

## 農薬の昆虫類への影響に関する検討会における検討状況

## 1. 設置目的

ネオニコチノイド系農薬等のトンボ・野生ハチへの影響について、これまで環境省が実施、支援してきた調査研究の他、国内外の文献等の科学的知見を集積し、横断的、総合的に検討を行い、我が国における農薬のトンボ・野生ハチへの影響について科学的に評価を行う。

また、ネオニコチノイド系農薬等が我が国のトンボ・野生ハチに対し、今後、深刻な影響を及ぼしていると認められた場合、環境省が他省庁と連携し、対応を検討すべきと考えられる施策について、諸外国の取組も参考として整理を行う。

## 2. 主な検討事項

## (1) 農薬のトンボに対する影響評価

- ・農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発  
(環境研究総合推進費：国立環境研究所、東京工業大学、愛媛大学／25～27年度)
- ・農薬の環境影響調査業務  
(環境省請負業務：国立環境研究所／26～28年度)
- ・農薬の湖沼等残留実態調査委託業務  
(環境省委託業務：平成理研株式会社等／26～28年度)

## (2) 農薬の野生ハチに対する影響評価

- ・ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究  
(環境研究総合研究費：千葉大学、国立環境研究所、森林総合研究所／26～28年度)
- ・農薬の花粉媒介昆虫に対する影響調査  
(環境省請負業務：国立環境研究所／29年度～)

## (3) 諸外国におけるネオニコチノイド系農薬等の規制の動きと我が国の対応

- ・欧米等における規制の動き（EFSA・EPA等での影響評価、EU・米国等の政策）
- ・アジアにおける規制の動き（韓国・中国での水田農薬等に対する規制の現状等現地調査）
- ・我が国の水産動植物被害防止に係る農薬登録保留基準設定におけるユスリカ幼虫試験の導入効果（ユスリカ幼虫とトンボ幼虫の感受性差の比較）
- ・諸外国と我が国との影響評価の対象生物種の比較

## (4) 我が国における今後の対策

- ・上記（1）～（3）の結果を踏まえ、我が国で対応が必要と考えられる施策の検討

### 3. 検討会の構成

検討会は、農薬環境管理室の委託・請負事業「農薬の生態影響評価等調査業務」により株式会社日本総合研究所が実施する。

検討会は、学識経験者、研究者等による10名の委員で構成し、必要に応じ、農薬の専門家等の出席を求める。

検討会委員は【別添1】のとおり。

### 4. 検討会の進め方

- ・検討会及び検討会資料は、実施途中の研究情報等非公開情報が含まれることから、原則非公開とするが、検討会の最終とりまとめ資料及び議事要旨は公開とする。
- ・請負者は、検討会を平成28年度に2回、29年度に3回程度開催し、10月末までにとりまとめる業務報告書に反映させる。
- ・中央環境審議会農薬小委員会（公開）には、途中経過及び最終とりまとめを報告する。

### 5. これまでの検討経過及び今後の予定

時期	事項	主な内容
平成28年 11月14日	第1回検討会	・農薬のトンボ、野生ハチ等に対する影響評価を行うための知見の整理
平成29年 2月8日	第2回検討会	・農薬に係る我が国の取組と諸外国における規制の動きについて ・農薬による生態影響が懸念される場合の対応として考えられる施策について
6月6日 (7月12日)	第3回検討会 (農薬小委員会)	・農薬のトンボ、野生ハチに対する影響評価について 【別添2】参照 (途中経過報告)
8月(予定) 10月(予定) 11月(予定)	第4回検討会 第5回検討会 (農薬小委員会)	・今後の対策及びとりまとめ案の検討 ・とりまとめ (最終報告、公表)

## 農薬の昆虫類への影響に関する検討会委員名簿

- 天野 昭子 岐阜県農業技術センター病理昆虫部部長研究員兼部長
- 大久保 規子 大阪大学大学院法学研究科教授
- 五箇 公一 国立研究開発法人国立環境研究所生物・生態系環境研究センター  
（座長） 生態リスク評価・対策研究室室長
- 坂本 佳子 国立研究開発法人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・対策研究室研究員
- 白石 寛明 国立研究開発法人国立環境研究所  
環境リスク・健康研究センターフェロー
- 神宮字 寛 宮城大学食産業学部環境システム学科農村生態工学研究室教授
- 滝 久智 国立研究開発法人森林総合研究所森林研究部門森林昆虫研究領域  
昆虫生態研究室主任研究員
- 中村 純 玉川大学農学部先端食農学科教授
- 二橋 亮 国立研究開発法人産業技術総合研究所生物プロセス研究部門  
生物共生進化機構研究グループ主任研究員
- 山本 廣基 独立行政法人大学入試センター理事長

（敬称略）

## 農薬のトンボ・野生ハチに対する影響評価の概要（中間報告）

ネオニコチノイド系農薬等のトンボ・野生ハチへの影響について、環境省事業による調査研究成果を基に評価を行っており、以下はこれまでの概要である。

## 1. 検討対象とした調査研究

影響評価に際し、検討対象とした環境省事業による調査研究は次のとおり。

## ○農薬のトンボに対する影響評価

- ・農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発  
(環境研究総合推進費：国立環境研究所、東京農工大学、愛媛大学  
／平成 25～27 年度)
- ・農薬の環境影響調査業務  
(環境省請負業務：国立環境研究所／平成 26～28 年度)
- ・農薬の湖沼等残留実態調査委託業務  
(環境省委託業務：平成理研株式会社等／平成 26～28 年度)

## ○農薬の野生ハチに対する影響評価

- ・ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究  
(環境研究総合推進費：千葉大学、国立環境研究所、森林総合研究所  
／平成 26～28 年度)

(参考：調査研究に用いられた農薬の分類)

ネオニコチノイド系	アセタミプリド、イミダクロプリド、クロチアニジン、ジノテフラン、チアクロプリド、チアメトキサム、ニテンピラム
フェニルピラゾール系	フィプロニル、エチプロロール
有機リン系	フェニトロチオン (MEP)、ダイアジノン、ジメトエート
カーバメート系	フェノブカルブ (BPMC)、ベンフラカルブ、カルバリル (NAC)
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
ネライストキシン系	カルタップ
ジアミド系	クロラントラニリプロール

## 2. トンボ及び野生ハチへの影響評価の概要

## (1) トンボへの影響評価

- ①水田メソコズムにおける 3 年間の連続施用による農薬成分の水中及び土壌中濃度

## 【研究の目的及び概要】

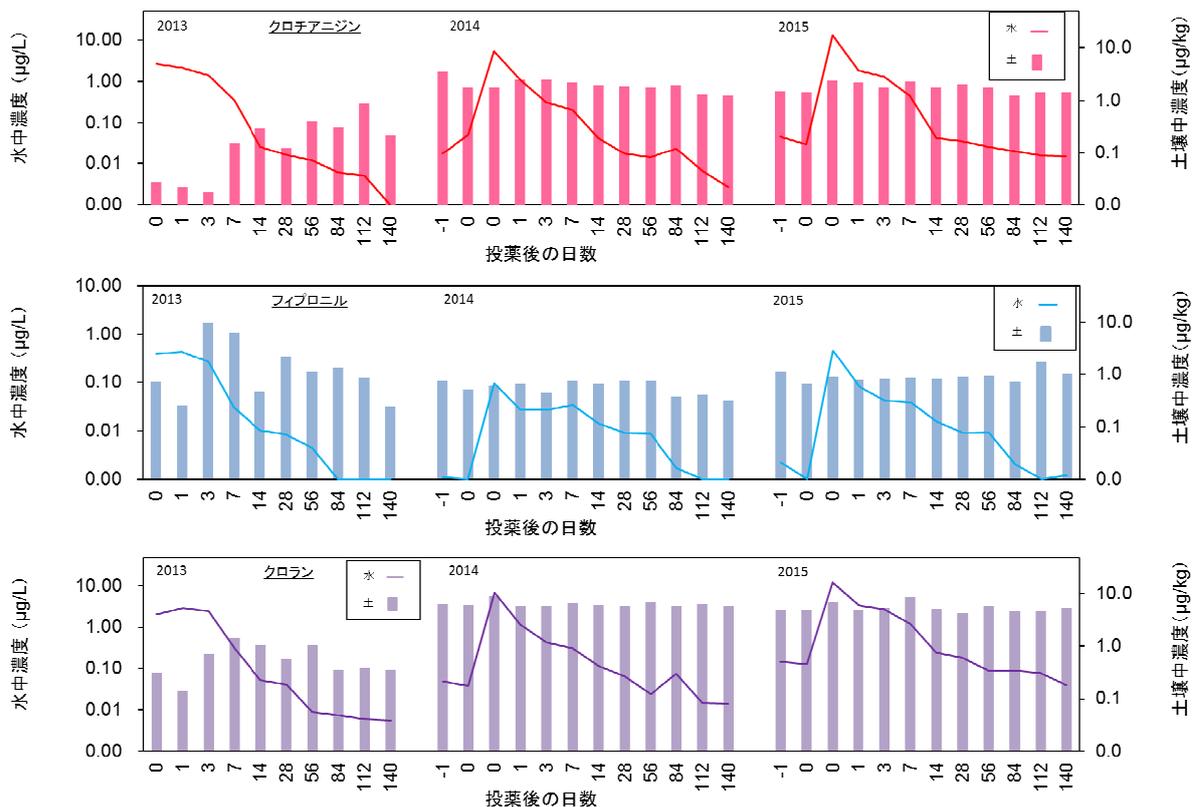
模擬（実験）生態系として水田メソコズムを用い、ネオニコチノイド系農薬等の浸透移行性殺虫剤による水田内の生物群集構造に及ぼす影響を評価するため、フィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニリプロールを施用した試験区において各農薬の水中濃度・土壌中濃度を測定した。

## 【研究結果】

いずれの剤も、水中濃度は投入直後に最高濃度を示し、その後経時的に濃度低

下が見られた。フィプロニルの水中濃度は、シーズン後半に検出限界以下まで低下したものの、クロチアニジン及びクロラントラニリプロールはその後も水中から成分が検出された。また、いずれの剤も土壌中濃度は、2、3年目には投入前から残留が見られ、調査終了まで濃度低下が認められず、その傾向はクロラントラニリプロールで特に顕著であった。

図 1 各薬剤施用区における水中及び土壌中残留濃度の推移



出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書

## ②水田メソコズム中の生物動態への農薬の影響

### 【研究の目的及び概要】

模擬（実験）生態系として水田メソコズムを用い、ネオニコチノイド系農薬等の浸透移行性殺虫剤による水田内の生物群集構造に及ぼす影響を評価するため、フィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニリプロールを施用した試験区（①と同じ）において発生するトンボ類等の動態を測定した。

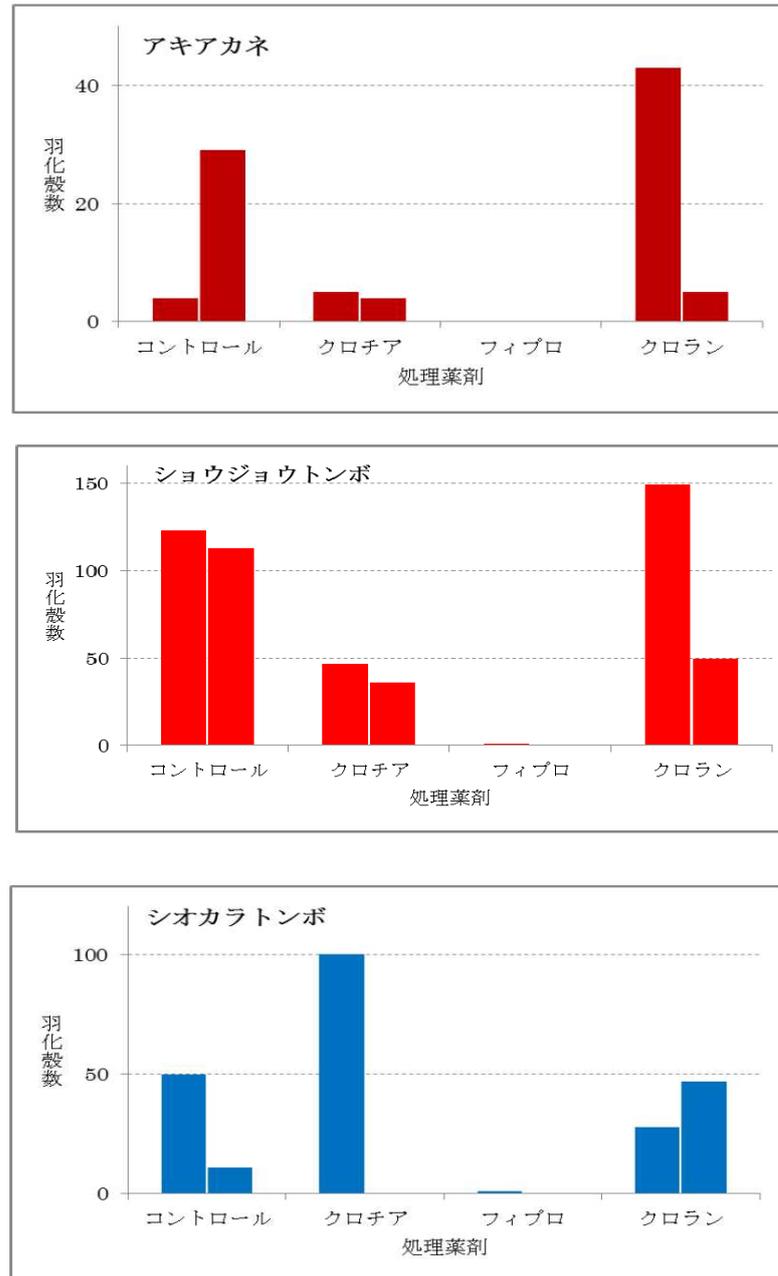
### 【研究結果】

毎年度フィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニリプロールを連続施用した結果、これらの農薬のうちフィプロニル施用区の3年目では、アカネ、ショウジョウトンボ、シオカラトンボは羽化数がほぼゼロになり、影響が顕著であった。

【検討会での評価】

水田メソコズム内でのフィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニプロールの3年間連続施用によるトンボへの影響は、フィプロニルが最も強いと考えられる。

図2 3年目試験における各農薬施用区からの主なトンボ類羽化総数



出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書

③水田メソコズムでの農薬影響に対する生物調査における指標種の検討と選定  
【研究の目的及び概要】

水田生物多様性の総合影響評価システムを開発するために、水田メソコズム試験のデータ等を基に統計解析を行った。その一環として、フィプロニル、クロチアニジン、イミダクロプリド、クロラントラニリプロール施用区における生物種の相対変化率\*から、各農薬の影響評価を行う際の指標種候補の選定を行った。

\*相対変化率

$$= (\text{薬剤処理圃場における年間カウント数} - \text{対照区における年間カウント数}) / (\text{対照区における年間カウント数})$$

### 【研究結果】

フィプロニル、クロチアニジン、イミダプロプリド、クロラントラニリプロールの生態影響を見るための指標種候補として、一貫して強い負の影響があるもの、必ずしも影響が一貫していないが平均的に中程度の影響があるもの等としていくつかの生物種が選定され、トンボ類については、フィプロニルでシオカラトンボとショウジョウトンボが、イミダクロプリドでショウジョウトンボが指標種候補として考えられた。

### 【検討会での評価】

水田メソコズム試験結果を統計解析すると、トンボの中でフィプロニルは、シオカラトンボ、ショウジョウトンボに一貫して強い負の影響を及ぼし、イミダクロプリドは、ショウジョウトンボに概ね一貫した負の影響を及ぼすと考えられる。

表 1 フィプロニル施用区における種ごとの相対変化率

生物種	平均	2011年	2011年	2012年	2012年	2013年	2013年	2014年	2014年	2015年	2015年	標準偏差
シオカラトンボ若虫	-0.96	-0.93	-0.71	-1.00	-1.00	-0.91	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.09
ショウジョウトンボ若虫	-0.89	-1.00	-0.98	-0.95	-0.99	-0.81	-0.75	-0.47	-1.00	-0.95	-1.00	0.17
イトミミズ	-0.60	-0.29	-0.63	-0.95	-0.72	-1.00	0.03	-0.89	-1.00	-1.00	0.43	0.35
ナメラカハシミジンコ	-0.36	1.00	0.06	1.00	-1.00	-0.62	-0.97	-0.38	-0.87	-0.86	-0.99	0.76
コミズムシsp成虫	-0.30	-0.60	-0.20	0.55	1.00	-0.33	0.00	-0.96	-0.43	-1.00	-1.00	0.62
キベリヒラタガムシ成虫	-0.29	-0.58	-0.68	0.90	0.02	0.20	-0.33	-0.88	-0.92	-0.33	-0.33	0.55
ケンミジンコsp.1	-0.29	-0.62	1.00	0.37	-0.62	-0.42	0.30	-0.69	-0.79	-0.61	-0.84	0.59
ホソタマミジンコ	-0.28	-0.67	-0.48	0.78	-0.28	0.21	-0.69	-1.00	-1.00	0.32	0.00	0.59
ユスリカ幼虫	-0.21	-0.88	-0.63	1.00	-0.82	-0.65	-0.42	0.02	-0.63	0.76	0.17	0.65
ゴミマルカイミジンコ属	-0.07	-0.46	-0.36	0.93	0.25	-0.95	-0.28	0.90	-0.92	0.05	0.12	0.65
イボカイミジンコ属	0.05	-0.65	-0.03	1.00	-0.43	0.16	1.00	1.00	0.10	-0.72	-0.92	0.66
ホソナガカイミジンコ属	0.10	0.25	1.00	0.12	0.13	-0.44	1.00	0.03	-0.60	-0.52	0.03	0.56
コカゲロウspp若虫	0.11	0.79	1.00	-0.51	-0.66	-0.61	-0.43	0.18	0.40	1.00	-0.02	0.66
アオモンイトトンボ若虫	0.13	0.25	1.00	-0.82	-0.74	-0.49	-0.49	0.67	0.34	0.63	1.00	0.64
ミギワバエ幼虫	0.32	1.00	0.27	0.94	1.00	0.14	0.80	-0.73	-0.44	1.00	-0.74	0.63
チビゲンゴロウ成虫	0.39	0.57	1.00	1.00	0.68	0.71	0.71	-0.46	-0.46	1.00	-0.79	0.55
シカクカイミジンコ属	0.48	1.00	-0.70	1.00	0.00	1.00	0.20	1.00	0.08	1.00	0.16	0.60

出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書（一部加筆）

表 2 イミダクロプリド施用区における種ごとの相対変化率

	平均	2011年	2011年	2012年	2012年	標準偏差
イトミミズ	-0.85	-0.74	-0.95	-0.83	-0.86	0.09
ショウジョウトンボ若虫	-0.60	-0.71	-0.77	-0.61	-0.32	0.20
シカケカイミジンコ属	-0.48	-0.79	-0.74	0.01	-0.40	0.37
コカゲロウ spp 若虫	-0.26	0.26	0.15	-0.85	-0.60	0.55
イボカイミジンコ属	-0.20	-0.13	-0.34	0.33	-0.64	0.41
シオカラトンボ若虫	-0.15	-0.43	-0.86	1.00	-0.30	0.80
ユスリカ幼虫	-0.14	-0.65	-0.08	1.00	-0.82	0.82
コミズムシ sp 成虫	-0.07	0.73	1.00	-1.00	-1.00	1.08
ミギワバエ幼虫	-0.04	0.06	-1.00	0.11	0.68	0.70
ナメラカハシミジンコ	0.01	0.13	-0.43	0.26	0.09	0.31
アオモンイトトンボ若虫	0.03	0.20	0.80	-0.69	-0.18	0.63
ホソタマミジンコ	0.07	-0.42	-0.60	1.00	0.28	0.73
チビゲンゴロウ成虫	0.16	0.30	0.30	0.03	0.01	0.16
ホソナガカイミジンコ属	0.16	-0.12	-0.66	1.00	0.43	0.71
ケンミジンコ sp.1	0.17	0.00	0.14	1.00	-0.46	0.61
キベリヒラタガムシ成虫	0.44	1.00	-0.37	1.00	0.15	0.67
ゴミマルカイミジンコ属	0.69	0.69	1.00	1.00	0.06	0.44

出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書（一部加筆）

#### ④ トンボのヤゴに対する急性毒性

##### 【研究の目的及び概要】

ネオニコチノイド系農薬等のトンボに対する毒性データを収集するため、農薬取締法テストガイドライン及び OECD テストガイドラインを参考にトンボのヤゴに対する急性遊泳阻害試験を実施し、半数致死濃度 LD<sub>50</sub>、半数影響濃度 EC<sub>50</sub> 若しくは無影響濃度 NOEC 等を算出した。

##### 【研究結果】

アキアカネ及びアオモンイトトンボのヤゴの 48hEC<sub>50</sub> を算出した結果、アキアカネ、アオモンイトトンボのヤゴともに、ネオニコチノイド系に比べ、ピレスロイド系、フェニルピラゾール系、有機リン系で高い感受性を示した。

##### 【検討会での評価】

トンボのヤゴを対象とした標準的な試験法は未確立であるものの、オオミジンコの急性遊泳阻害試験方法を基にしたヤゴの急性遊泳阻害試験を行った結果、アカトンボ及びアオモンイトトンボは、ネオニコチノイド系に比べ、ピレスロイド系、フェニルピラゾール系、有機リン系でより強い影響を受けるものと考えられる。

水生昆虫であるトンボのヤゴとユスリカ幼虫で農薬による急性影響を比べた場合、ユスリカ幼虫の方の感受性が高い傾向にあり、試験方法も確立していることから、水生昆虫への急性影響を評価するには、ユスリカ幼虫がより適していると考えられる。

表 3 アキアカネのヤゴによる農薬の毒性調査結果

農薬		コントロール非影響個体率(%)		48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	
農業系統	農業名	飼育水のみ	アセトン0.1%	EC <sub>50</sub>	標準誤差
ネオニコチノイド	イミダクロプリド	97 (n=30)	100 (n=30)	1,054	105.7
	アセタミプリド	100 (n=30)	97 (n=30)	147.2	24.99
	ニテンピラム	100 (n=30)	100 (n=30)	3,337	359.4
	チアクロプリド	100 (n=30)	97 (n=30)	620.5	142.8
	チアメキサム	97 (n=30)	100 (n=30)	78.52	10.81
	クロチアニジン	100 (n=30)	97 (n=30)	109.6	17.50
	ジノテフラン	100 (n=30)	100 (n=30)	1,263	198.9
フェニルピラゾール	フィプロニル	100 (n=15)	93 (n=15)	8.143	0.9557
有機リン	フェニトロチオン	97 (n=30)	100 (n=30)	3.613	0.6080
カーバメート	BPMC	100 (n=30)	97 (n=30)	136.0	13.71
	ベンフラカルブ	100 (n=30)	97 (n=30)	6.338	0.3529
ピレスロイド	エトフェンプロックス	100 (n=30)	97 (n=30)	8.006	1.129
	シラフルオフェン	100 (n=30)	97 (n=30)	16.32	2.538
ネライストキシシン	カルタップ	100 (n=29)	100 (n=25)	85.59	15.71
ジアミド	クロラントラニプロール	100 (n=30)	97 (n=30)	2,221* (>2,000)	133.4

\* 外挿値

出典：「平成 28 年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

表 4 アオモンイトトンボのヤゴによる農薬の毒性調査結果

農薬		コントロール非影響個体率(%)		48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	
農業系統	農業名	飼育水のみ	アセトン0.1%	EC <sub>50</sub>	標準誤差
ネオニコチノイド	イミダクロプリド	96 (n=25)	96 (n=25)	112	11.5
	アセタミプリド	92 (n=25)	96 (n=25)	336	46.1
	ニテンピラム	92 (n=25)	93 (n=15)*	550	71.7
	チアクロプリド	96 (n=25)	100 (n=25)	128	16.0
	チアメキサム	96 (n=25)	96 (n=25)	1,372	201
	クロチアニジン	92 (n=25)	93 (n=15)*	121	15.0
	ジノテフラン	92 (n=25)	93 (n=15)*	52.3	91.8
フェニルピラゾール	フィプロニル	96 (n=25)	100 (n=25)	1.84	0.21
有機リン	フェニトロチオン	95 (n=60)	98 (n=50)	7.87	0.24
カーバメート	BPMC	96 (n=25)	96 (n=25)	43.6	4.81
	ベンフラカルブ	93 (n=30)	100 (n=30)	28.3	2.03
ピレスロイド	エトフェンプロックス	100 (n=30)	100 (n=20)	0.647	0.05
	シラフルオフェン	100 (n=30)	100 (n=30)	8.19	1.84
ネライストキシシン	カルタップ	97 (n=30)	- **	1,053	168
ジアミド	クロラントラニプロール	100 (n=26)	100 (n=30)	910	170

\*一部、実施していない試験日がある。\*\*カルタップは試験にアセトンを用いなかった。

出典：「平成 28 年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

表 5 トンボの毒性値と水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準値等との比較

農 薬		トンボの48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)		実態調査の水質実測値 の最大値(μg/L)		ユスリカの48 時間EC <sub>50</sub>	水産動植物登録保留 基準値	
農業系統	農薬名	アオモンイト トンボ	アキアカネ	H27	H28	μg/L	μg/L	生物種
ネオニコチノイド	イミダクロプリド	112	1,054	0.019	0.010	(19.7)	8,500	オオミジンコ
	アセタミプリド	336	147.2	0.001	0.044	-	5.7	ヌカエビ
	ニテンピラム	550	3,337	<0.001	0.0035	(110)	9,900	ヒメダカ オオミジンコ
	チアクロプリド	128	620.5	<0.001	<0.001	(10.8)	840	ヨコエビ
	チアメキサム	1,372	78.52	0.163	0.047	35	3.5	ユスリカ
	クロチアニジン	121	109.6	0.053	0.055	28	2.8	ユスリカ
	ジノテフラン	523	1,263	4.26	6.03	(36)	24,000	コイ ブルーギル ニジマス
フェニルピラゾール	フィプロニル	1.84	8.143	0.005	0.048	(0.24)	19	オオミジンコ
有機リン	フェントロチオン	7.87	3.613	<0.01	<0.01	-	-	-
カーバメート	B PMC	43.6	136.0	0.009	0.038	-	1.9	オオミジンコ
	ベンフラカルブ	28.3	6.338	<0.01	<0.01	-	0.99	オオミジンコ
ピレスロイド	エトフェンブロックス	0.647	8.006	0.02	0.021	-	0.67	ニジマス
	シラフルオフェン	8.19	16.32	<0.01	<0.01	-	0.067	オオミジンコ
ネライストキシシン	カルタップ	1,053	85.59	<0.5	<0.5	-	-	-
ジアミド	クロラントラニリブ ロール	910	2,221	0.091	0.24	-	2.9	オオミジンコ

(注)ユスリカの 48 時間 EC<sub>50</sub> 欄の括弧内は、中央環境審議会農薬小委員会にて評価中のもの

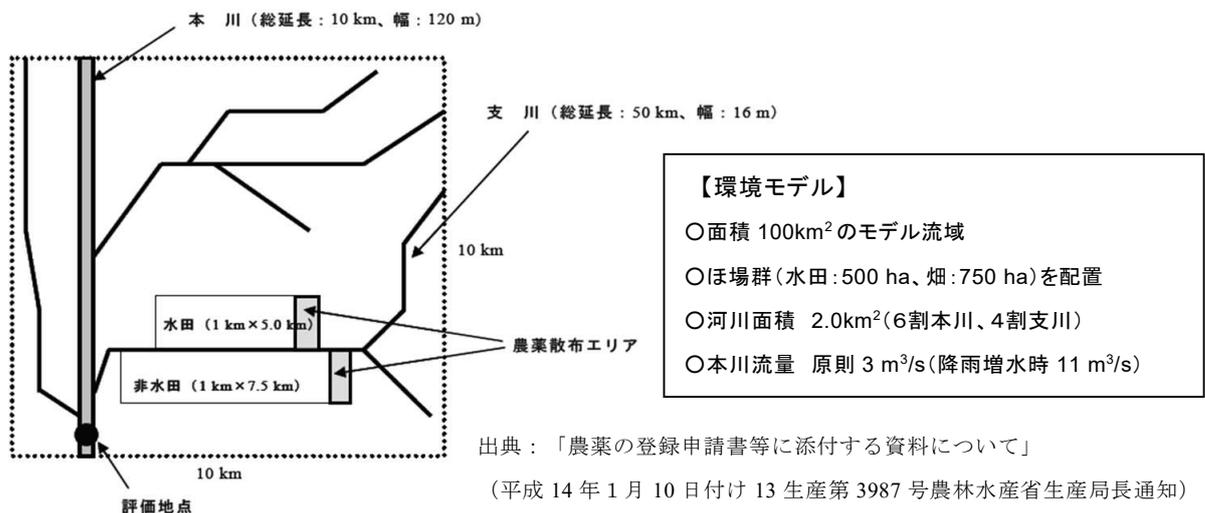
出典：「平成 28 年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

⑤ トンボのヤゴの急性毒性値と環境中予測濃度 (PEC) との比較

【研究の目的及び概要】

アキアカネ及びアオモンイトトンボのヤゴに対するネオニコチノイド系農薬等の毒性値 (48hEC<sub>50</sub>) から、トンボに対する影響を考察するため、農薬がほ場から公共用水域に流入した後の環境中予測濃度 (PEC) との比較を行い、急性影響が生じる可能性について検討した。

(参考) 環境中予測濃度 (PEC) は、下図のような環境モデルを想定し、評価地点での濃度を算出している。



## 【研究結果】

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」において試算された農薬の普及率を考慮した各種農薬の水田 PEC（水田で使用され、公共用水域に流入した農薬を対象とした環境中予測濃度）の Tier2（第 2 段階：一部実測データを活用して算出する実態により近い試算値）の値と比較して、48hEC<sub>50</sub> は 100 倍以上高い結果となった。ただし、上記の平成 27 年度業務で試算された農薬の地域別普及率を考慮した水田 PEC の Tier2 の値の中に、アキアカネ、アオモンイトトンボともに、BPMC とフェニトロチオンで 48hEC<sub>50</sub> を超える値が算出されていることから、状況によってはこれらの農薬は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農薬に関しては、急性影響を生じる可能性は低いと考えられた。

## 【検討会での評価】

水田周辺で農薬がトンボに対し急性影響を及ぼす可能性は低いと考えられるが、特定の農薬の使用が多い地域では環境中濃度が高まり、トンボに対し急性影響を及ぼす可能性があるため、地域で使用農薬に偏りが無いかに注意することが必要であると考えられる。

農薬によっては、低濃度であっても長く底質に留まるものもあることから、底質での生育が長いトンボのヤゴに対する農薬の影響を見るには、慢性的な長期暴露による影響評価の検討も必要と考えられる。

表 6 アキアカネ及びアオモンイトトンボの EC<sub>50</sub> と水田 PEC (Tier2) との比較

農薬系統	農薬名	アキアカネ EC <sub>50</sub> (μg/L)	アオモンイトトンボ EC <sub>50</sub> (μg/L)	PEC (Tier2) (μg/L)
ネオニコチノイド系	イミダクロプリド	1,054	112	0.022
	クロチアニジン	109.6	121	0.000068
	ジノテフラン	1,263	523	0.66
	チアクロプリド	620.5	128	0.054
	チアメトキサム	78.52	1,372	0.051
	ニテンピラム	3,337	550	0.00090
フェニルピラゾール系	フィプロニル	8.143	1.84	0.0017
カーバメート系	ベンフラカルブ	6.338	28.3	0.00062
ピレスロイド系	エトフェンプロックス	8.006	0.647	0.00011

(注) 水田 PEC (Tier2) は、環境省委託事業「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」より  
出典：「平成 28 年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

表 7 アキアカネ及びアオモンイトトンボの EC<sub>50</sub> と地域別水田 PEC (Tier2:2005 年及び 2010 年) の最大値との比較

農薬系統	農薬名	アキアカネ EC <sub>50</sub> (μg/L)	アオモンイトトンボ EC <sub>50</sub> (μg/L)	地域別水田PEC (Tier2)の 最大値(μg/L) 2005年及び2010年
ネオニコチノイド系	イミダクロプリド	1,054	112	1.0
	クロチアニジン	109.6	121	0.0061
	ジノテフラン	1,263	523	18
	チアクロプリド	620.5	128	15
	チアメトキサム	78.52	1,372	1.2
	ニテンピラム	3,337	550	0.0000035
フェニルピラゾール系	フィプロニル	8.143	1.84	0.057
有機リン系	フェントロチオン(MEP)	3.613	7.87	3.8
カーバメート系	BPMC	136.0	43.6	70
	ベンフラカルブ	6.338	28.3	0.0048
ピレスロイド系	エトフェンプロックス	8.006	0.647	0.0022
	シラフルオフェン	16.32	8.19	0.14
ネライストキシシン系	カルタップ	85.59	1,053	0.011
ジアミド系	クロラントラニリプロール	2,221	910	0.0049

(注) 1990 年、1995 年、2000 年の地域別水田 PEC (Tier2) の値では、フェントロチオン及び BPMC についてアキアカネ、アオモンイトトンボの EC<sub>50</sub> を超過する地点が見られたが、それと比較して表 7 (2005 年及び 2010 年) では改善してきていると言える。

出典：「平成 28 年度農薬の環境影響調査業務報告書」及び「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」で得られたデータを基に作成

## ⑥ トンボの生息調査及び農薬濃度との関係

### 【研究の目的及び概要】

トンボ類の地域ごとの生息実態を把握するとともに、環境中の農薬濃度のトンボの個体数に与える影響が統計的に有意かどうかを調べるため、全国 13 地点において、トンボの成虫とヤゴの個体数、水田周辺のため池及び水路における水中及び底質中のネオニコチノイド系農薬等の濃度、調査地周辺環境の定量的調査を行い、これらのデータから GLMM (一般化線形混合モデル) による解析を行った。

【研究結果】

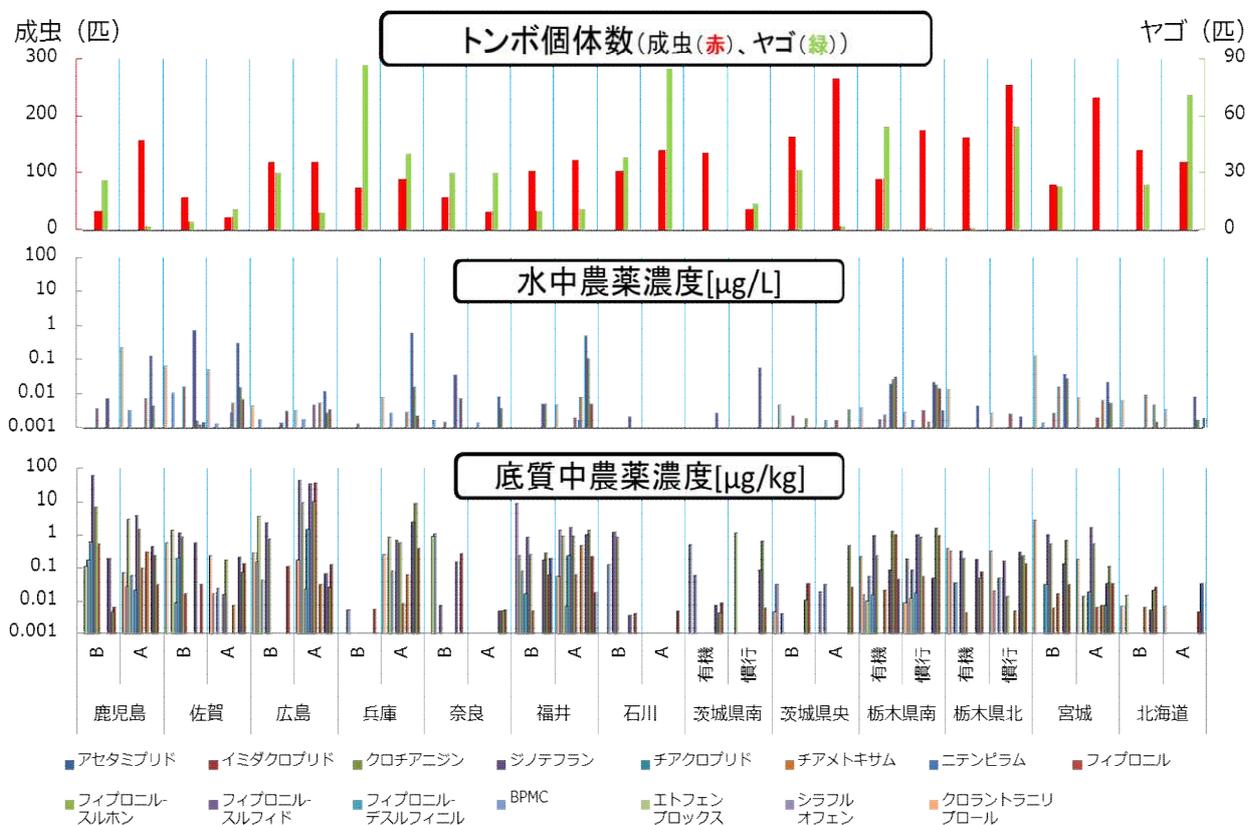
全国 13 地点の水田周辺のため池及び水路において水中及び底質中のネオニコチノイド系農薬等の濃度を測定した結果、定性的には残留農薬の多い地域でトンボが少ない傾向が示されるものの、統計的に有意な差は得られなかった。慣行農法と有機農法を行う場合はそれぞれ集まる地点で比較しても、農薬の残留状況に目立った差は見られず、トンボ類の生息について一貫した傾向は見られなかった。

また、トンボの成虫及びヤゴの生息種数・個体数、周辺の植生・土地利用区分を数値化して GLMM 解析した結果では、結果に一貫した傾向は見られず、トンボの生息状況に特に大きな影響を及ぼす薬剤の系統は明確ではないという結果になった。

【検討会での評価】

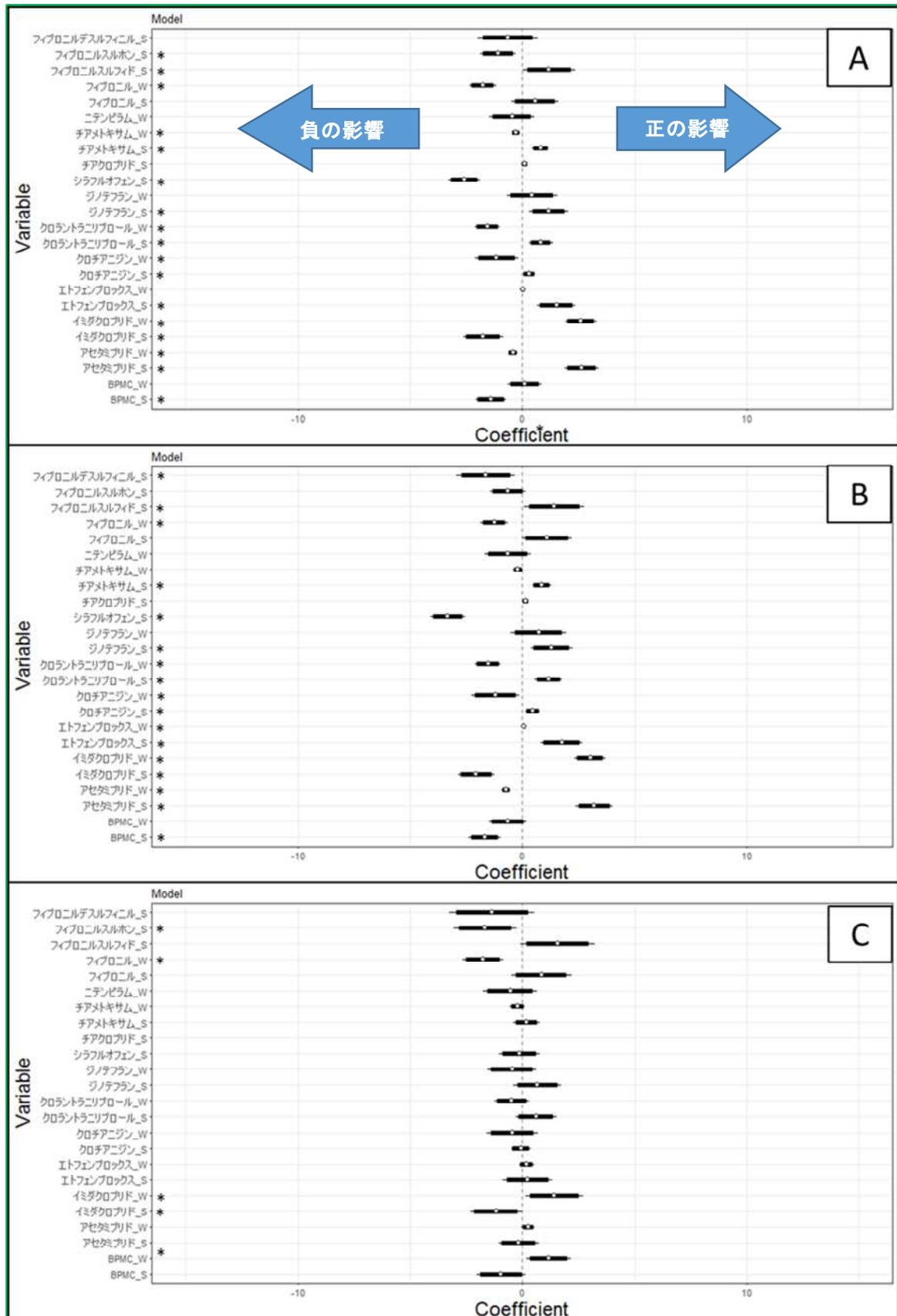
現時点で、水田周辺の水中及び土壌中の残留農薬がトンボの生息に影響を及ぼしていることを示す明確な知見は得られていない。

図 3 全国 13 地点におけるトンボの生息状況及び残留農薬濃度の測定結果



出典：「平成 28 年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

図 4 トンボの生息状況と農薬濃度の相関関係の GLMM 解析結果  
 （農薬濃度がトンボの生息状況に与える影響を分析）

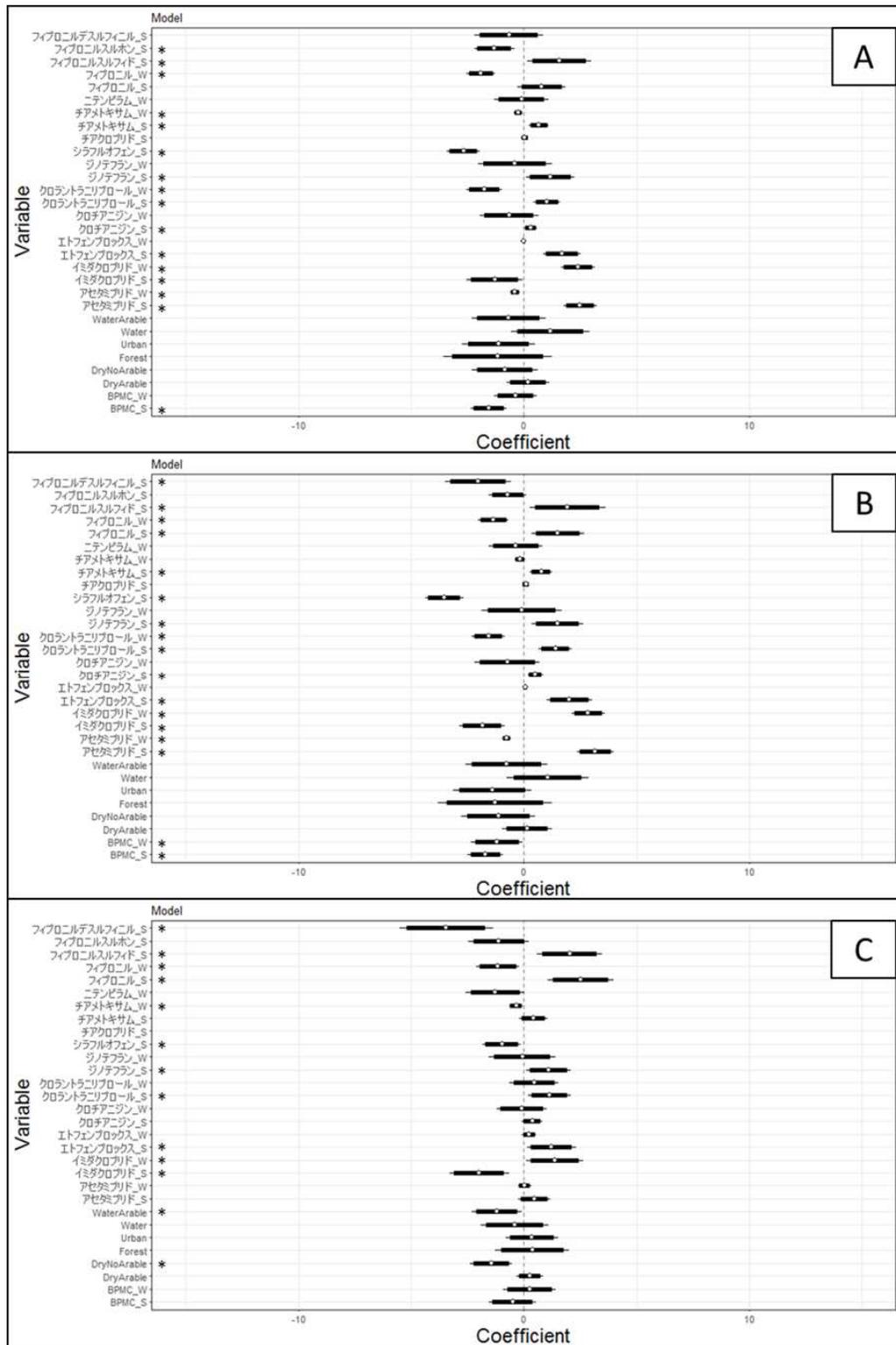


（方法）モデルに農薬濃度のみを組み込んで解析

- ・ 目的変数：総個体数 (A)、トンボ成虫個体数 (B)、ヤゴ個体数 (C)
- ・ 説明変数：底質中 (S)・水中 (W) 残留農薬濃度

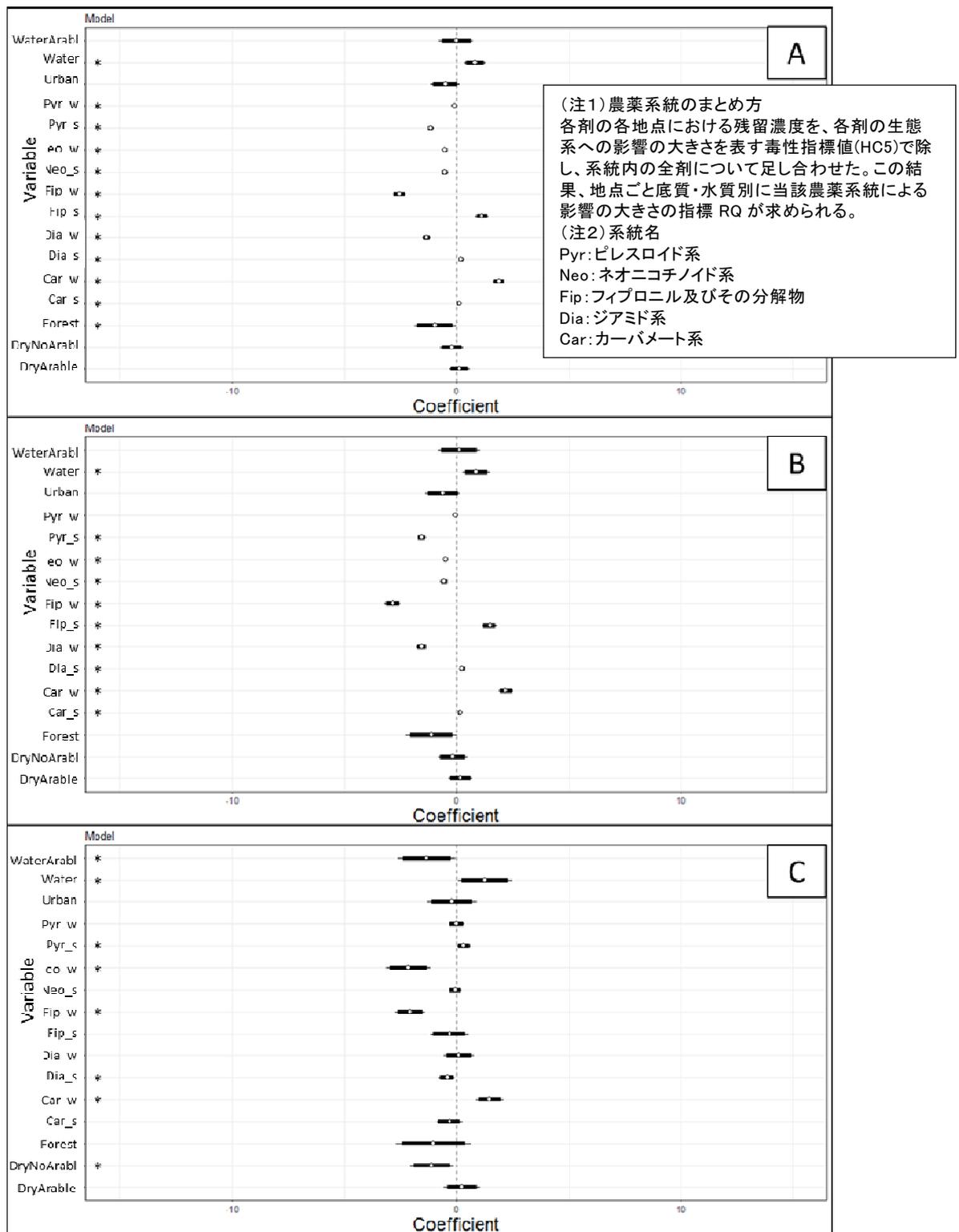
図 5 トンボの生息状況と農薬濃度の相関関係の GLMM 解析結果  
 （農薬濃度と周辺の土地利用状況（環境要因）を考慮）

WaterArable:農業水面(水田、ハス田)  
 Water:非農業水面(河川、湖沼、ため池)  
 Urban:民家等、Forest:山林  
 DryNoArable:非農業陸地(草地や河川敷等)  
 DryArable:農業陸地(畑、果樹園等)



(方法) 周辺土地利用状況を解析に加えることで、モデルの予測力を改善。  
 ・目的変数：総個体数 (A)、トンボ成虫個体数 (B)、ヤゴ個体数 (C)  
 ・説明変数：底質中 (S)、水中 (W) 残留農薬濃度、周辺土地利用状況（面積を変数として利用）

図 6 トンボの生息状況と農薬濃度の相関関係の GLMM 解析結果  
 (周辺の土地利用状況(環境要因)を考慮し、農薬系統をまとめて評価)



(方法) 説明変数を減少させることにより、有意でない変数を誤って有意と推定することを回避するとともに、農薬系統ごとの傾向を検出することを試みた。

- ・目的変数: 総個体数(A)、トンボ成虫個体数(B)、ヤゴ個体数(C)
- ・説明変数: 農薬系統ごとの底質中(S)・水中(W)残留農薬濃度、周辺土地利用状況(面積を変数として利用)

図 4 ~ 6 出典: 「平成 28 年度農薬の環境影響調査業務報告書」 (一部加筆)

## (2) ハチへの影響評価

### ①室内毒性試験による昆虫類の SSD 分布

#### 【研究の目的及び概要】

ネオニコチノイド系農薬等の浸透移行性殺虫剤と有機リン剤、カーバメート剤等の従来薬剤との陸域昆虫への影響の違いを明らかにするため、これらの農薬 14 種類について、ハチ類を含む陸域節足動物 24 種に対する経皮毒性試験を実施し、LD<sub>50</sub> を算出した（トラマルハナバチ、クロマルハナバチ、ニホンミツバチ、セイヨウミツバチの LD<sub>50</sub> で他の研究におけるデータのあるものはその結果を活用）。また、これらの結果を基に種の感受性分布曲線（SSD）を作成し、生物種間の感受性の違い及び農薬間の生態影響の違いを明らかにした。

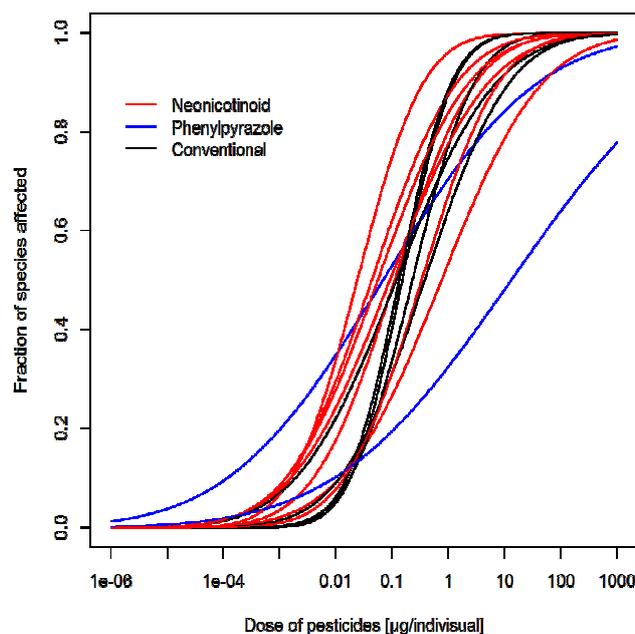
#### 【研究結果】

ネオニコチノイド系のイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、アセタミプリド、ジノテフラン、フェニルピラゾール系のフィプロニルは従来薬剤より陸域昆虫類に対する毒性が高いが、SSD の傾きが緩やかで、選択性が高く、大きく影響を受ける種とほとんど影響を受けない種に分かれる傾向があった。

#### 【検討会での評価】

農薬に対する陸域昆虫種ごとの感受性差を見ると、有機リン系等の従来薬剤と比較し、ネオニコチノイド系ではやや大きな差が、フェニルピラゾール系では大きな差が見られる。このため、毒性の評価には注意が必要と考えられる。

図 7 ネオニコチノイド系、フェニルピラゾール系、従来薬剤の SSD



出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

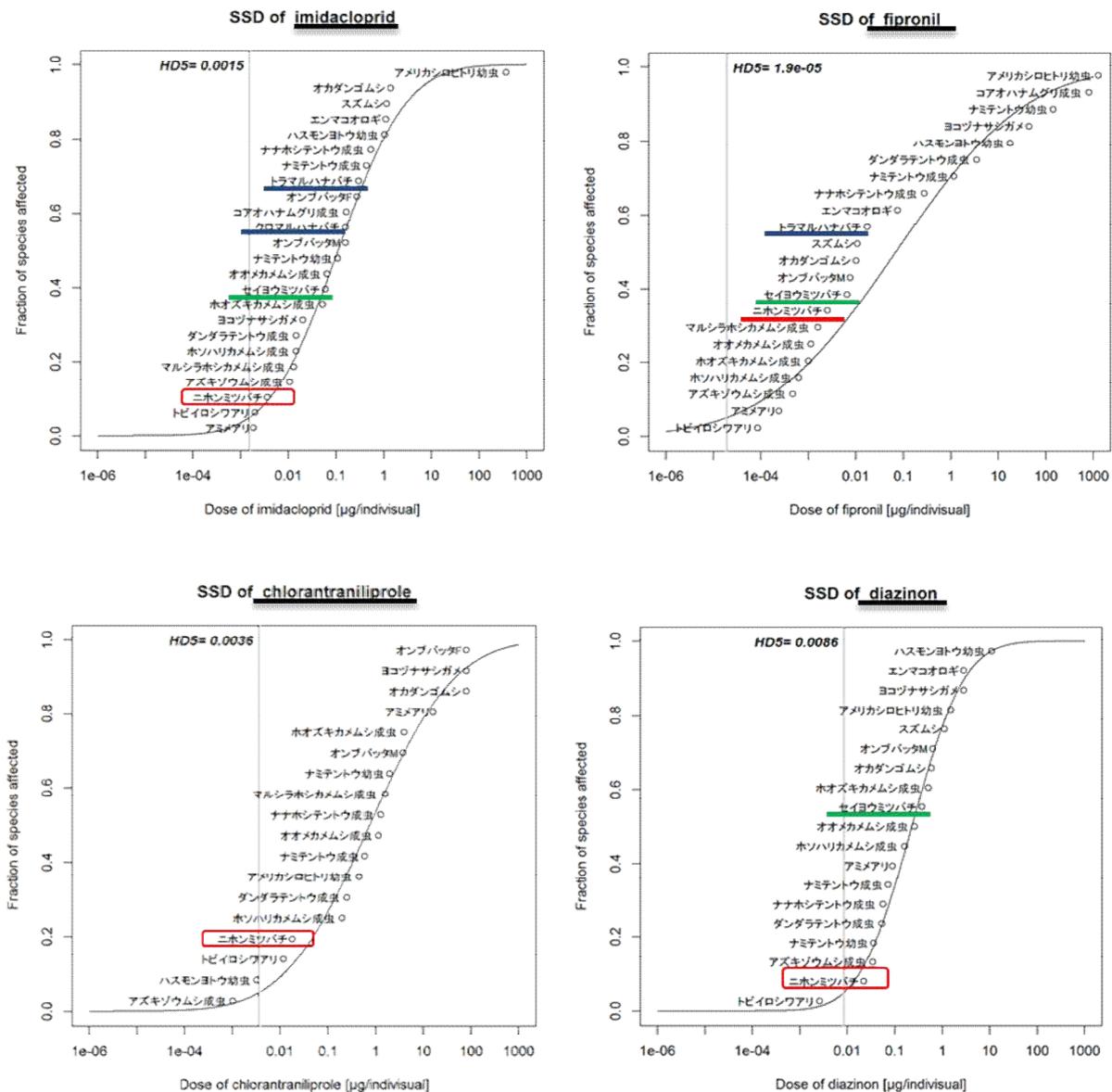
【研究結果】

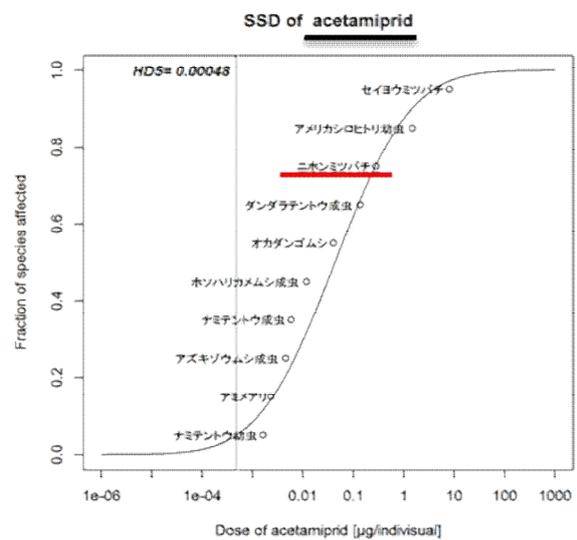
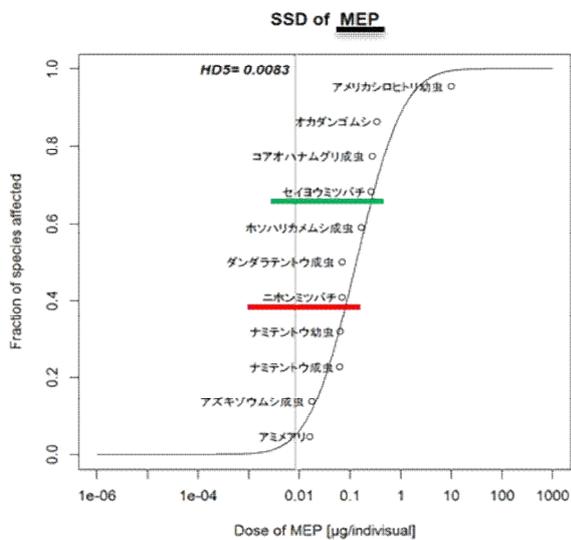
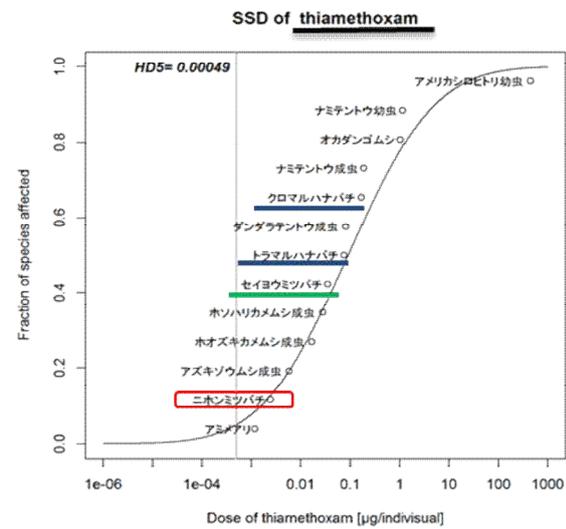
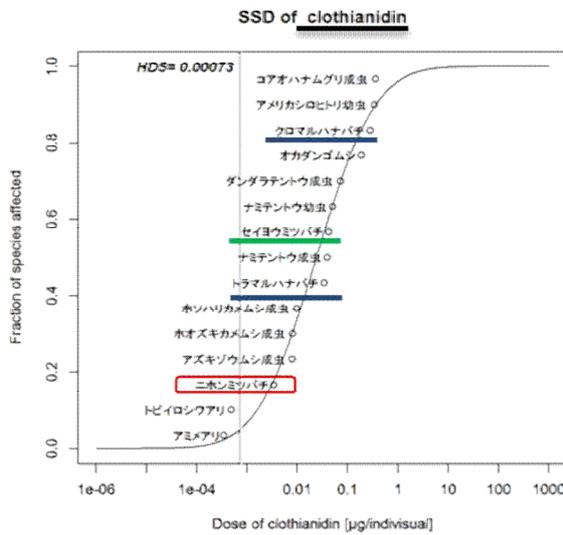
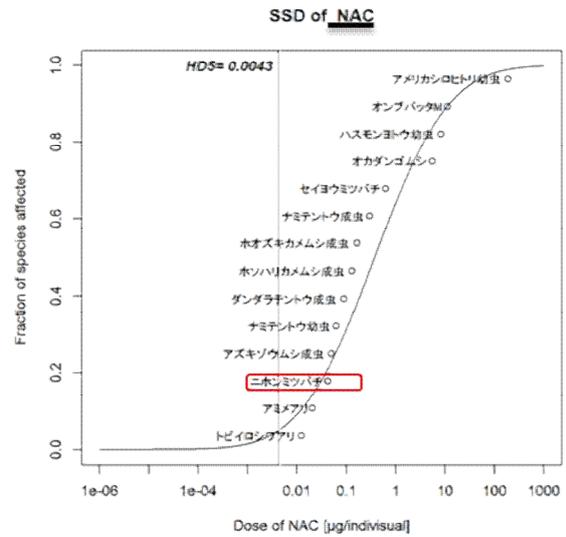
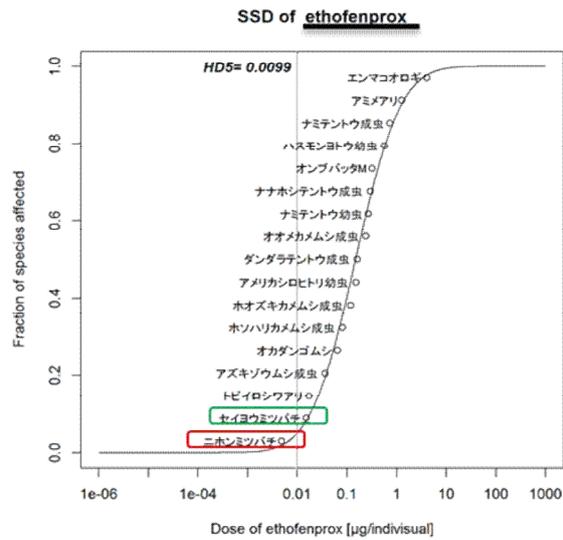
SSD 分析の結果、薬剤の影響を受ける種の 20%以下にプロットされる種（感受性が高い種）の中にニホンミツバチとセイヨウミツバチがあったが、トラマルハナバチとクロマルハナバチはなかった。

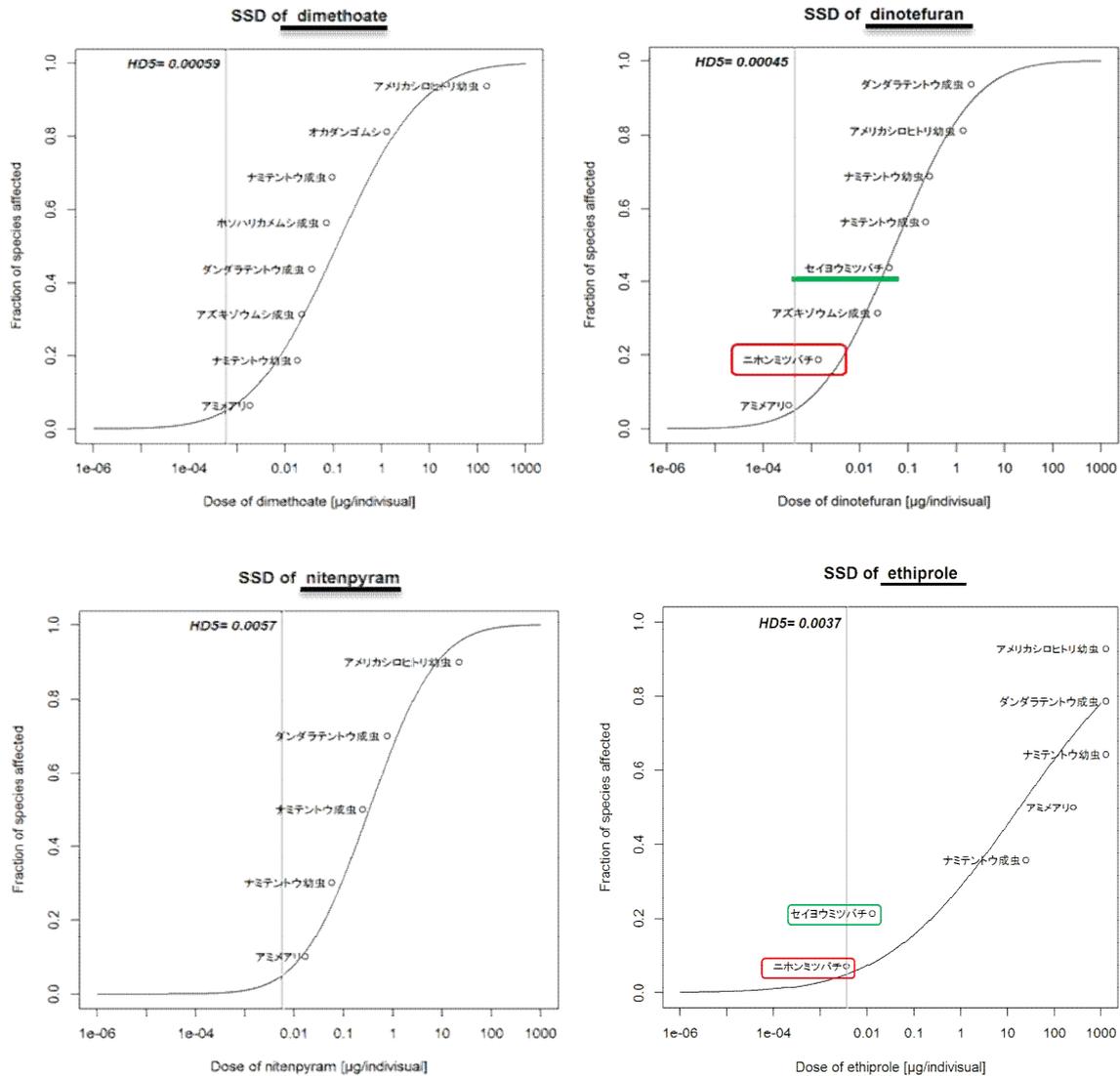
【検討会での評価】

農薬の経皮暴露に対する感受性は、ニホンミツバチ、セイヨウミツバチ、マルハナバチの中ではニホンミツバチが最も高い。

図 8 各薬剤における種の感受性分布（SSD）







出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

## ②マルハナバチ類への急性毒性試験

### 【研究の目的及び概要】

ネオニコチノイド系農薬等の野生マルハナバチ類に対する生態リスク評価を行うため、マルハナバチ類のワーカー個体による室内急性毒性試験として接触毒性試験及び経口毒性試験を実施し、セイヨウミツバチとの感受性の違いを調査した。

### 【研究結果】

野生マルハナバチへのイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、フィプロニルの急性の接触毒性、経口毒性は、セイヨウミツバチと同程度であり、また、時間の経過とともに毒性の発現が強くなった。

## 【検討会での評価】

野生マルハナバチとセイヨウミツバチに対するイミダクロプリド、チアメトキサム、フィプロニルの急性の接触毒性、経口毒性は同程度と考えられる。

表 7 野生マルハナバチ類の急性接触・経口毒性試験による LD<sub>50</sub>

接触試験LD <sub>50</sub>			経口試験LD <sub>50</sub>		
	トラマル	クロマル		トラマル	クロマル
イミダクロプリド (0.081)	0.296 0.0973	0.159 0.140	イミダクロプリド (0.037)	140 0.469	3.90 0.493
クロチアニジン (0.04426)	0.0344 0.0287	(0.282) (0.282)	クロチアニジン (0.00379)	0.00336 0.00305	0.00738 0.00738
チアメトキサム (0.024)	0.0756 0.0719	0.166 0.136	チアメトキサム (0.005)	0.00512 0.00512	0.0224 0.0224
フィプロニル (0.00593)	0.0171 0.00946	— (0.152)	フィプロニル (0.00417)	0.00812 0.00521	0.0125 0.00740

上段: 48h  
下段: 72h

(注) 薬剤名の下に括弧の数値はセイヨウミツバチ48hLD<sub>50</sub>の値  
単位は全てμg/bee

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

## ③クロマルハナバチのコロニーを用いたハウス内生殖影響試験

## 【研究の目的及び概要】

イミダクロプリドのマルハナバチのコロニーへの影響を調べるため、クロマルハナバチ市販コロニーを用い、ハウス内で餌の花粉（ベイト花粉）の摂取を通じたコロニーレベルでの生殖影響試験を行った。

## 【研究結果】

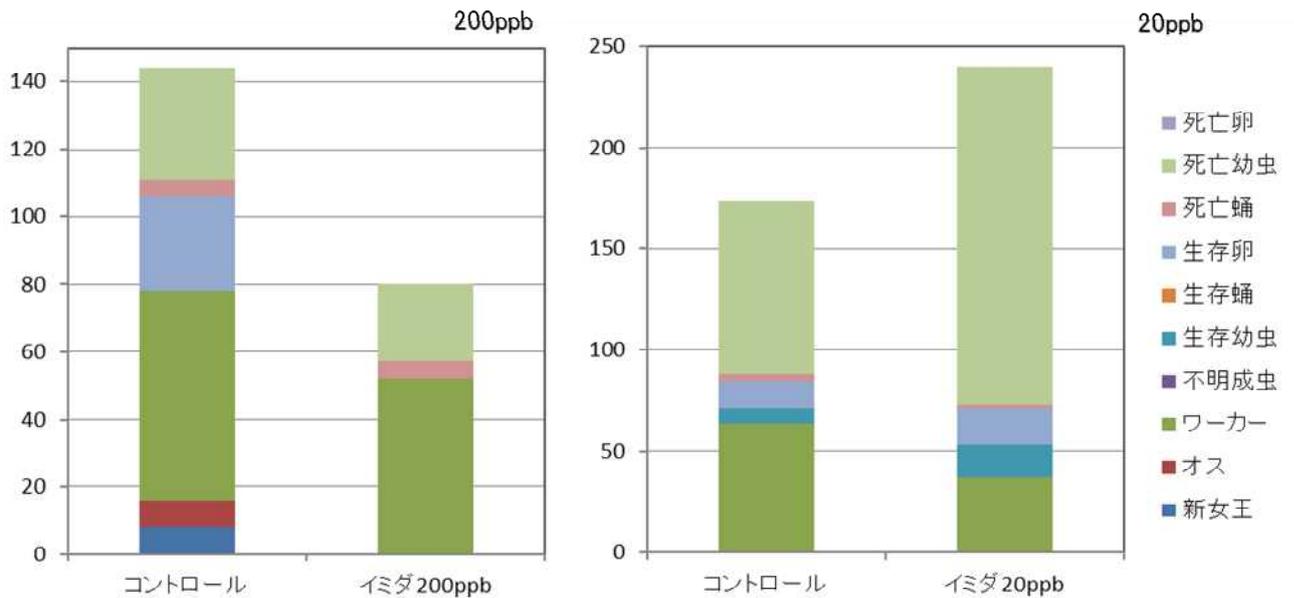
1年目の試験では、ベイト花粉中のイミダクロプリドの濃度が200ppbで1ヶ月間の花粉消費量が半減し（56.3g→28.3g）、1ヶ月後の巣内構造は卵室数がゼロとなり、新女王及びオスが生産されなかった。20ppbでは、死亡卵が有意に増加した。

また、2年目の試験でも、ハチの活動期に実施した試験では、200ppbのイミダクロプリド処理区では、無処理区と個体数に差はないが、1年目と同様に、オス及び新女王の出現がなく、20ppbではオスの出現がなかった。また、200ppbでは、生存総個体数が少なく、生存幼虫数が少なかったのに対し、20ppbでは生存総個体数、生存幼虫数に差は認められなかった。

【検討会での評価】

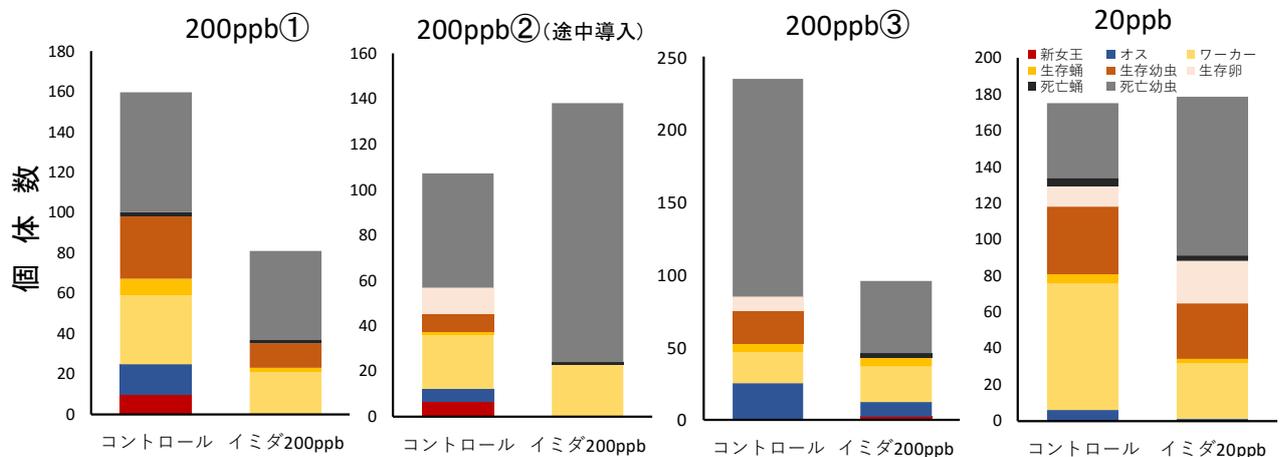
クロマルハナバチは、巣に持ち帰る花粉中のイミダクロプリドが実環境中濃度の 20ppb（暴露期間中の農薬原体持ち帰り量  $0.69 \mu\text{g}$ （1ヶ月間：1年目）、 $1.45 \mu\text{g}$ （40日間：2年目））で巣内構造に変化が見られることから、次世代の生産に影響する可能性がある。

図 9 イミダクロプリドのハウス内コロニーレベル生殖影響試験における 1ヶ月後のクロマルハナバチの巣内構造（1年目）



出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

図 10 イミダクロプリドのハウス内コロニーレベル生殖影響試験における 40日後のクロマルハナバチの巣内構造（2年目）



出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

## ④野生ニホンミツバチの個体レベルの急性毒性試験

## 【研究の目的及び概要】

浸透移行性殺虫剤の野生ニホンミツバチに対する影響と有機リン剤等の従来薬剤との影響の違いを明らかにするため、野生ニホンミツバチのワーカー個体による室内急性毒性試験として経皮毒性試験を実施し、感受性の違いを調査した。

## 【研究結果】

試験に用いた農薬の LD<sub>50</sub> は、ニホンミツバチの方がセイヨウミツバチよりも低い傾向を示した。

対象農薬のニホンミツバチに対する LD<sub>50</sub> の最大と最小は、いずれもネオニコチノイド系薬剤から得られた。

## 【検討会での評価】

農薬の急性経皮毒性において、ニホンミツバチの感受性はセイヨウミツバチに比べて高い傾向にあり、文献データから得られるセイヨウミツバチの毒性値と比較すると、48hLD<sub>50</sub> は 2.6~29 倍程度の差がある。また、ニホンミツバチの感受性は、ネオニコチノイド系農薬の中でも種類によって大きく異なる。

表 8 ニホンミツバチとセイヨウミツバチに対する各種農薬の LD<sub>50</sub> (48h)Table 2. Acute (48 h) contact toxicity of pesticides in *Apis cerana japonica* with LD<sub>50</sub> values (µg/bee) of *Apis mellifera* as reference value

Class	Chemicals	Slope ± SE	Intercept ± SE	LD <sub>50</sub> (µg/bee)		Goodness of fit test			LD <sub>50</sub> <sup>c</sup> (µg/bee) <i>A. mellifera</i>
				Estimate	95% CI	df	Likelihood ratio $\chi^2$	P	
Neonicotinoid	Acetamiprid	0.942 ± 0.247	0.523 ± 0.256	0.278	0.060–1.041	19	59.24	<0.001	8.09
	Imidacloprid	2.09 ± 0.47	5.098 ± 1.23	0.0036	0.0018–0.0077	15	11.31	0.73	0.06
	Clothianidin	8.00 ± 1.97	19.71 ± 4.85	0.0034	0.0029–0.005	13	8.43	0.81	0.042
	Dinotefuran	0.91 ± 0.30	2.60 ± 0.86	0.0014	0.0001–0.001	17	83.53	<0.001	0.041
	Thiamethoxam	3.47 ± 0.66	9.08 ± 1.68	0.0024	0.0018–0.0031	17	25.45	0.085	0.035
Phenylpyrazole	Fipronil	3.96 ± 0.94	10.31 ± 2.45	0.0025	0.0017–0.0036	18	30.95	0.029	0.0065
Organophosphorus	Diazinon <sup>a</sup>	23.93 ± 3828.0	39.5 ± 6503.7	0.022	–	20	27.43	0.12	0.37
	Fenitrothion	2.52 ± 0.80	2.92 ± 0.85	0.069	0.03–0.10	23	37.16	0.03	0.26
Anthranilic diamide	Chlorantraniliprole <sup>b</sup>	2.66 ± 0.82	4.67 ± 1.41	0.018	0.007–0.03	16	36.3	0.003	–
Synthetic pyrethroid	Ethofenprox	1.09 ± 17.2	2.52 ± 13.34	0.0048	–	20	45.46	<0.001	0.015
Carbamate	Carbaryl <sup>d</sup>	22.6 ± 9160.8	31.1 ± 12337	0.042	–	9	20.6	0.015	0.63

The 95% confidence interval was not calculated for diazinon, ethofenprox, and carbaryl treatment, because the index of significance for potency estimation exceeded 0.5.

<sup>a</sup> The model is uncertain, as SE of slope is too large.

<sup>b</sup> Finney Equivalent was used to calculate the CI.

<sup>c</sup> LD<sub>50</sub> values of *A. mellifera* were obtained from the ECOTOX (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>) and AgriTox databases (<http://www.agritox.anses.fr/index.php>, accessed 10 December 2015).

出典: Yasuda M, Sakamoto Y, Goka K, Nagamitsu T, Taki H, (2017) Insecticide susceptibility in Asian honey bees *Apis cerana* and implications for wild honey bees in Asia. *Journal of Economic Entomology*, 110:447–452.

⑤野生ニホンミツバチのコロニーに対する低濃度暴露試験

【研究の目的及び概要】

実環境での浸透移行性殺虫剤の野生ニホンミツバチのコロニーへの低濃度暴露の影響評価を行うため、野生ニホンミツバチのコロニーを用い、飼育環境下における人工飼料の摂食を通じたコロニーに対する低濃度暴露試験を実施した。

【研究結果】

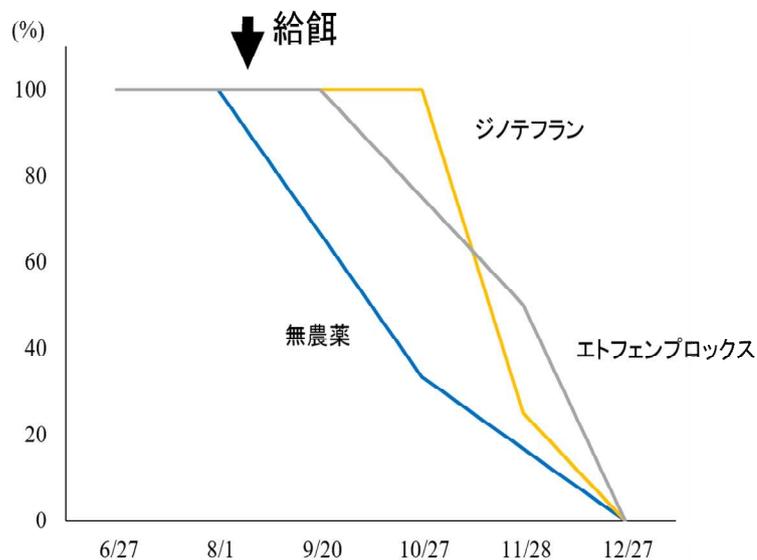
現実の農薬散布による花粉からの残留農薬の摂食を想定したニホンミツバチのコロニー試験では、ネオニコチノイド系のジノテフラン（301.8ng/g）区、非ネオニコチノイド系のエトフェンプロックス（25.4ng/g）区は、無処理区と比較してコロニーの生存率等に明確な差は見られなかった。

【検討会での評価】

水田で使用される代表的な農薬であるジノテフラン、エトフェンプロックスが、高い濃度\*で飼料に含まれていても、農薬を含まない飼料を与えた場合と、ニホンミツバチのコロニーに対する影響に差はなかった。

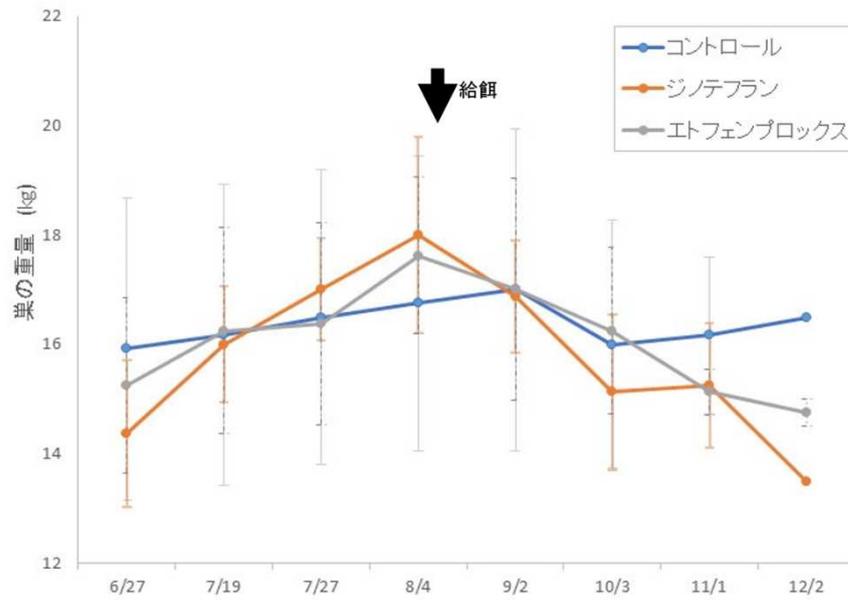
\*我が国においてセイヨウミツバチが巣に持ち帰る花粉中濃度の調査で得られた最大の濃度

図 11 ニホンミツバチのコロニーにおける巣生存率の経時変化



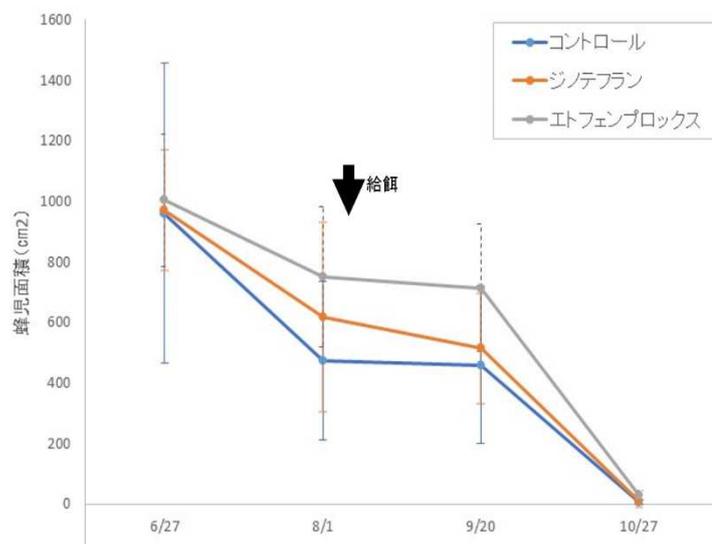
出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

図 12 ニホンミツバチのコロニーにおける巣重量の経時変化



出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

図 13 ニホンミツバチのコロニーにおける蜂児面積の経時変化



出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ