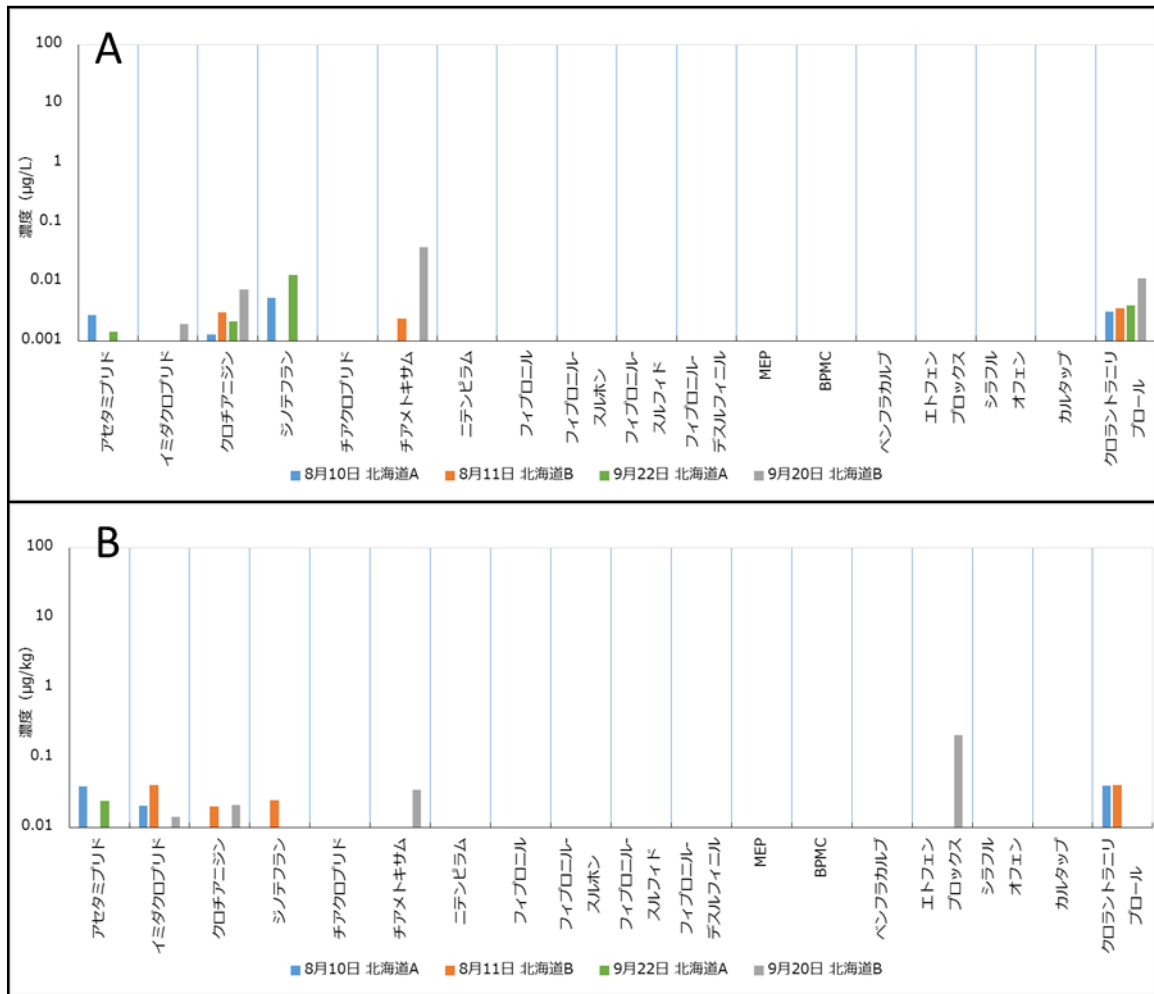


図 3-12 北海道における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

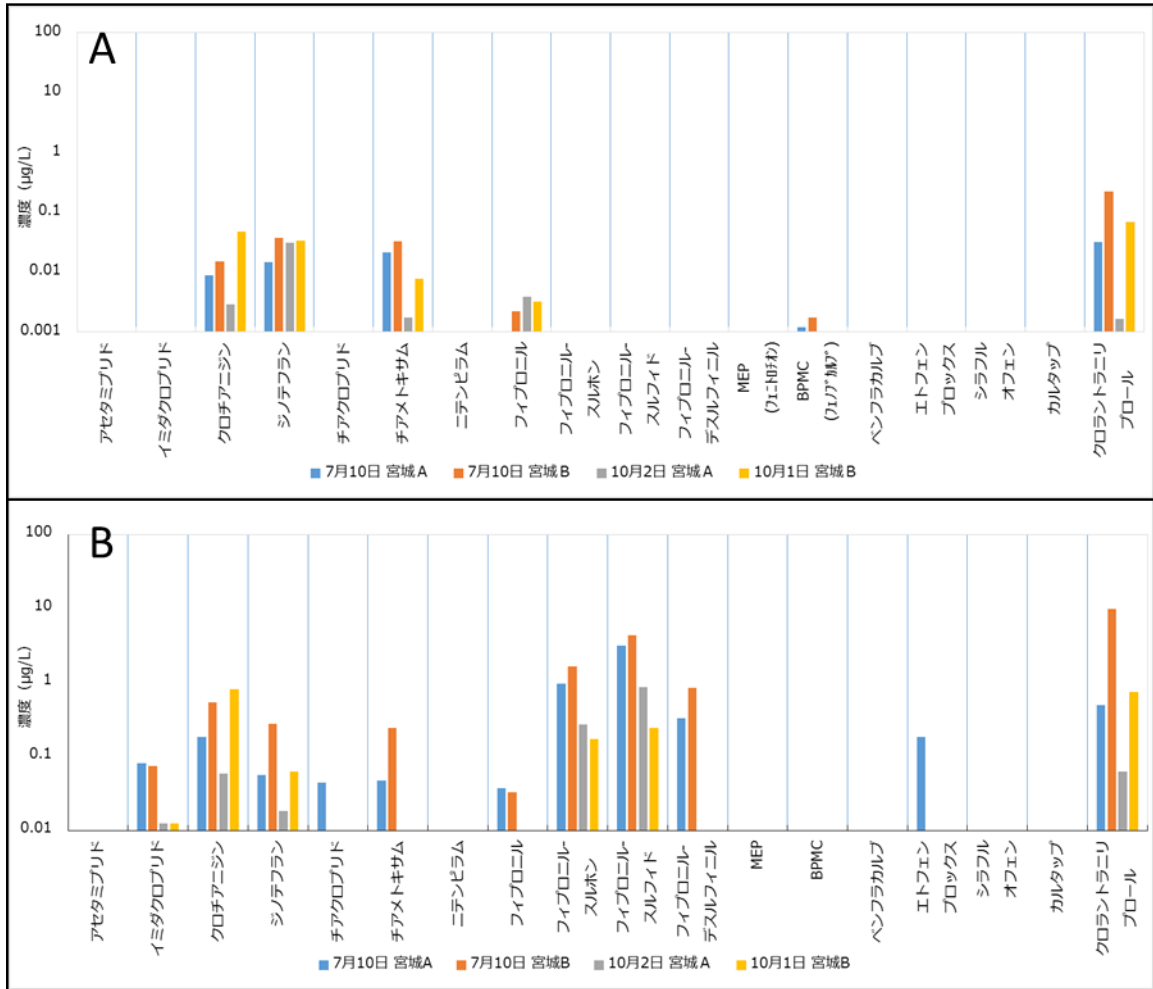


図 3-13 宮城県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

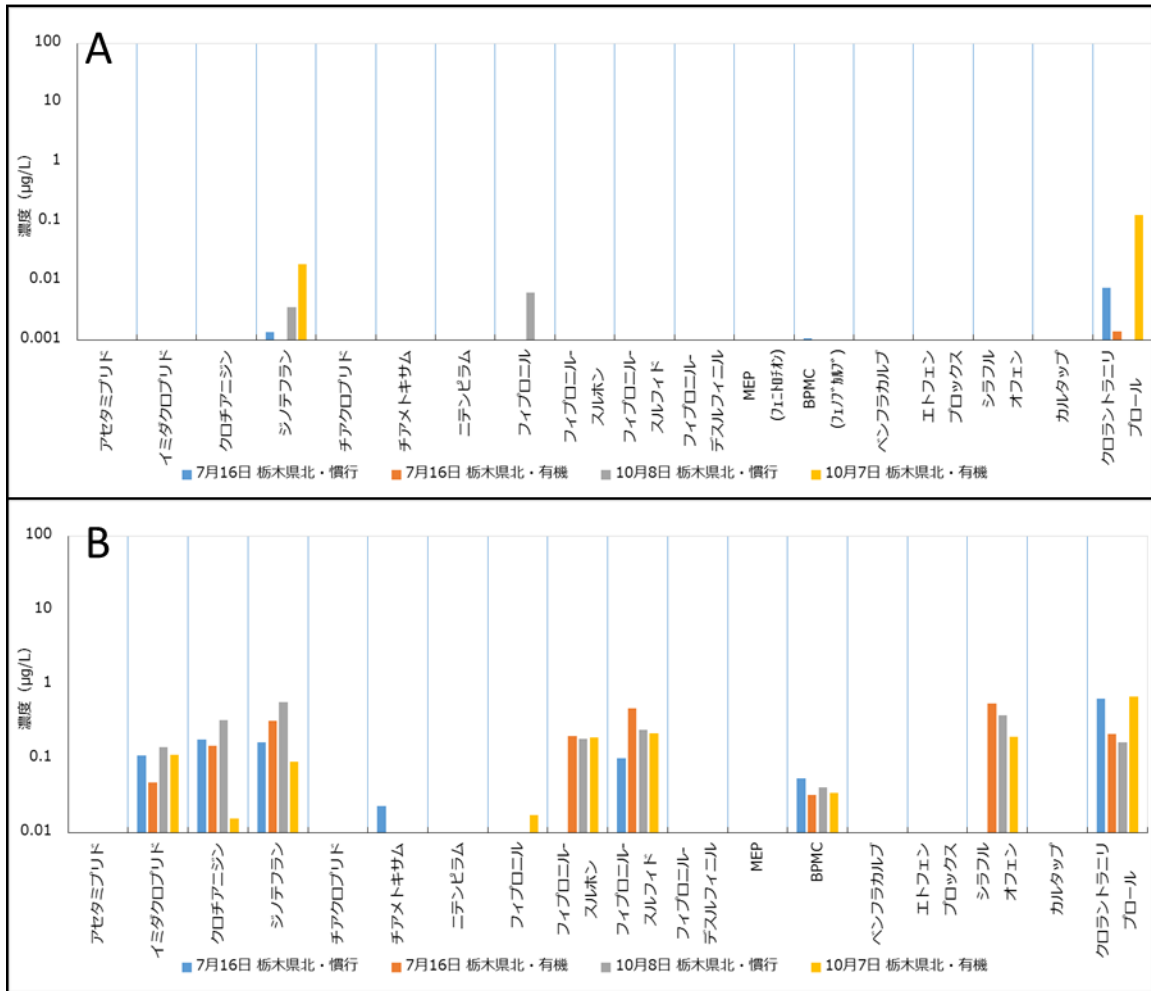


図 3-14 栃木県北における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

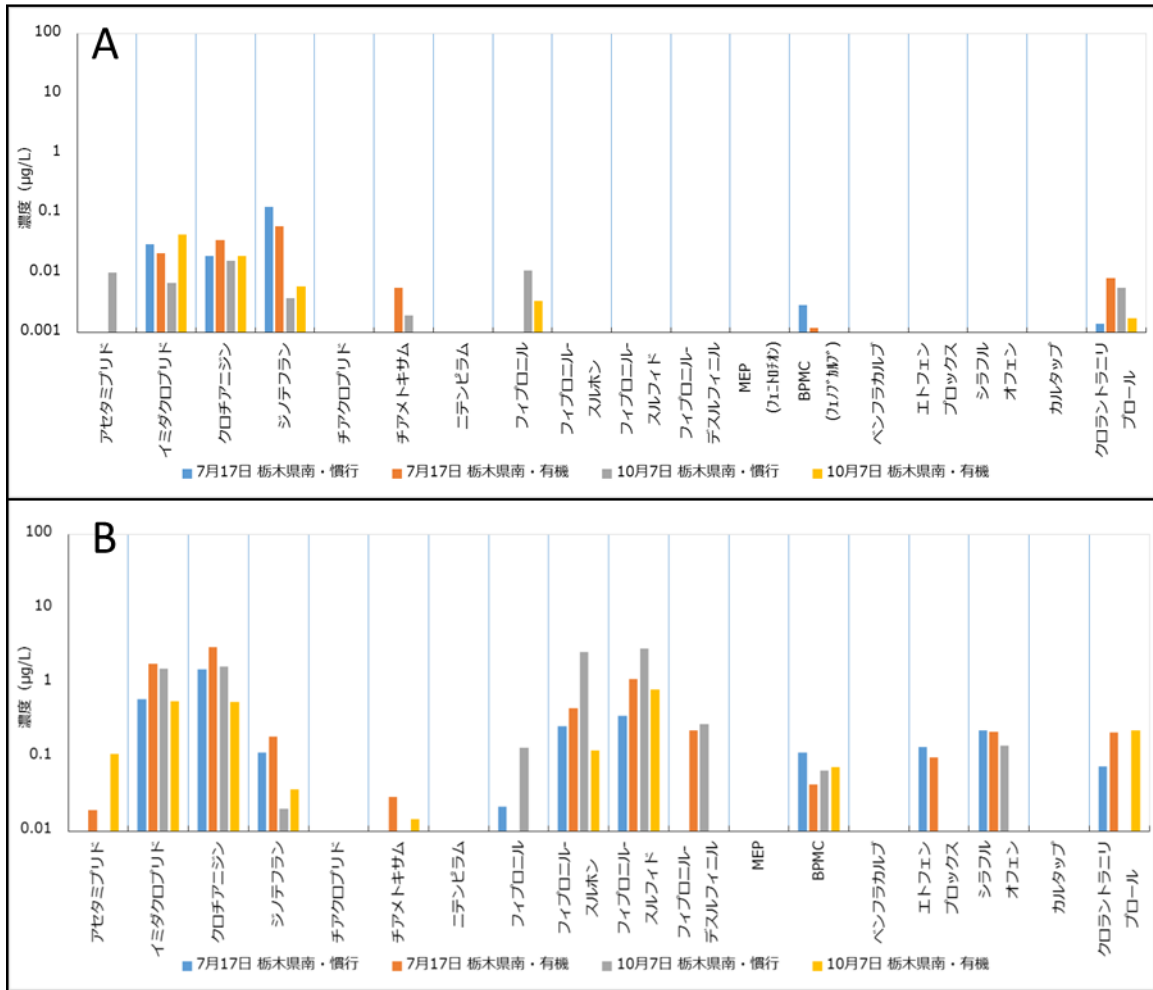


図 3-15 栃木県南における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

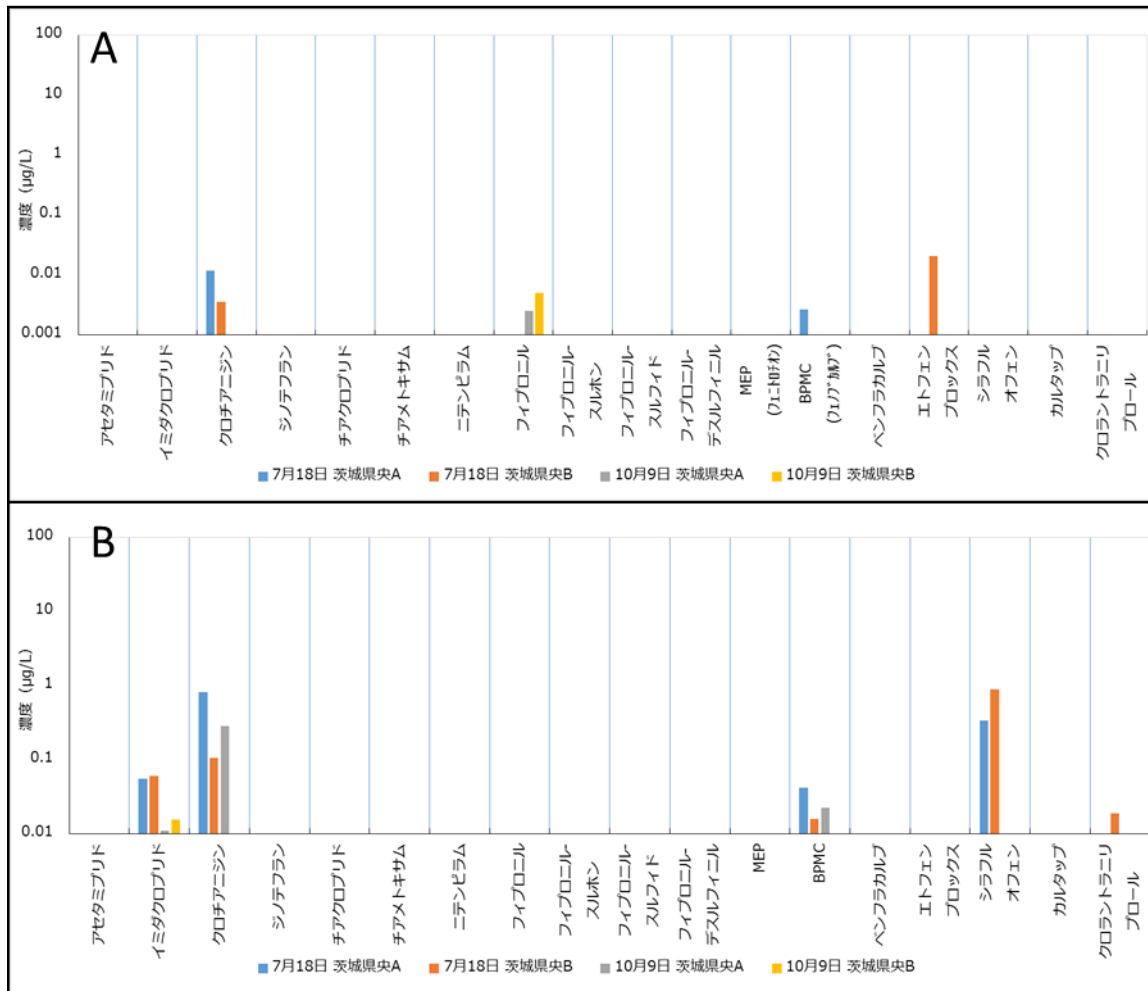


図 3-16 茨城県央における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

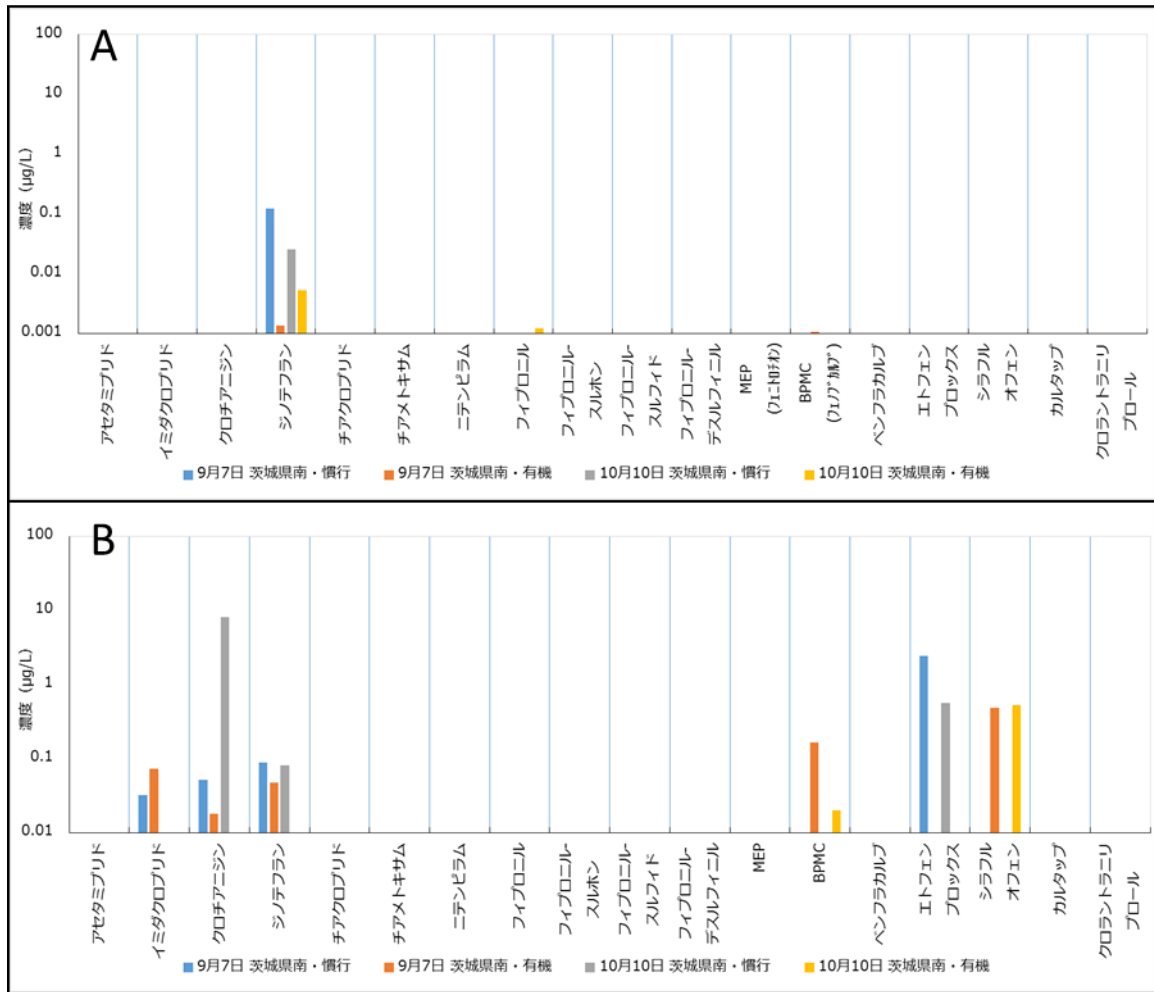


図 3-17 茨城県南における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

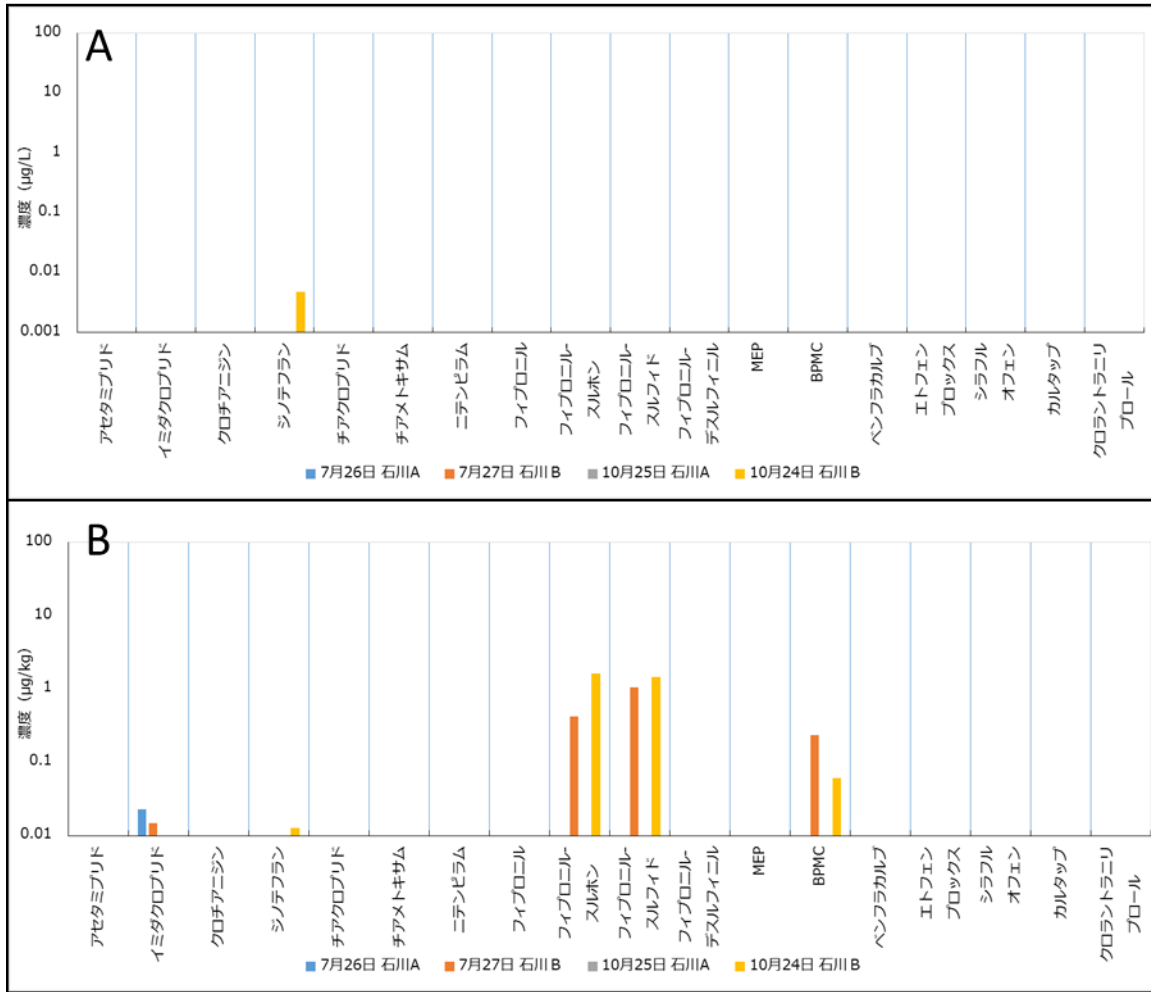


図 3-18 石川県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)



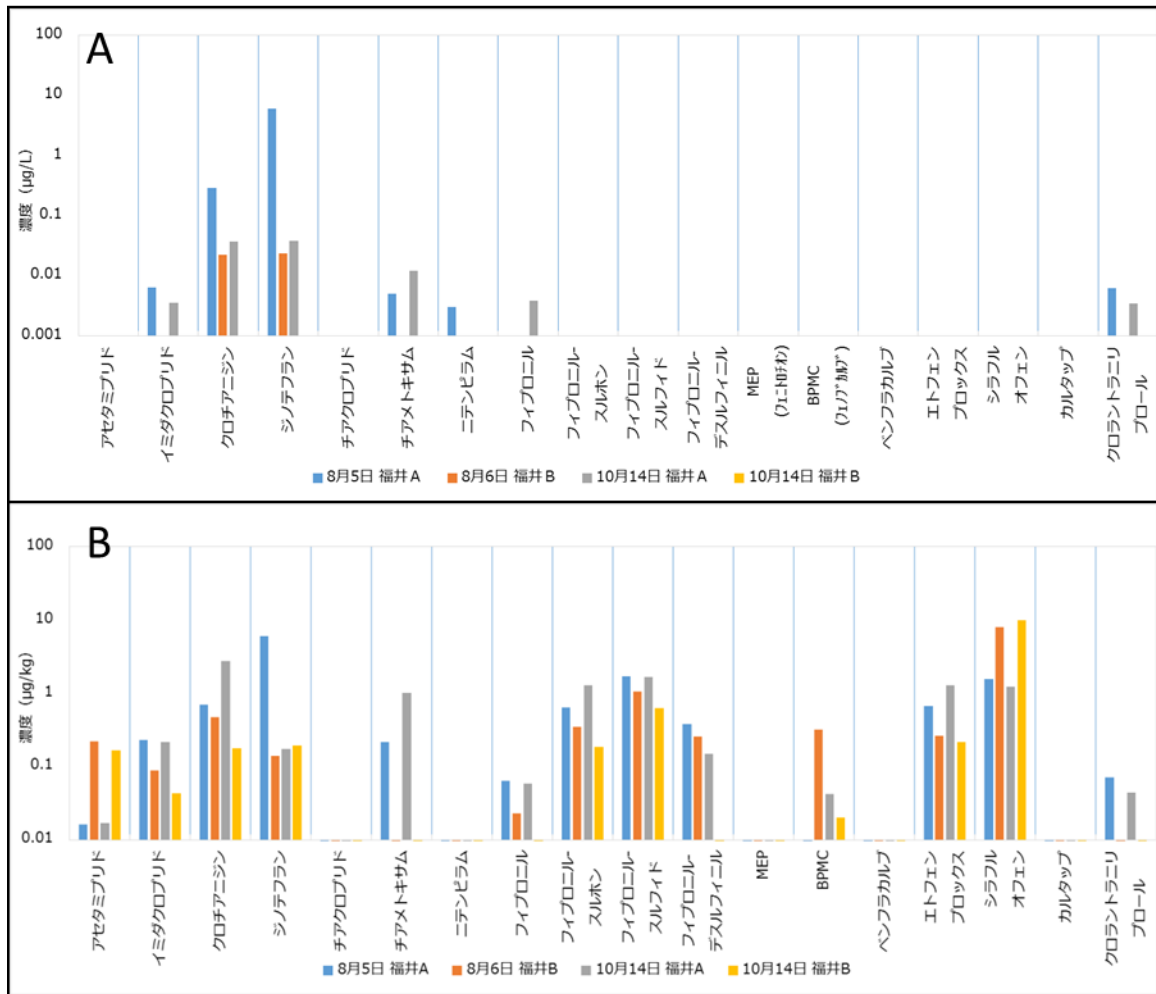


図 3-19 福井県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

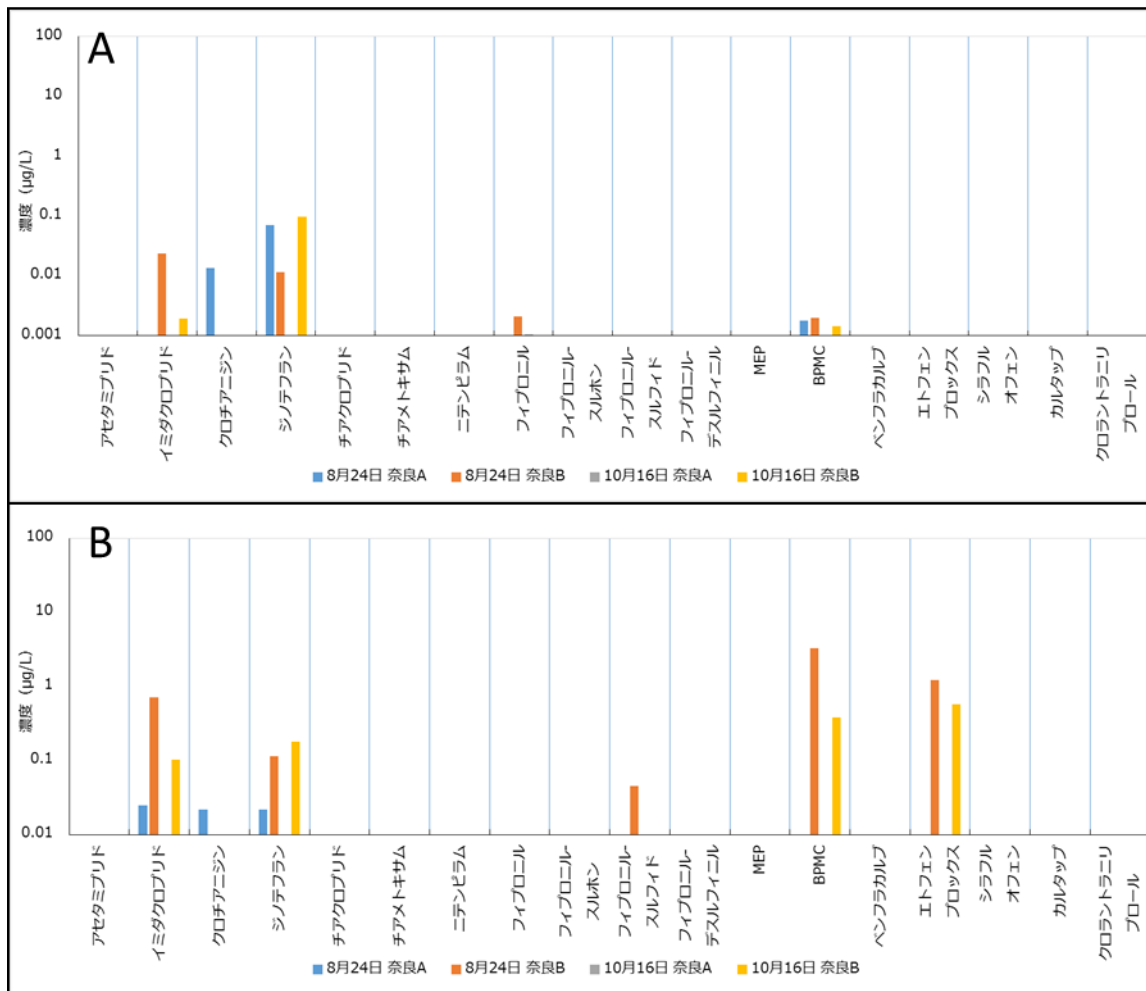


図 3-20 奈良県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

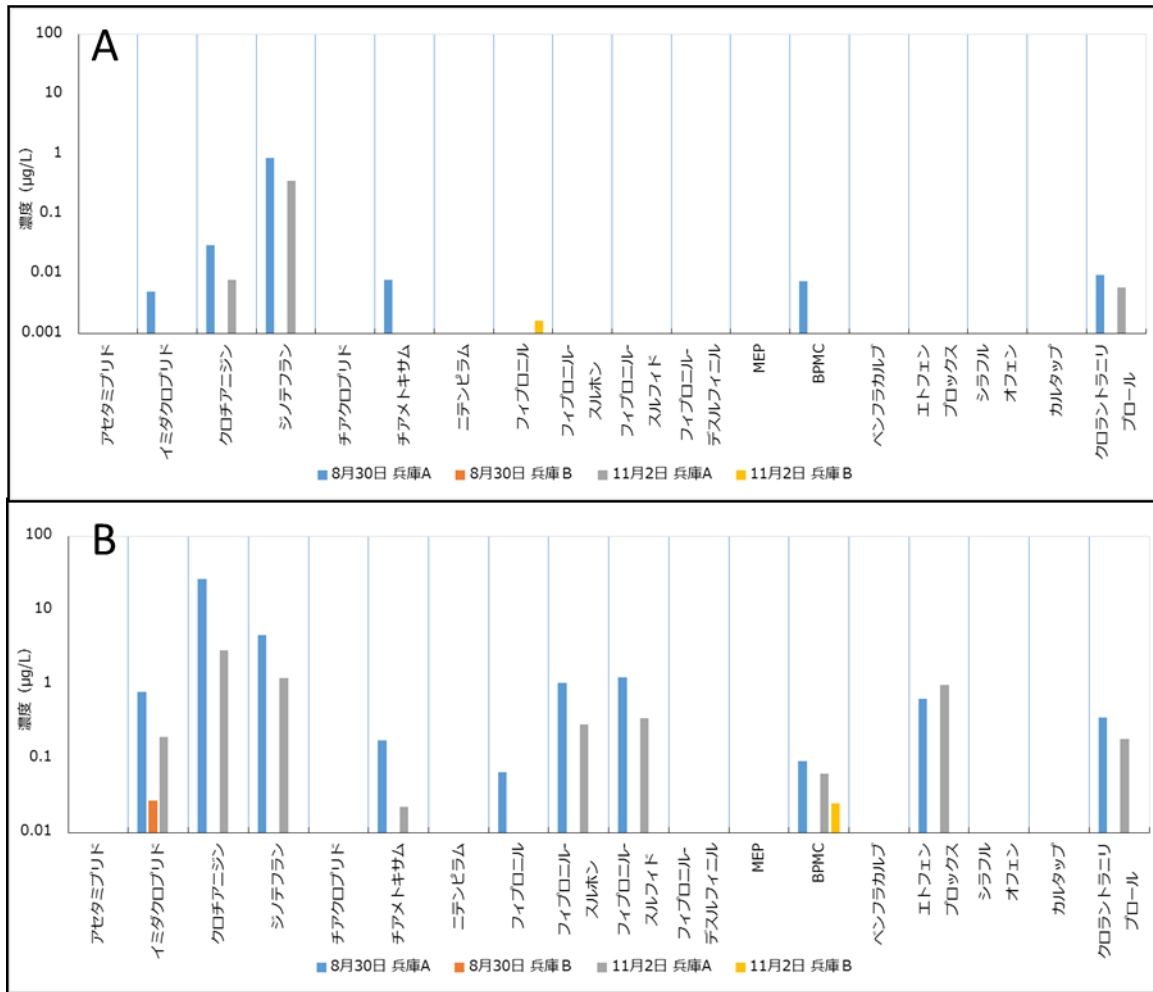


図 3-21 兵庫県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

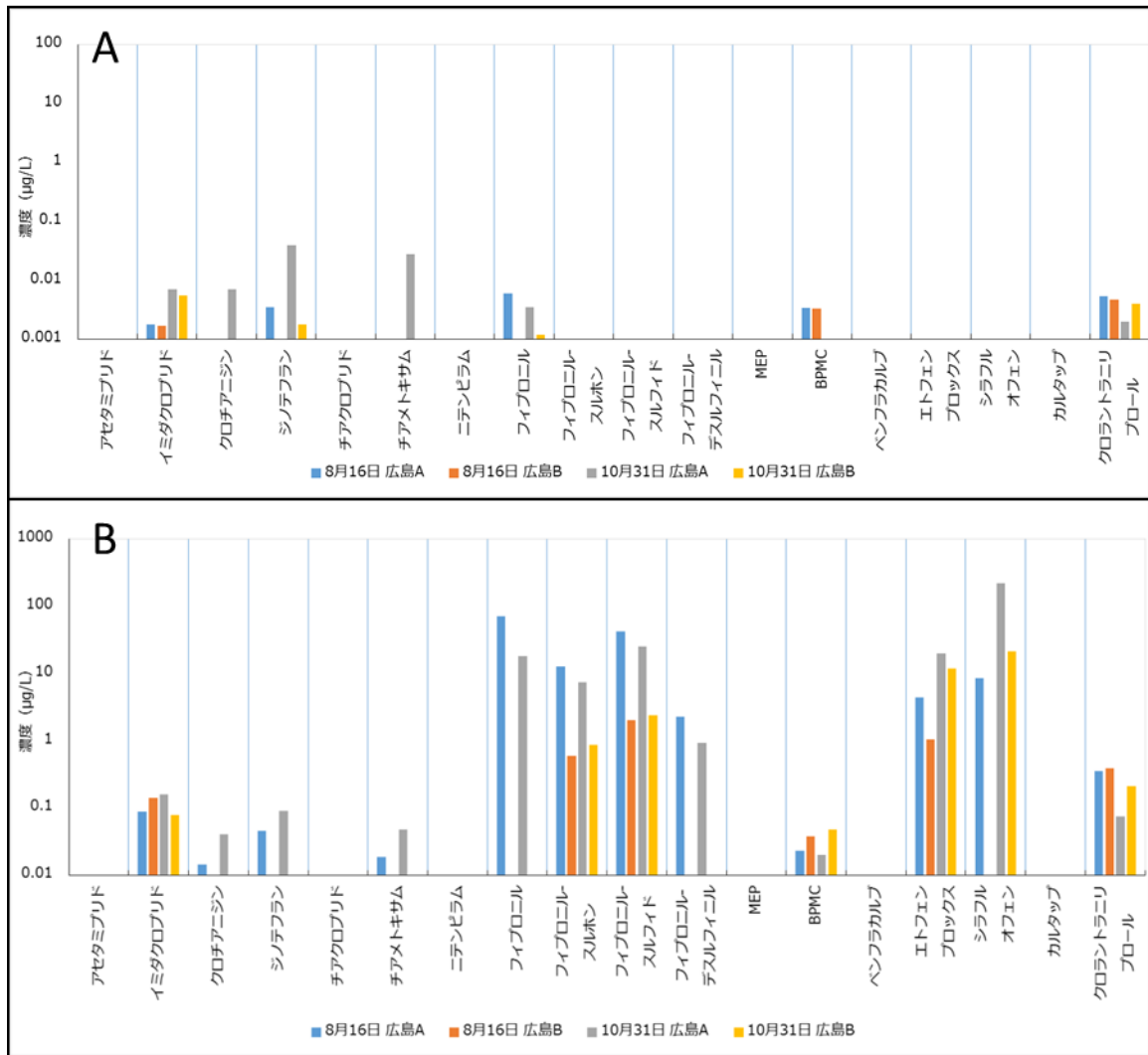


図 3-22 広島県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

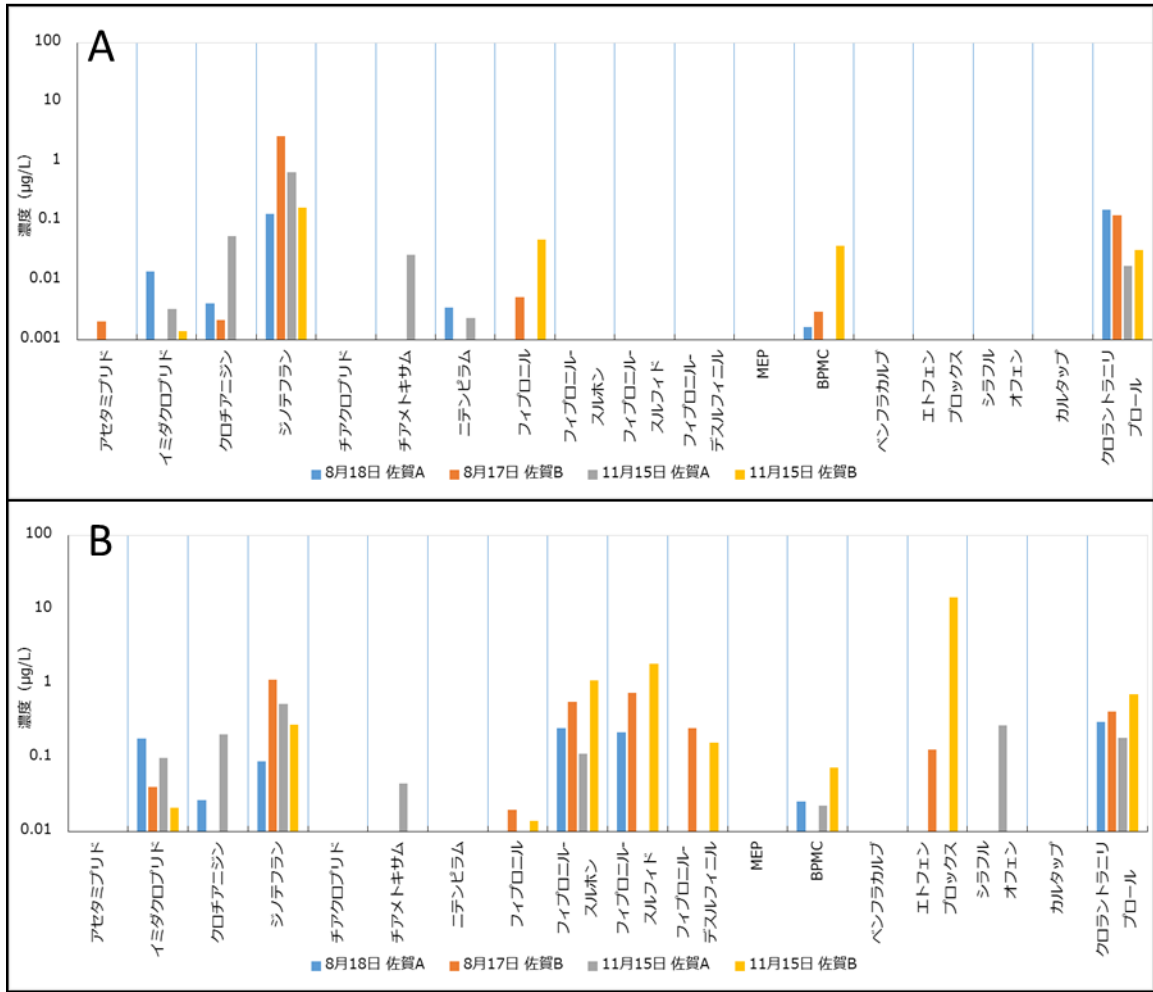


図 3-23 佐賀県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

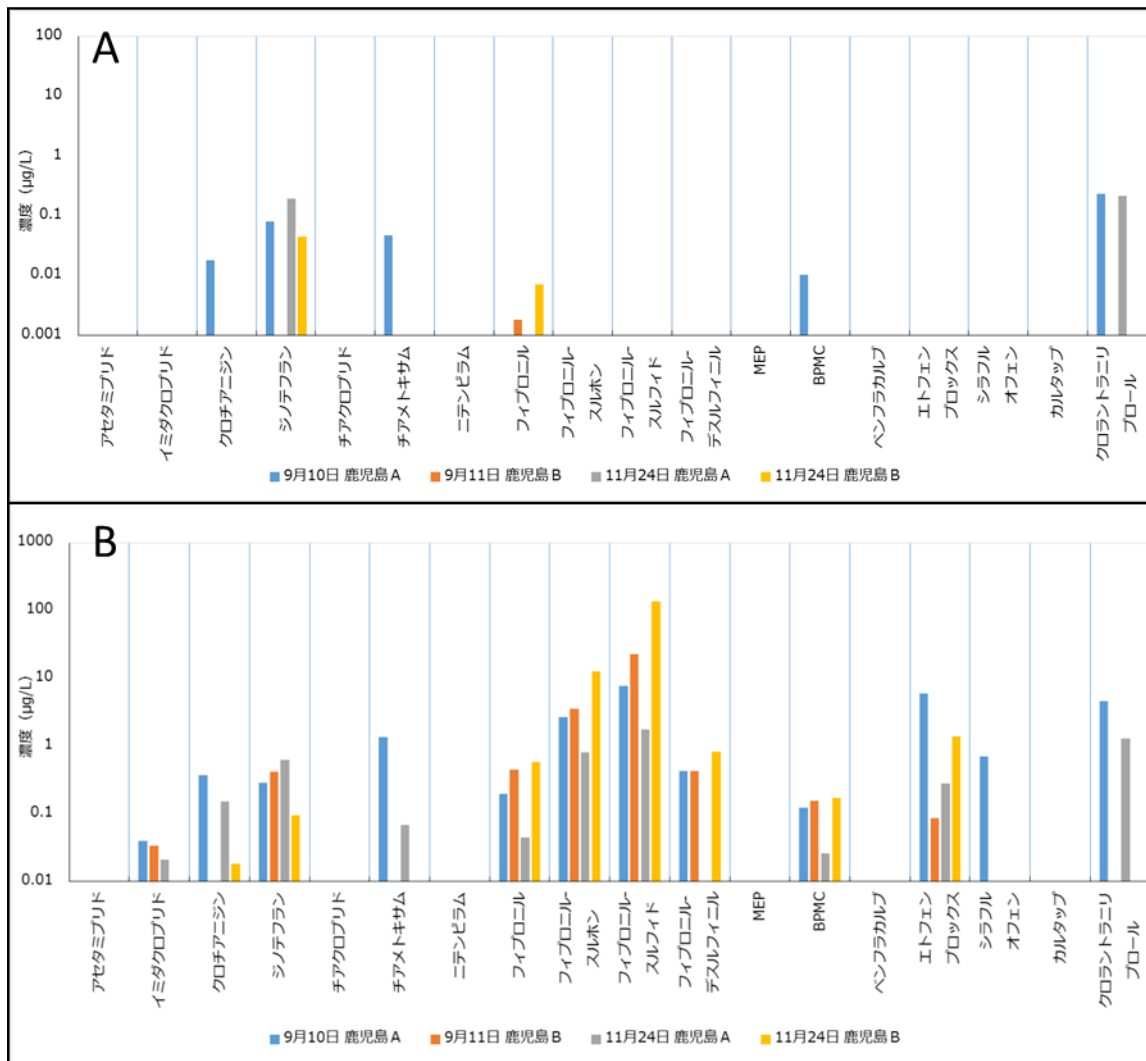


図 3-24 鹿児島県における農薬残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

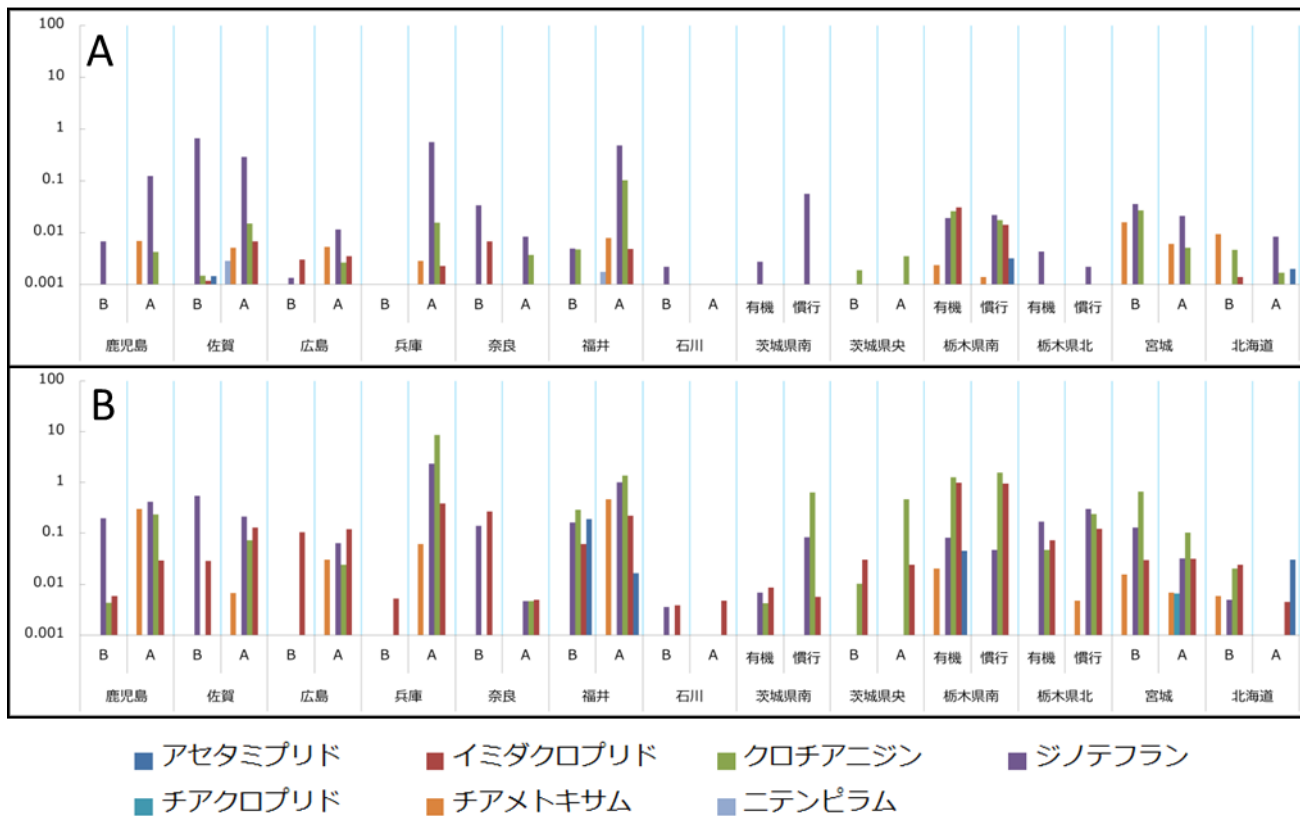


図 3-25 全国各地におけるネオニコチノイド系殺虫剤の残留状況 (A: 水中、B: 底質中)

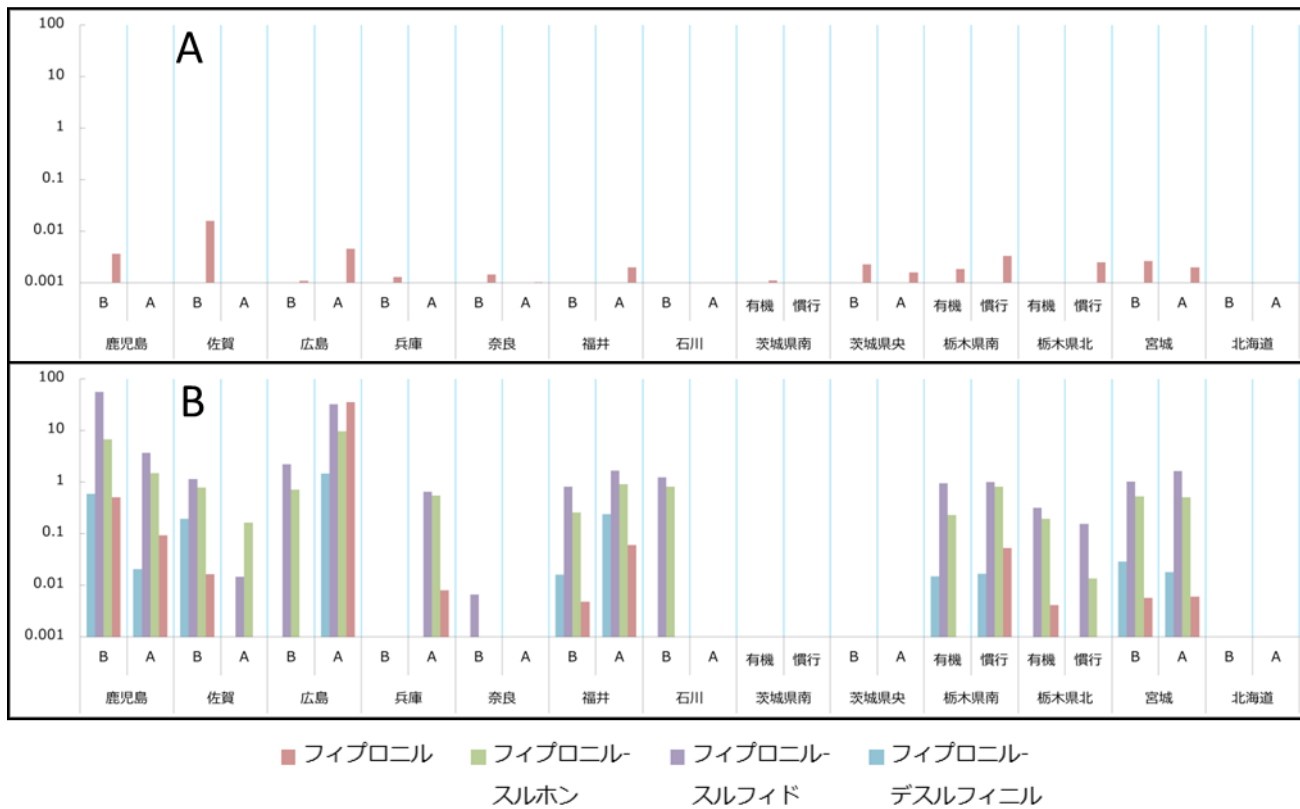


図 3-26 全国各地におけるフィプロニルおよび分解産物の残留状況 (A: 水中、B: 底質中)



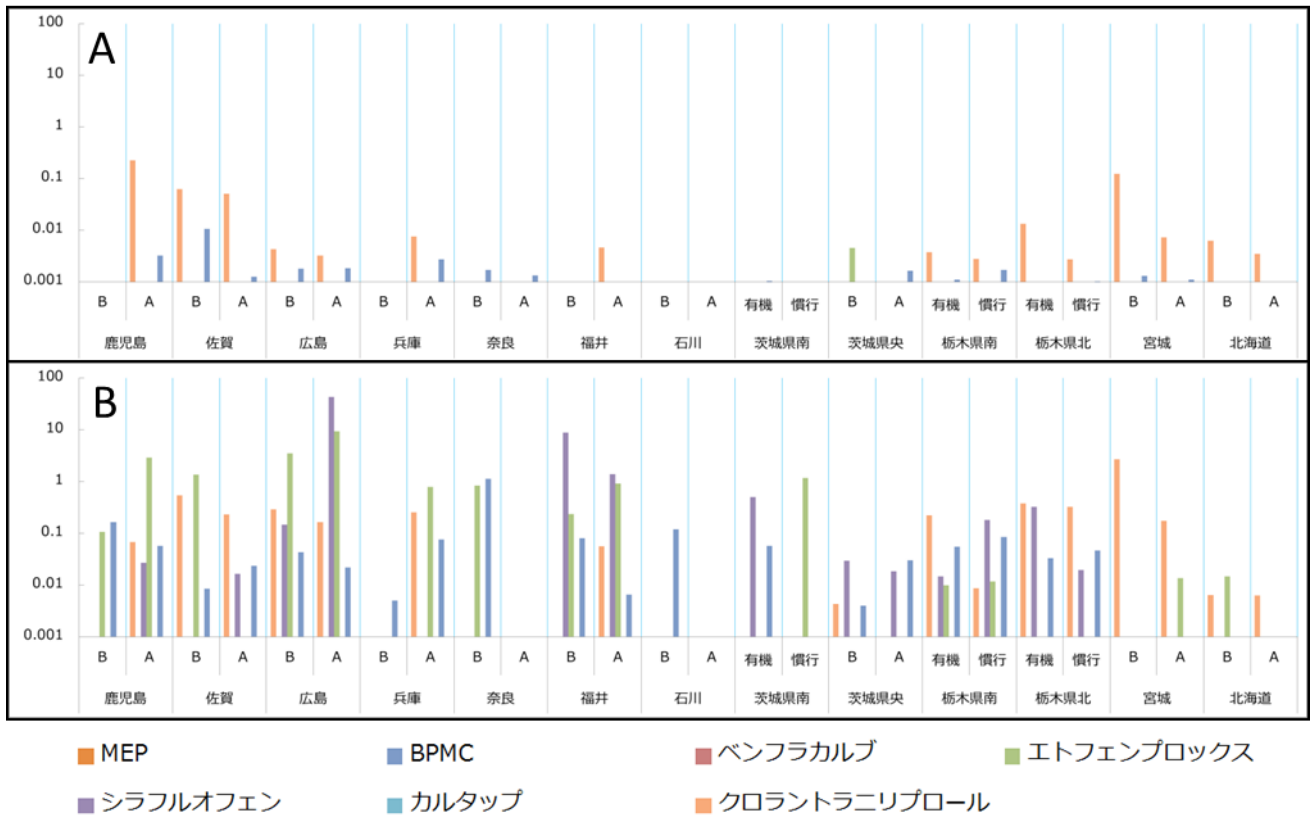


図 3-27 全国各地におけるその他の系統の殺虫剤の残留状況 (A：水中、B：底質中)

### 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。

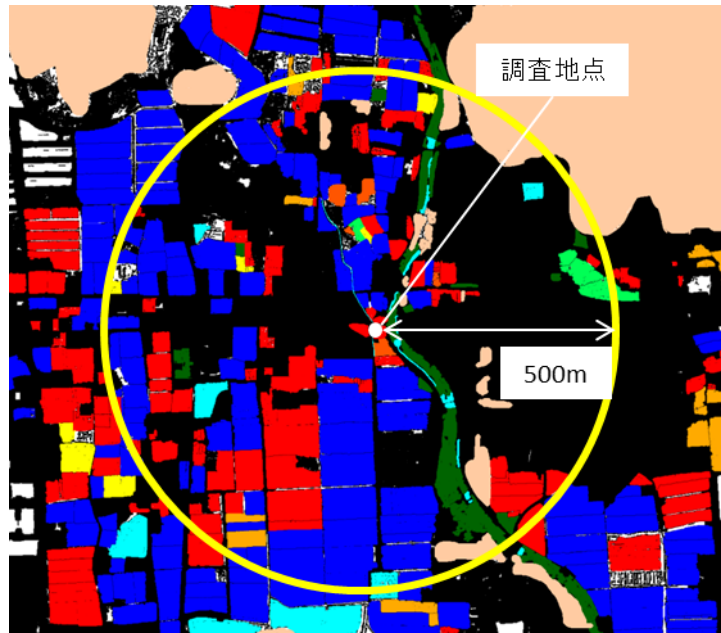


図 3-28 環境調査結果。ここでは例として兵庫 A を示す。円の中心の白丸は調査地点を表す。その他の色区分は以下の通り。青：水田（含むハス田）。黄緑：休耕田（水あり）。水色：その他水域。赤：畑・休耕畑。オレンジ：休耕田（水なし）。黄色：耕作放棄地。緑：草地。肌色：森林。黒：民家等。解析に用いる際には森林と民家等に加え、他区分を水の有無と農地か否かで 4 区分に分類し、計 6 区分の面積比率を用いた。

### 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。

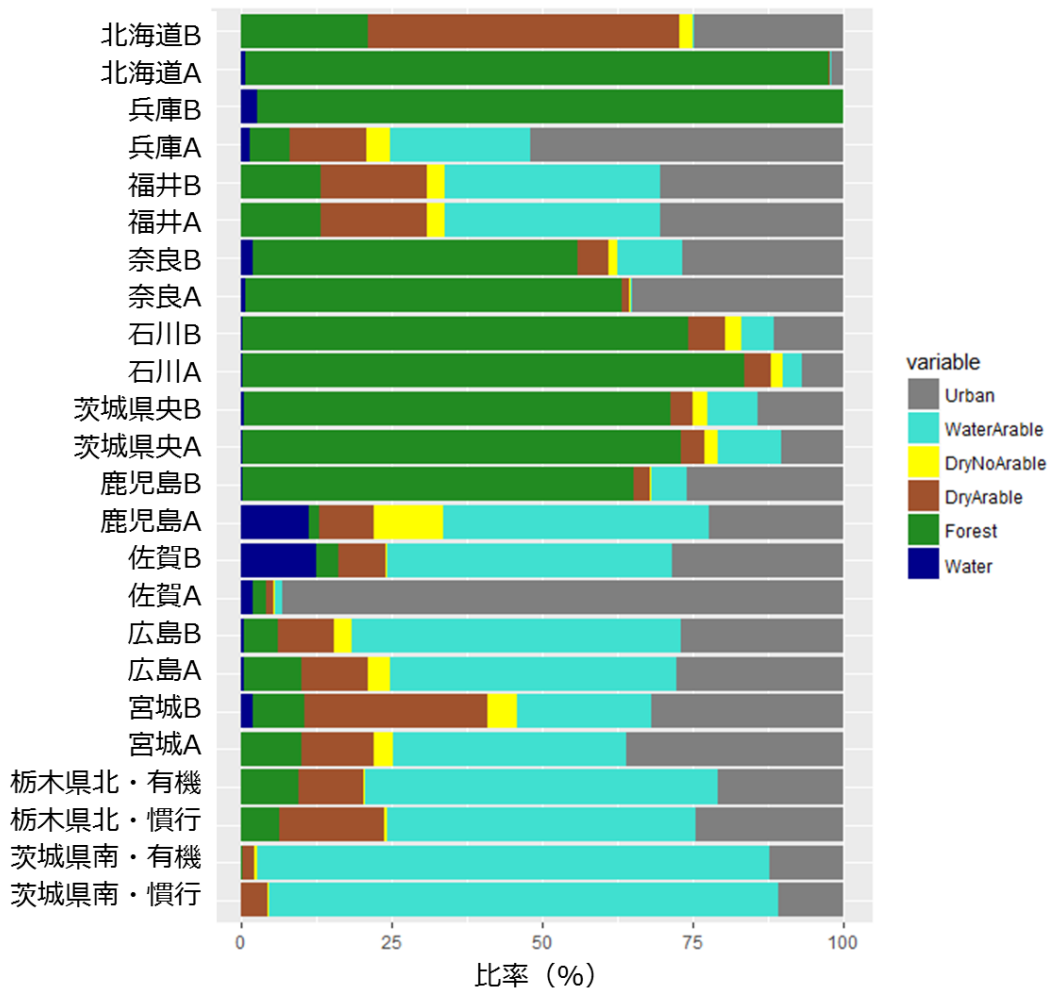


図 3-29 各調査地周辺の植生・土地利用割合

### 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され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時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., 2011<sup>5</sup> 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, 2016<sup>6</sup> 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

---

<sup>5</sup> 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

<sup>6</sup> 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<sub>50</sub> 値（表 3-3 および図 3-2）とフィプロニルの EC<sub>50</sub> 値の比を用い、フィプロニルの HC<sub>5</sub> 値および HC<sub>50</sub> 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<sub>50</sub> を説明変数とした場合の結果を図 3-34、RQ<sub>5</sub> 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<sub>50</sub> と RQ<sub>5</sub> 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ものが挙げられる。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と、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。

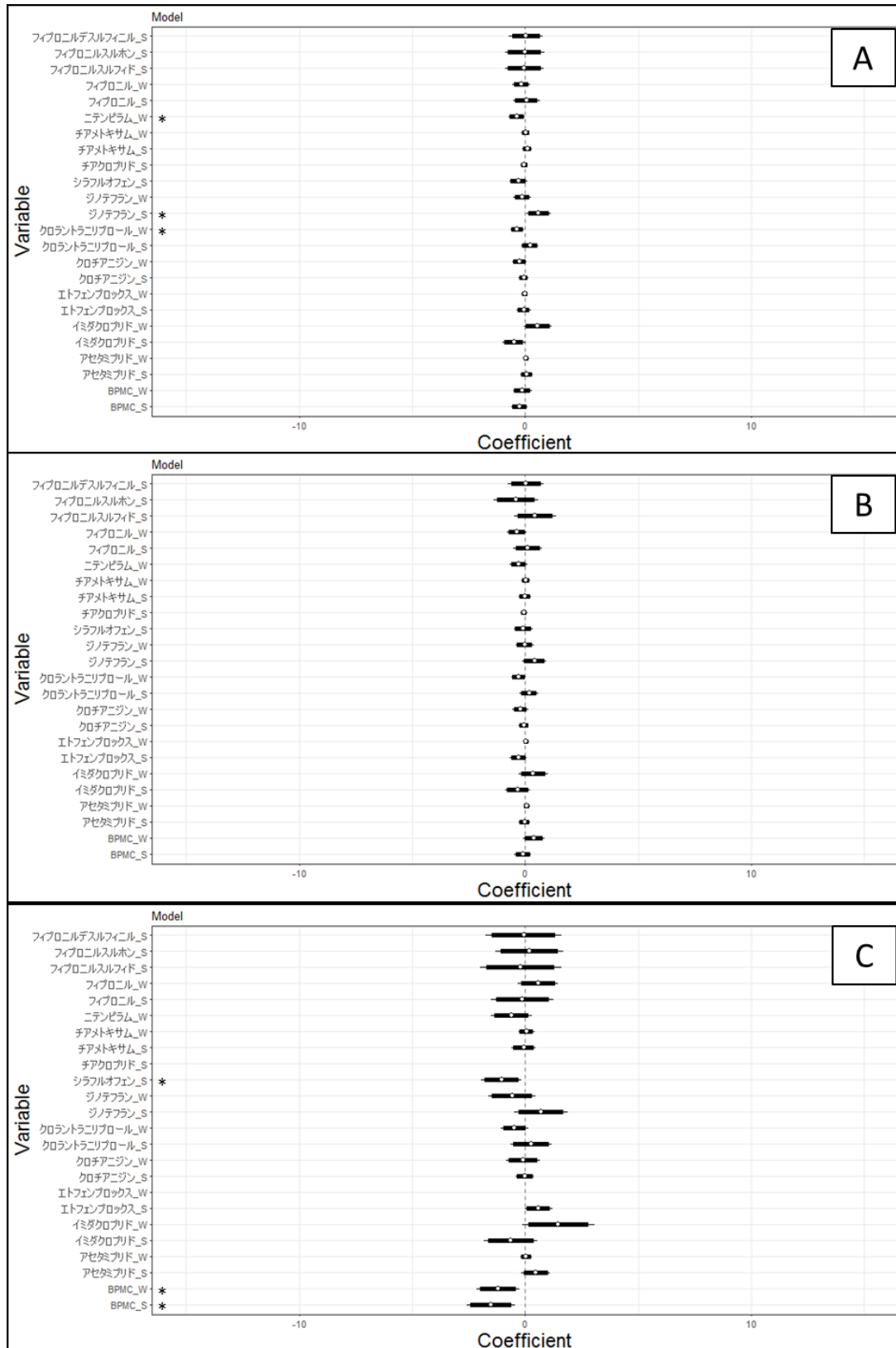


図 3-30 総種数 (A)、成虫種数 (B) および幼虫種数 (C) に対する各農薬の影響

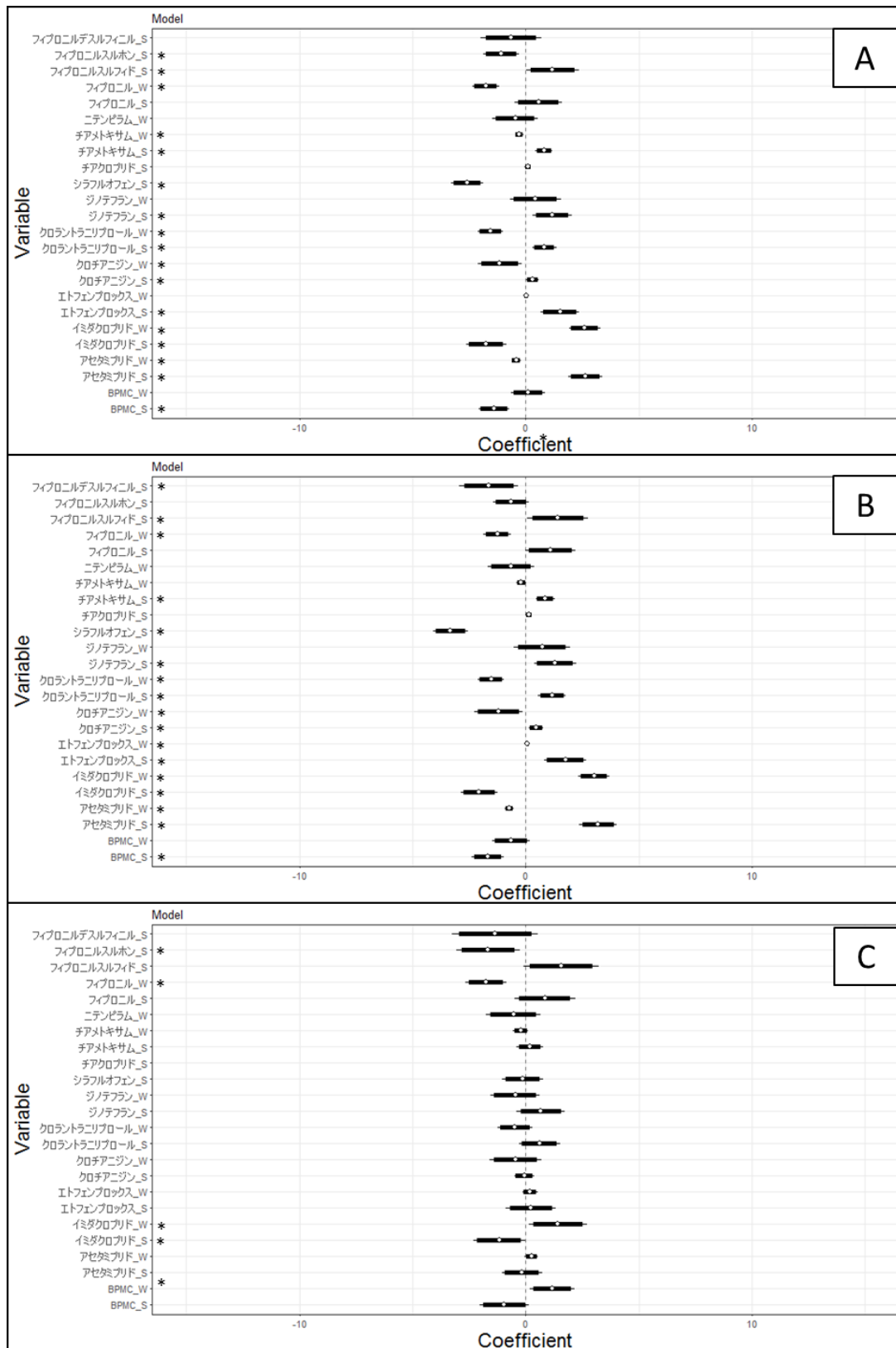


図 3-31 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する各農薬の影響

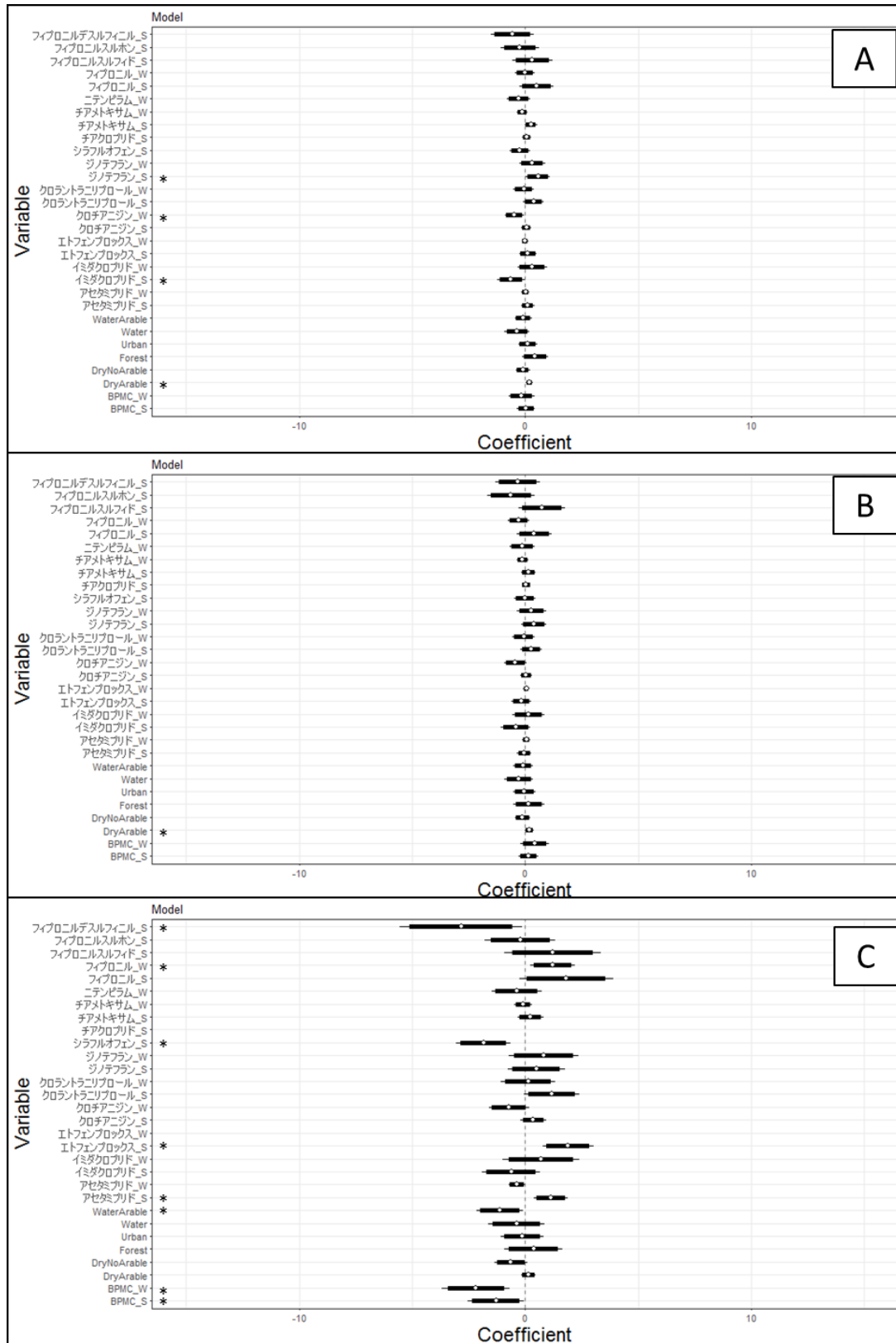


図 3-32 総種数 (A)、成虫種数 (B) および幼虫種数 (C) に対する各農薬および環境要因の影響



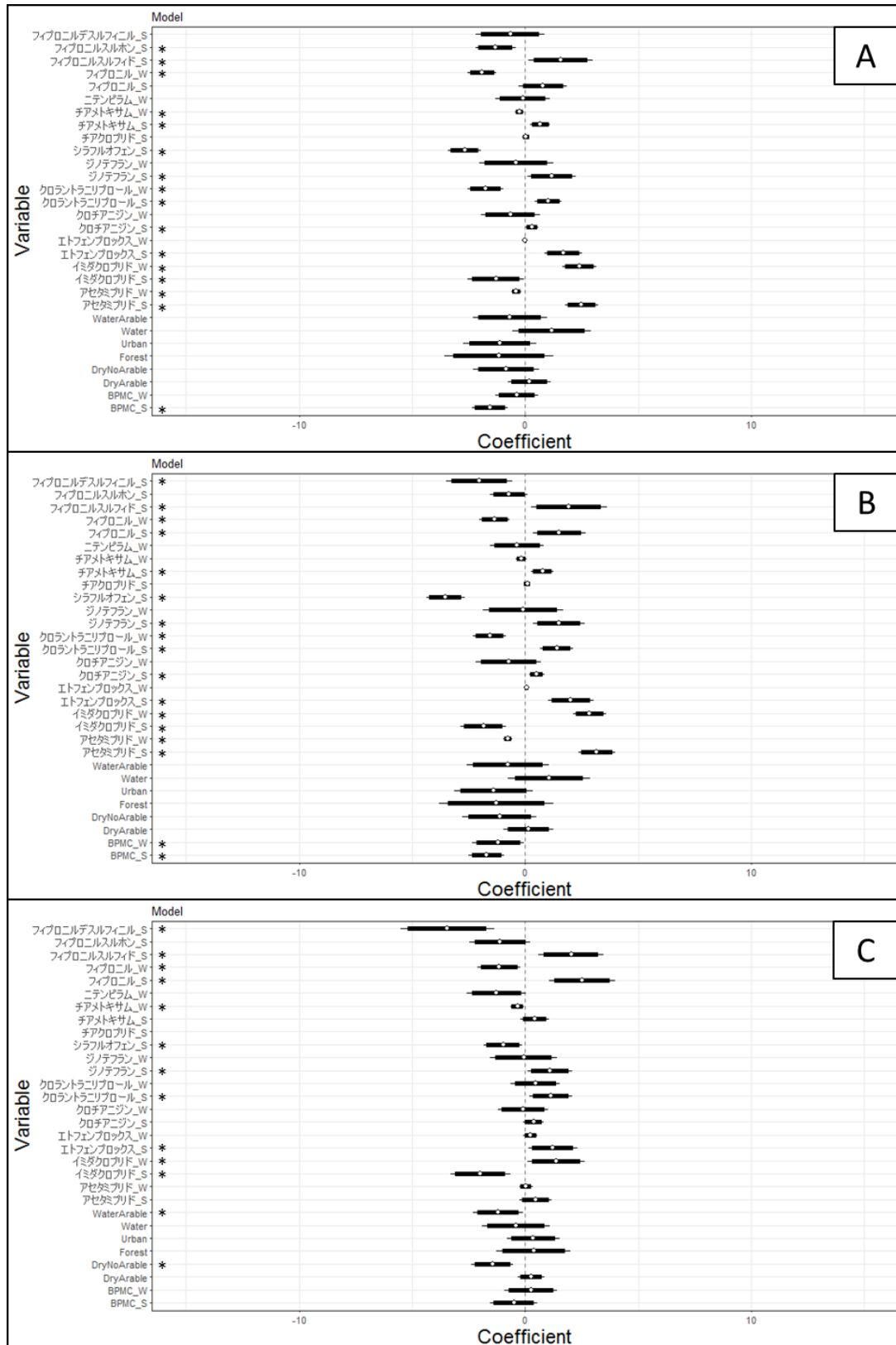


図 3-33 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する各農薬および環境要因の影響

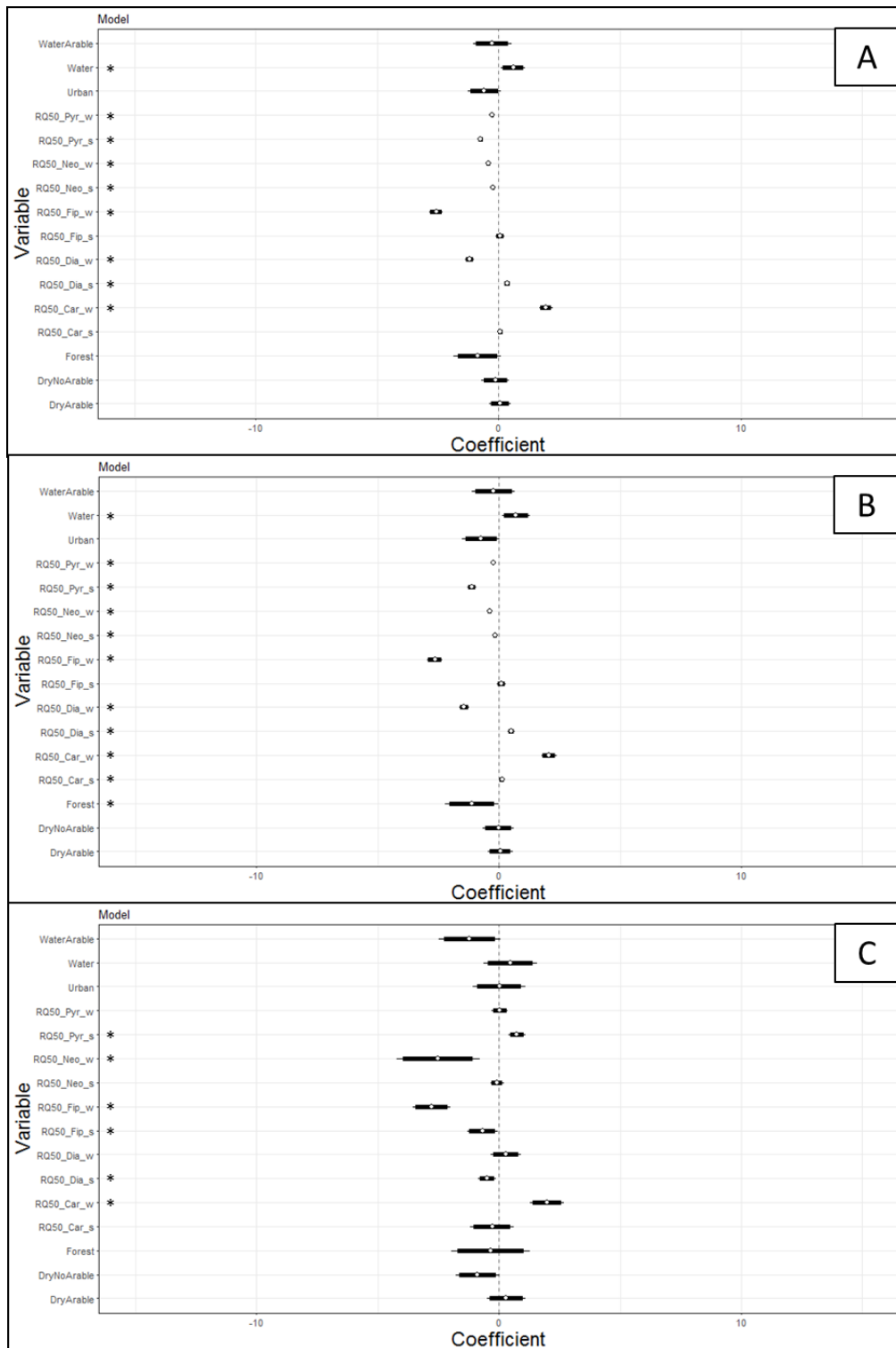


図 3-34 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する RQ50 および環境要因の影響。各変数名について、RQ50\_の後に、以下の通り薬剤系統名を示す。Neo, ネオニコチノイド系; Fip, フィプロニルおよび分解産物; Car, カーバメート系; Pyr, ピレスロイド系; Dia, ジアミド系。また、その後の\_w は水中濃度を、\_s は底質中濃度を、それぞれ示す。

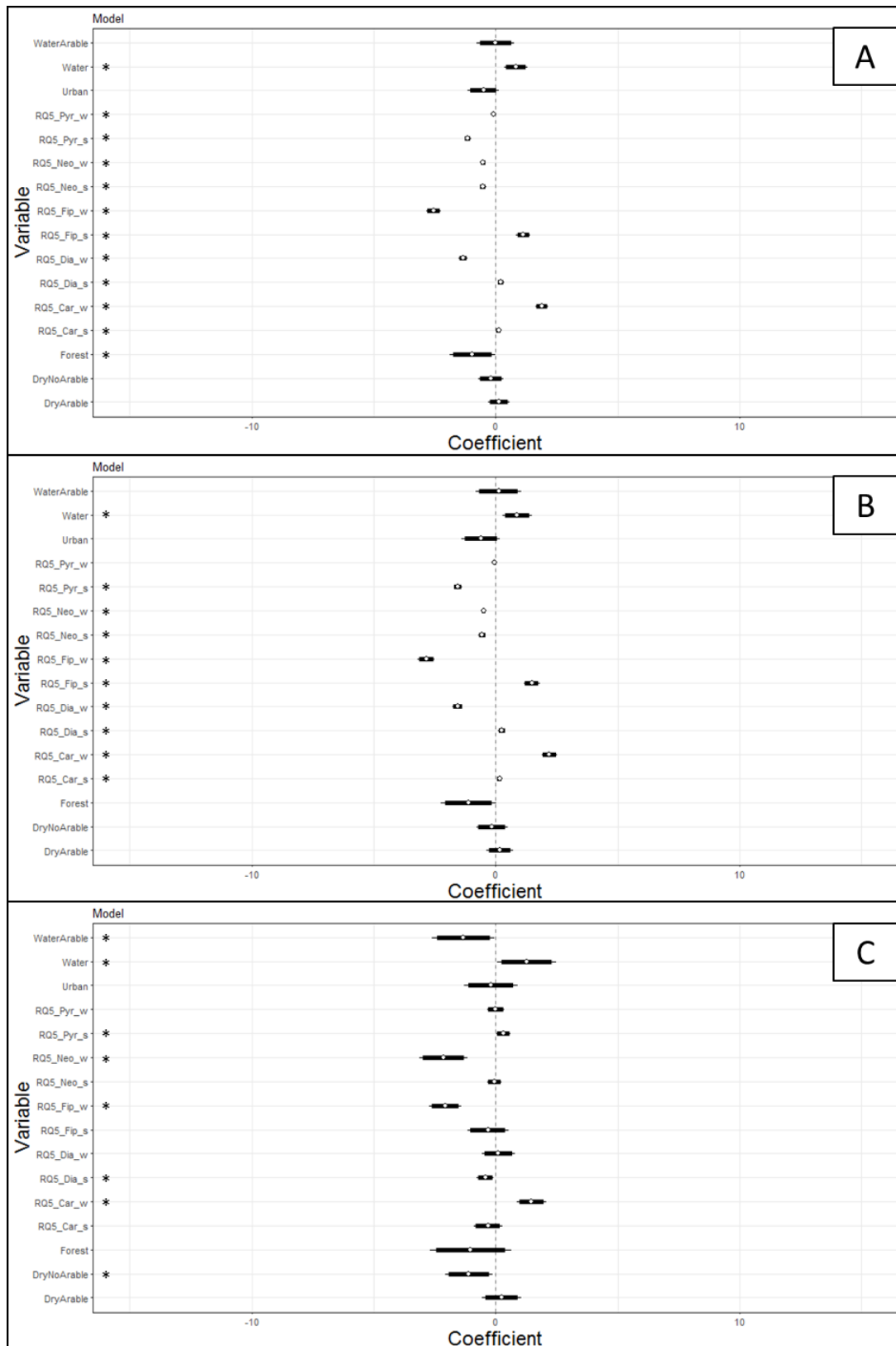


図 3-35 総個体数 (A)、成虫個体数 (B) および幼虫個体数 (C) に対する RQ5 および環境要因の影響。変数名の見方は図 3-34 と同様である。

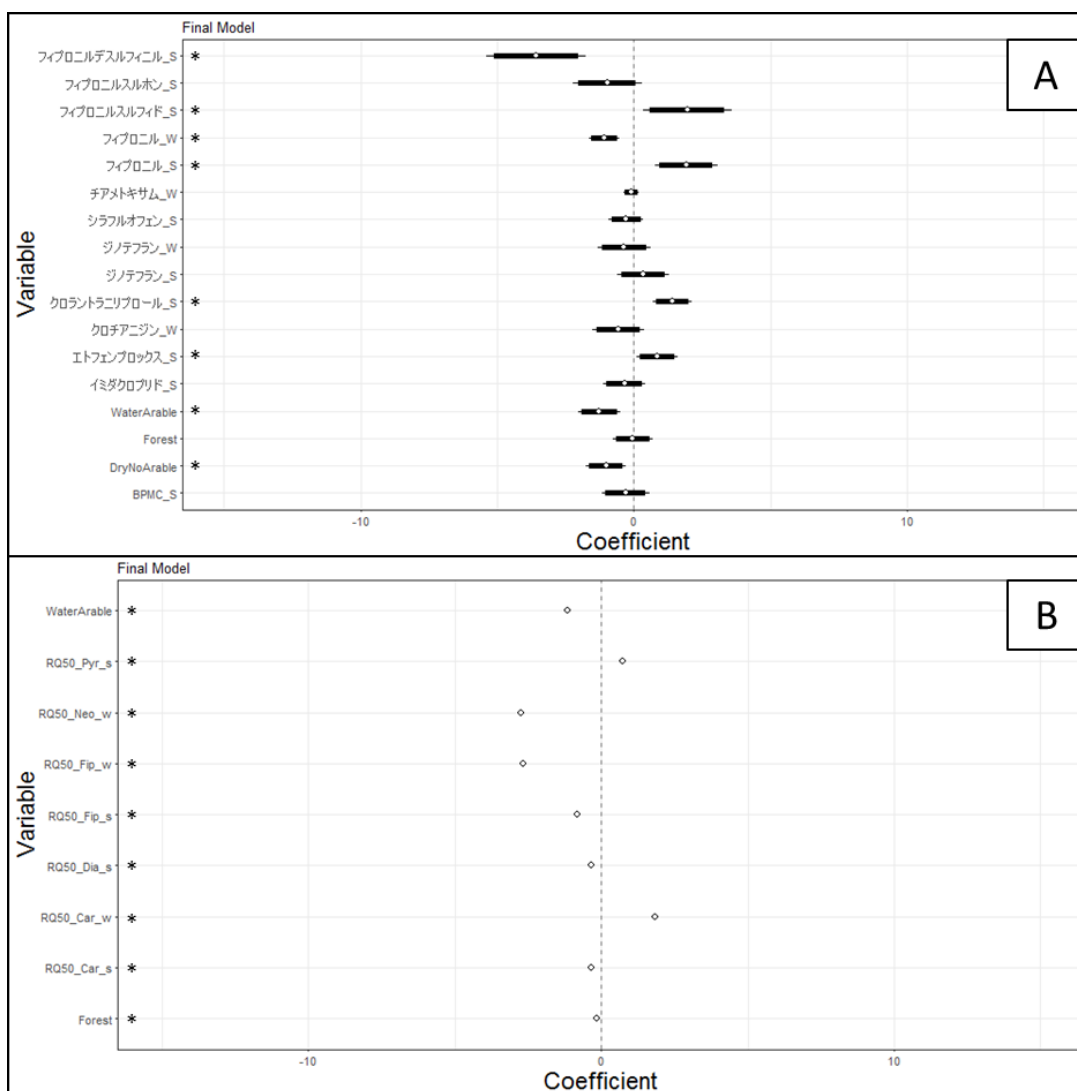


図 3-36 幼虫個体数に対する、各農薬および環境要因 (A)、RQ50 および環境要因 (B) より選択された Final モデルに残った要因とその影響。B について、変数名の見方は図 3-34 と同様である。

## 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）

- 神宮字 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





