

環動昆

原 著

- 小崎裕史・盛山 充・駒形 修・本山直樹：航空散布農薬の水田用水路における濃度ならびに散布前後の水生物相の変化 147
- 田下昌志・丸山 潔・中村寛志・小林久夫：長野県上高地地区におけるチョウ類群集を用いた治水工法の評価の試み 157
- 丸野 吾郎・森 直樹・西田律夫・桑原保正：無気門亜目ダニの化学生態学 LXXXII ケナガコナダニの雌性フェロモン β -アカジリアールの同定 (英文) 167

資 料

- 山崎一夫・松本吏樹郎：大阪市の湾岸部で採集された熱帯性のクロスジスズバチ *Delta esuriens* (Fabricius) 175
- 第15回日本環境動物昆虫学会セミナーを開催して 177
- 第17回 日本環境動物昆虫学会年次大会印象記 179
- 書 評 182
- 会 報 183
- 投稿規定 189
- 総目次 193

Vol. 16

4

2006

日本環境動物昆虫学会

航空散布農薬の水田用水路における濃度ならびに散布前後の水生生物相の変化

小崎 裕史・盛山 充・駒形 修¹⁾・本山 直樹

千葉大学園芸学部
1) 現所属：国立感染症研究所

受領：2005年9月1日；受理：2005年11月5日

Pesticide Concentrations and Changes in Aquatic Fauna in a Paddy Canal after Aerial Application. Hirofumi Kosaki, Mitsuru Moriyama, Osamu Komagata, and Naoki Motoyama Laboratory of Pesticide Toxicology, Faculty of Horticulture, Chiba University, 648 Matsudo, Matsudo-shi, Chiba 271-8510, Japan, Present Address : National Institute of Infectious Diseases

Abstract

Concentrations of three pesticides in a paddy canal in Yamada-machi, Katori-gun, Chiba-ken were determined over time following the aerial application of pesticides. And changes in aquatic fauna after the application were monitored. The highest concentration detected immediately after the application was 13.8 ppb of dichlomezine. The concentrations of all three pesticides decreased rapidly, nearly reaching their limits of detection by the following day. No significant change was observed in the relative population of aquatic such as fish, frogs and crayfish, in the canal before and after the application. Indices of biodiversity also showed little change of values after pesticide application. The maximum concentrations of the three pesticides detected in the canal were far below the LC₅₀ values reported in the literatures. Laboratory bioassay. At the maximum predicted concentrations of the four pesticides mixture in the canal against several aquatic organisms either collected from the field or purchased showed some effects in red swamp crayfish and aquatic insects, but little effect was observed in fishes and snails.

Key words : Paddy canal, effect on aquatic fauna, species diversity, change of pesticide concentration in paddy canal, diclomezine, silafluofen, fthalide

千葉県香取郡山田町において航空散布された農薬の水田用水路における濃度および散布前後の水生生物相の変化を調査した。航空散布農薬の最高濃度は散布直後に検出されたジクロメジンの 13.8 ppb であった。水田用水路中の 3 種農薬の濃度はその後急速に低下し、散布翌日には検出限界近くにまで達した。航空散布前後における魚類、カエル類、アメリカザリガニなどの水生生物相の大きな変化は観察されず、種の多様性指数もほとんど変わらなかった。また、水田用水路で検出された農薬濃度は文献に報告されている各種生物の LC₅₀ 値よりもはるかに低かった。野外で採集または購入した数種水生生物に対する 4 種混合農薬の水路中予測最高濃度を用いた室内毒性試験の結果、アメリカザリガニと水生昆虫には若干の影響が見られたが、魚類と巻貝に対する影響は観察されなかった。

はじめに

1999年、環境庁（現環境省）はメダカ *Oryzias latipes* (Temminck et Schilegel) をレッドリストの絶滅危惧Ⅱ類に指定すると発表した（環境庁，1999）。メダカという私たちに最も身近な生物が絶滅の危機に瀕しているというトピックはマスコミによって広く報道され、深刻化する生態系破壊に対する人々の関心を高めた。

自然生態系における生物多様性の重要性は、1992 年にブ

ラジルで採択された生物多様性条約（日本は 1993 年に批准）において国際的に確認されている。また、水鳥の生息地保護を目的に締結されたラムサール条約（日本は 1980 年批准）では湿地保全の重要性が強調された。しかし、現実には都市化や途上国における人口爆発の影響で水系は深刻な打撃を受けており、水系の生物多様性の低下が大きな問題となっている（守山，1997）。

こうしたなか、湿地の減少という同様の問題を抱える日本では、その打開策として、全国に広がる水田や休耕田の

活用に関心が寄せられている（守山，1998；大黒，1998）。水田や休耕田を，魚類や水生昆虫の生息場として活用していこうというのである。しかし食糧生産の場として造成された水田には，生物に対して好ましくない条件も多く存在する。こうした，生物に悪影響を与える要因として挙げられるのが水田整備事業や農薬の散布である（細谷，2000）。なかでも農薬は，環境中に直接投与され，水田外に流出する可能性のある化学物質として環境に与える影響が懸念されている。しかし，農薬の生態系に与える影響に関する研究はその多くが限られた種類に対する急性毒性値をもとにした考察や室内試験であり，実際の現場に即した調査研究結果が極めて乏しいのが現実である（安野，1988；茂岡，1991）。国立環境研究所（環境庁，1995）では「水環境における化学物質の長期暴露による相乗的生態系影響に関する研究」として1989年から1993年の5年間の多岐にわたる詳細な研究成果を報告しているが，実際の河川中の生物密度の調査を行っていない。

こうした現状をふまえ，当研究室では農薬が生態系に与える影響の実態に関する一連の研究を行っている。本稿では2002年に千葉県香取郡山田町の水田において有人ヘリコプターにより散布された農薬の水田用水路における濃度と散布前後の水生生物密度の変化を調査した結果を報告する。

材料と方法

1. 試験地と農薬散布

千葉県香取郡山田町における2002年の航空散布は，7月18日に田部地区，長岡地区，竹之内地区など橋堰から黒部

川にかけての水田約1014 haに対して，翌19日に神生地区，仁良地区など橋堰上流の水田約124 haに対して実施された。散布薬剤としては，モンガードゾル（有効成分ジクロメジン20.0%，北興化学株式会社製）とカスラブジョーカーD F（有効成分シラフルオフェン10.0%，カスガマイシン1.3%，フサライド17.0%，北興化学株式会社製）の30倍希釈混合液が用いられ，有人ヘリコプターによって早朝5時から3 l/10aの割合で散布された。なお，ジクロメジン，カスガマイシン，フサライドはイモチ病ならびに紋枯れ病防除を目的として，シラフルオフェンはツマグロヨコバイとカメムシ類の防除を目的に散布された。試験地の地形と調査地点は図1に示した。

2. 農薬分析用試料水採取地点および採取方法

農薬の水中濃度調査用試料水は，農業用ため池である橋堰に流入する仁良川と呼ばれる用水路（幅1.4～1.6 m，調査時の水深60～100 cm）に設定したサイト2において採取した（図1）。なお，仁良川は水田の用水路であると同時に，排水路としても用いられているが，本稿では便宜上用水路と呼ぶ。試料水は1 lのガラス製褐色ビンを用いて水面下5 cmで採取し，水冷状態で持ち帰った。試料水採取は航空散布前1回，航空散布後7回の計8回実施した。特に散布当日は直後，2時間後，6時間後，12時間後と短い間隔で採取し，その後は1.5日後（36時間後），4日後，8日後に採取した。なお，農薬散布日のサイト2の状態は水温20.8℃，EC 25.5 mS/m，pH 7.1，DO 6.67 mgO₂/l，流速0.46 m/s，流量59,616 t/dayであった。なお，ECおよびpHはポータブルEC/pH計（WM-22ED，東亜DKK社製），DOはポー

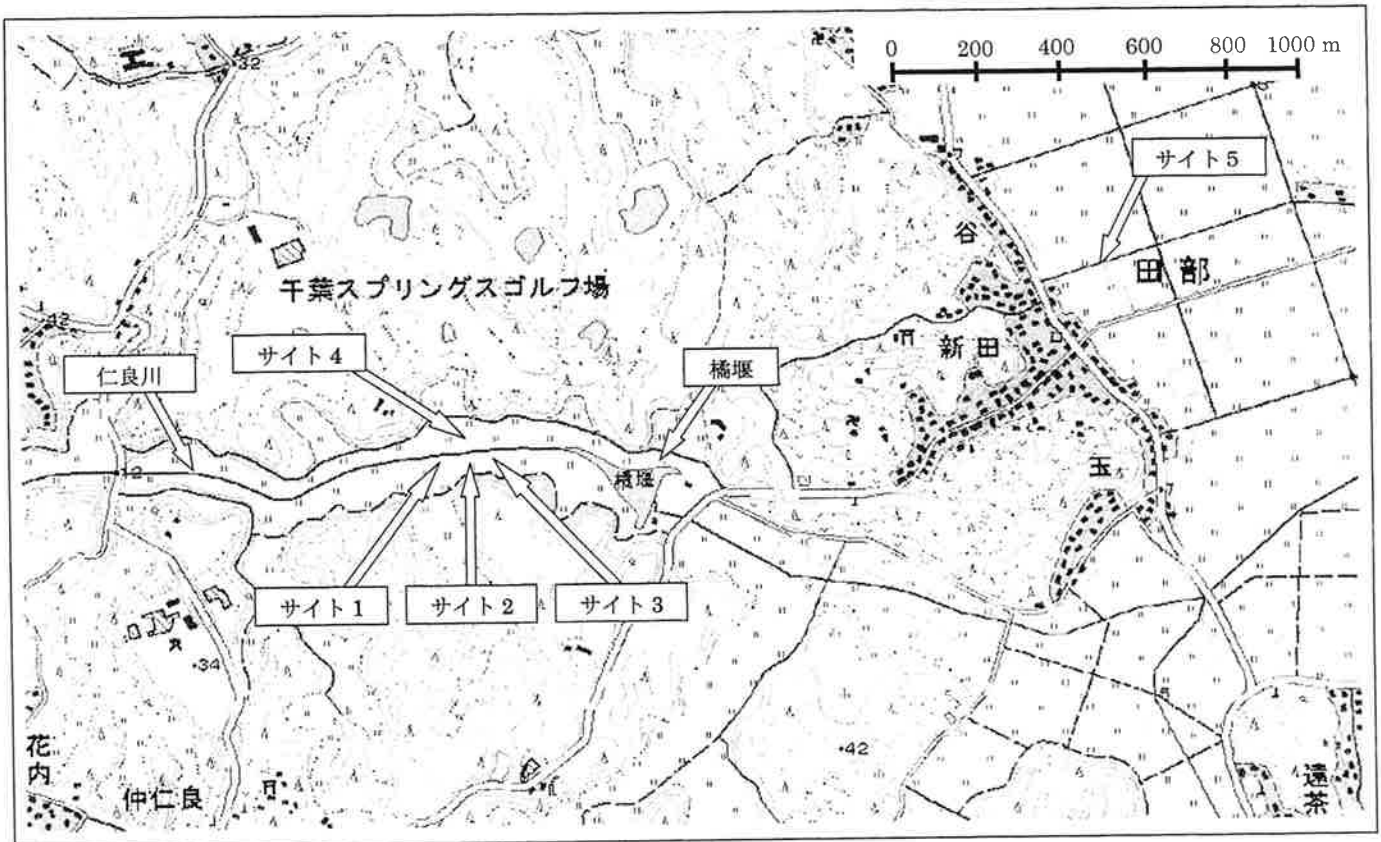


図1 千葉県香取郡山田町の航空散布地域と調査地点

ダブル DO 計(DO-24P, 東亜DKK社製)を用いて測定した。流速は浮きを流して測定し、流量は仁良川の水深と川幅から推定した。

3. 試薬類

検量線作成に用いたフサライド原体(94.4%)(4,5,6,7-tetrachloro phthalide)は日本農薬株式会社より入手した。シラフルオフエン(分析用標準品95.0%)[4-ethoxyphenyl [3-(4-fluoro-3-phenoxyphenyl)-propyl] dimethyl] silane]は、和光純薬株式会社より購入した。ジクロロメジン[6-(3,5-dichloro-*p*-tolyl)pyridazin-3(2*H*)-one]は市販の水和剤(モンガード, 三共株式会社製)からシリカゲルカラムクロマトグラフィーを用いて精製したものを使用した。アセトンは市販の試薬特級を用いた。

4. 試料水中の農薬濃度の分析

試料水 1000ml をガラス繊維フィルター(Whatman GF/C)で吸引濾過(1000 ml/60 分)し、アセトン 5 ml と蒸留水 5 ml で前処理した Sep-Pak C18 カートリッジ(Waters 社製)に吸着させた後、アセトン 10 ml で溶出した。アセトンを窒素ガス気流下で除去した後、アセトン 500 μ l を加えて定容した試料を分析用サンプルとした。

分析はガスクロマトグラフ質量分析計(QP2000GF, 島津製作所社製)を用いて行った。カラムは NB-5 (30 m \times 0.25 mm I.D., 0.4 μ m, GLサイエンス社製)を用い、カラム温度 240 $^{\circ}$ C (3min.) - 300 $^{\circ}$ C (20 $^{\circ}$ C/min.) - 300 $^{\circ}$ C (6min.) の昇温条件、試料注入口温度 280 $^{\circ}$ C, キャリアーガス(He)流量 30 ml/sec, イオン源温度 300 $^{\circ}$ C, インターフェイス温度 300 $^{\circ}$ C とし、試料注入力 1 μ l で分析した。得られた保持時間(R.T.)は図2のクロマトグラムに示すとおりジクロロメジン 7.8 min., フサライド 5.6 min., シラフルオフエン 12.6 min.であった。定量はそれぞれ 254, 243, 179 を選択イオンとして行った。各農薬の検出限界はジクロロメジン 0.5 ppb, フサライド 0.05 ppb, シラフルオフエン 0.5 ppt であり、回収率はジクロロメジン 74%(5 ppb の時), フサライド 85%(2 ppb の時), シラフルオフエン 85%(0.5 ppb の時)であった。なおカサマイシンは抗生物質のため分析は行わなかった。

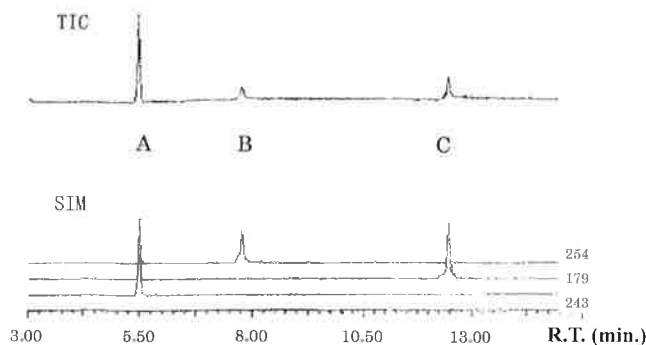


図2 分析対象農薬の GCMS クロマトグラム
A: フサライド
B: ジクロロメジン
C: シラフルオフエン

5. 水生物調査地点と方法

水生物調査は図1に示すとおり、仁良川の3地点(サイト1~3)と、その仁良川に流れ込む小水路(水深約5cm, 幅約50cm, 流速微速)の1地点(サイト4), ならびに田部地区の小水路(水深約5~10cm, 幅約50cm, 流速微速)の1地点(サイト5)で行った。サイト1~3では散布前に2回(7月13日, 17日), 散布後に3回(7月20日, 25日, 8月5日)調査し, サイト4では散布前に2回(7月13日, 17日), 散布後に2回(7月20日, 25日)調査した。サイト4における最後(7月25日)の調査では, 隣接する上流5m区画についても調査した。7月18日に散布が行われた田部地区のサイト5では, 散布前に1回(7月14日), 散布後に2回(7月15日, 25日)調査を行った。

仁良川に設定したサイト1~3では各10mを調査区画とし, 上流と下流に2人ずつ立ち, それぞれ下流及び上流に向かって移動しつつ, たも網(網目1mm, 直径60cmの半円形)を用いて両岸の植生に生息する水生物を採集した。採集した生物は種類, 大きさごとに採集個体数を記録後, 調査地点に放流した。また, 航空散布農薬の影響で死亡した生物の遺体を回収するため, 散布日(19日)の航空散布直前にサイト3の下流をふさぐような形で網(網目2mm)を設置し(図3), 翌20日の昼頃, 網にかかっている生物遺体を調査した。

サイト4と5は各5mを調査区画とした。両サイトでは川幅が狭いため, 下流側を完全にふさぐような形でメッシュ網(極細目, 幅30cmの長方形)2本を設置し, 上流から同様の網を用いて魚を下流の網に追い込む方法で水生物を採集した。採集した生物はその場で種類ごとに記録し, 調査地点に放流した。なお, サイト5(図4)では, 5m区画をA~Cの3ヶ所設定して調査を行った。

6. 種の多様度

生物多様性の指標として, 伊藤・佐藤(2002)の述べた方法に従って Shannon-Wiener 指数(H')および対数逆 Simpson 指数($\log(1/D)$)を計算し, 航空散布の前後で比較した。 H' および $\log(1/D)$ はそれぞれ以下の式を用いて計算した。ただし, N は総個体数, N_i は種別個体数を表す。

$$H' = - \sum pi \log_2 pi \quad (pi = Ni / N)$$



図3 仁良川外観および生物遺体回収網



図4 田部地区小水路(サイト5)の除草前(上)と除草後(下)の様子

$$D = \sum \{Ni(Ni-1) / N(N-1)\}$$

なお、本稿では体長またはステージ別に記録した生物についても、その合計値を種別個体数として種の多様度を計算した。

7. 水生生物に対する室内毒性試験

調査地において航空散布されたモンガードゾルとカスラブジョーカー DF の 30 倍希釈混合液 (有効成分濃度比 シラフルオフェン：フサライド：ジクロメジン：カスガマイシン=1：1.7：2：0.13) をシラフルオフェン濃度で 0.002 ppm, 0.01 ppm, 0.1 ppm 相当となるよう希釈してガラス製容器にとり、それぞれ希釈液 A, B, C とし、その後下記生物を投入し、室温下で保持して 24 時間後の様子を観察した。また、対照区として井水のみのもも用意した。なお、希釈液 C の農薬濃度は、仁良川の水深を 10cm と仮定して散布量から計算した予想最大暴露濃度である。

試験は供試生物ごとに 5 つのグループに分けて行った。グループ 1, 2 には薬液又はコントロールとして井水 5 ℓ を入れた容器 (直径 23 cm, 高さ 29.5 cm) を使い、グループ 1 にはタモロコ *Gnathopogon elongalus* (Temmick et Schilegel), フナ *Carassius sp.* (種名不明), ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor) を各 5 匹, グループ 2 にはアメリカザリガニ *Procambarus clarkia* (Girard) 各 2 匹を投入した。グループ 3 には薬液又は井水 11 入り容器 (直径 8 cm, 高さ 19 cm) を使い、ヒメダカ *Oryzias latipes* (Temminck et Schilegel) 'Red Type' 各 5 匹を投入した。グループ 4, 5

には井水 100 ml 入り容器 (直径 4.5 cm, 高さ 7.5 cm) を使い、グループ 4 にはゲンゴロウ *Dytiscidae sp.* (種名不明) 各 5 匹, ヤゴ *Odonata spp. larva* (種名不明) 各 2 匹, マツモムシ *Notonecta triguttata* (Motschulsky) 各 1 匹, グループ 5 にはカワニナ *Semisulcospira libertine sp.* (種名不明), ミズムシ *Corixidae sp.* (種名不明) 各 5 匹を投入した。ヒメダカを除く魚類およびアメリカザリガニは仁良川において航空散布前に採集した個体を使い、水生昆虫類およびカワニナは千葉県大網白里町において採集したものをを用いた。ヒメダカは購入した個体を用いた。井水は実験前に一晩汲み置いた、水温 23.3℃, pH7.9 のものを使用した。

アメリカザリガニに対しては、混合液の中のどの農薬成分が影響を与えているかを調べるために農薬成分ごとの生物検定も行った。検定には薬液又は井水 5 l 入りのガラス容器を使い、ジクロメジン, フサライドは 0.002, 0.01, 0.1, 0.2 ppm, シラフルオフェンは 0.004, 0.02, 0.2, 0.4 ppm となるように調整し、仁良川で捕獲したアメリカザリガニ (5~8 cm) 各 1 個体を投入した。アメリカザリガニ投入 24 時間後の状態を観察し、影響の見られたシラフルオフェン区のみは 48 時間後の状態も観察した。なお、ジクロメジン希釈液はモンガード水和剤 (三共株式会社製) を用いて、シラフルオフェン希釈液はシラトップ乳剤 (三共株式会社製) を用いて、フサライド希釈液はフサライド原体 (94.4%) を用いて調製した。

結果と考察

1. 水中農薬濃度の経時的推移

仁良川のサイト 2 で測定した各農薬水中濃度の経時的推移を表 1 に示す。ジクロメジンは散布 2 時間後に最高の 13.8 ppb に達し、その後急速に低下した。フサライドは散布直後に最高値 3.89 ppb, 2 時間後に 3.63 ppb を示し、その後低下した。シラフルオフェンは散布直後に 2.40 ppb, 2 時間後に 2.59 ppb を示し、その後低下した。いずれの農薬も 36 時間後には検出限界近くまで低下した。なお、フサライドに関しては航空散布 5 日前にも 0.31ppb 検出されているが、山田町役場によると 7 月 19 日以前に仁良川周辺のさらに上流部で無人ヘリコプターによる散布が行われたとの事であり、その一部が検出されたものと推察される。このようにいずれの農薬も著しく低い水中濃度しか検出されなかった理由としては、(1) この時期の水田はすでに落水しているため水田から用水路への流出はなく、用水路に直接落下した分だけが検出対象になったということ、(2) 水中に落下した農薬は連続した水の流れて希釈されるということ、(3) 水中農薬は用水路に自生しているヨシなどの植物に吸着されたり、底質土壤に吸着されたためと推察される。特に底質土壤への吸着については、後述するごとくシラフルオフェンのように Pow 値の高い物質では顕著に見られる可能性がある。水の流れて下流に運ばれた農薬の影響については、2001 年の同時期に仁良川下流の橋堰の放水口ならびにさらに下流の黒部川への流入口における濃度を調査した結果 (未発表)、上述した濃度よりもさらに低い濃度しか検出されなかったため、下流域で集積して悪影響を及ぼす濃

表1 仁良川サイト2における農薬濃度の経時的消長

調査日時		平均±S. D. (ppb)		
		フサライド	ジクロメジン	シラフルオフェン
7月14日	散布5日前	0.31±0.17	N.D.	N.D.
7月19日	散布直後	3.89±0.42	3.8±0.4	2.40±0.38
	2時間後	3.63±0.36	13.8±1.4	2.59±0.12
	6時間後	2.44±0.23	1.2±0.1	0.60±0.02
	12時間後	0.88±0.17	N.D.	N.D.
7月20日	32時間後	0.18±0.03	N.D.	N.D.
7月23日	4日後	0.15±0.02	N.D.	N.D.
7月27日	8日後	0.15±0.02	N.D.	N.D.

N.D.: <0.05 ppb (フサライド), <0.5 ppb (ジクロメジン), <0.5 ppt (シラフルオフェン)

度になることはないと考えられる。また、底質に吸着された農薬が底生物に及ぼす影響については不明であるが、脱着や微生物による分解などを通して徐々に消失していくものと思われる。

2. 水生物相対密度の経時的推移

仁良川における水生物調査結果は表2のようになった。仁良川での採集個体数を農薬の航空散布前後で比較すると、カエル類が散布1週間後に約8倍に増加した以外は、航空散布前後で個体数の大きな変化は確認されていない。カエル類の個体数増加はウシガエル幼生の急激な増加に基づいており、水田または調査地点の上流あるいは下流から移動してきたものと思われる。

また、航空散布直前にサイト3の下流に設置した生物遺体回収用の網にも5cmのヨシノボリ *Rhinogobius sp.* の遺体1個体がかかっていただけであった。これらのことから、仁良川調査地点では航空散布の影響による水生物の死亡、減少は起こっていないものと考えられる。サイト1~3で捕獲された全生物を合わせて種の多様性指数である Shannon-Wiener 指数 (H') および対数逆 Simpson 指数 ($\log(1/D)$) を計算したところ7月13日 $H' = 1.890$, $\log(1/D) = 0.333$, 7月17日 $H' = 2.009$, $\log(1/D) = 0.352$, 7月20日 $H' = 2.017$, $\log(1/D) = 0.370$, 7月25日 $H' = 1.966$, $\log(1/D) = 0.397$, 8月5日 $H' = 2.298$, $\log(1/D) = 0.471$ と推移し、7月19日の航空散布前後で顕著な変化は見られなかった。

本試験では無散布の対照区が無いので農薬の種の多様性への影響を明確には示せないが、生息個体数が比較的安定している魚類、及び甲殻類、両生類が主な構成要素であることから考えると、影響は強くないものと考えられる。

仁良川に流れ込む小水路 (サイト4) では、表3に示すように航空散布前後で50%もの個体数減少がおこった。しかし、サイト4では今回の採集調査によって堆積していた藻類が流亡し、航空散布前後で生物生息環境としての様相を明らかに大きく変化させてしまった。そのため、ドジョウ類に適した生息環境が失われ、より生息に適した隣接する上流部に移動したものと推察される。実際、7月25日の調査時に通常の調査地に隣接した上流5m (サイト4②) で

同様の調査を行ったところ、177匹という大量のホトケドジョウ *Lefua echigonia* (Jordan et Richardson) が採集された。これはホトケドジョウが調査地 (サイト4) から生息環境の攪乱が起こっていない上流部に移動したことを示唆しており、航空散布後も多くのホトケドジョウが生息している事実を示している。なお、ホトケドジョウは1960年代の有機リン系農薬の多用で激減したといわれ (細谷, 2000)、レッドデータブック絶滅危惧IBに指定されている保護生物であるが、今回の調査では航空散布の影響が認められなかった。山田町においては水田病害虫の有人ヘリコプターによる防除が毎年実施されてきたにもかかわらず、こういった種が生息していることから、生態系の健全性は比較的維持されているものと推察される。

仁良川下流田部地区の小水路 (サイト5) においても航空散布前後でメダカ個体数の顕著な変化は観察されなかった (表4)。しかし、航空散布後2回目、7月25日の調査では区A、Bの個体数が激減し、逆に区Cでは倍以上に増加していた。これは19日から25日の間に農家が区A、Bで行った除草が大きく影響しているものと推察される。図4に除草前と除草後の水路の写真を示すが、除草により植生がなくなった区A、Bはメダカの生息環境としては不適になり、植生の残された区Cにメダカが移動したものと考えられる。すなわち航空散布がサイト5に生息するメダカに与えた影響は極めて小さく、むしろ人間の手による生息環境の破壊のほうがはるかに大きな影響を及ぼした可能性が高い。このような事例は、生物多様性維持における河岸植物群の重要性やコンクリート三面張り水路の問題点などの研究でこれまでも指摘されており、本研究結果からも水路中の植生の維持が生物多様性保持に役立つ農業システムの構築において重要であるという主張を支持している (岩崎, 1997; 小林, 1989)。

3. 毒性試験結果

航空散布に使用したものと同一の農薬を用いた室内毒性試験結果を表5に示す。野外で採集した生物を用いたため、供試個体数は少なくならざるを得なかったが、供試したほとんどの生物は、水槽内試験においても、仁良川で検出された各農薬の最高濃度に相当する希釈液A、Bでは影響を

表2 仁良川のサイト1-3における水生生物相対密度の農薬散布前後における推移

生物	体長 スズメジ	相対密度 (個体数 / 10m)																				
		7月13日			7月17日			7月20日			7月25日			8月5日								
		サイト1	サイト2	サイト3	計	サイト1	サイト2	サイト3	計	サイト1	サイト2	サイト3	計	サイト1	サイト2	サイト3	計					
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor)	≧10cm	0	0	4	4	2	2	2	6	2	3	5	10	2	2	6	10	1	3	2	6	
	<10cm	15	13	28	56	24	20	45	89	8	13	28	49	6	5	13	24	3	6	8	17	
	<3cm	84	95	173	352	67	68	128	263	59	82	145	286	94	66	158	318	64	73	152	289	
ホトケトゾウウ <i>Lefus ebigonia</i> (Jordan et Richardson)		7	4	8	19	8	5	6	19	12	7	8	27	2	1	7	10	7	1	5	13	
	フナ <i>Carassius</i> sp.	4	19	2	25	0	3	8	11	1	7	7	15	0	12	2	14			2	3	5
モツゴ <i>Pseudorasbora parva</i> (Temnick et Schlegel)		2	14	6	22	6	3	2	11	7	6	5	18	7	10	4	21	1	7	6	14	
タモロコ <i>Garriguzon elongatus</i> (Temnick et Schlegel)		5	22	12	39	10	24	20	54	8	32	14	54	5	10	3	18	8	8	15	31	
ヨシノボリ <i>Rhinogobius</i> sp.	≧3cm	5	5	4	14	2	4	2	8	6	2	1	9	9	3	0	12	6	2	3	11	
	<3cm	8	8	8	24	17	2	0	19	12	7	6	25	8	0	7	15	10	3	9	22	
オオクチバス <i>Micropterus salmoides</i> (Laeppele)		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	6	8
計(魚類)		130	181	245	556	136	132	213	481	115	160	219	494	133	109	200	442	101	106	209	416	
アメリカザリガニ <i>Procambarus clarkii</i> (Girard)	≧4cm	9	15	2	26	2	13	0	15	5	12	2	19	6	14	5	25	4	18	7	29	
	<4cm	5	3	7	15	5	7	8	20	1	5	1	7	3	9	5	17	3	4	0	7	
計(甲殻類)		14	18	9	41	7	20	8	35	6	17	3	26	9	23	10	42	7	22	7	36	
トウキョウダルマガエル <i>Rana porosa</i> (Cope)	成体	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
	幼生	1	0	4	5	0	4	1	5	3	1	1	5	1	0	1	2	2	1	1	4	
ニホンアマガエル <i>Hyla japonica</i> (Gunther)	成体	0	2	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	幼生	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	3	0	0	0	0	2	0	0	3	
ウシガエル <i>Rana catesbeiana</i> (Shaw)	成体	0	1	3	4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	幼生	0	0	0	0	2	2	1	5	3	1	1	5	30	25	38	93	35	30	34	99	
アマガエル <i>Rana japonica</i> (Boulenger)	成体	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	幼生	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	
計(両生類)		2	3	9	14	4	6	3	13	7	2	4	13	31	25	39	95	39	33	37	109	

表2 (続き)

生物	体長 スケール	相対密度 (個体数 / 10m)																			
		7月13日				7月17日				7月20日				7月25日				8月5日			
		サ11	サ12	サ13	計	サ11	サ12	サ13	計	サ11	サ12	サ13	計	サ11	サ12	サ13	計	サ11	サ12	サ13	計
<i>Apusapus japonicus</i> (Vulletrey)	コオオムシ	1	1	1	3	1	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taeniopygia japonensis</i> (Scott)	タイコウチ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	6
<i>Nonoceta trigitata</i> (Mocchulsky)	マツモムシ	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	3	5	2	1	0	3	0	0	0	2
<i>Mizumushi sp.</i> <i>Corixidae sp.</i>	ミズムシsp. Corixidae sp.	0	0	0	0	3	3	3	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dytiscidae sp. A</i>	ゲンゴロウsp. A	0	0	0	0	1	1	1	3	1	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dytiscidae sp. B</i>	ゲンゴロウsp. B	0	0	0	0	1	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrophilus sp.</i>	ガムシsp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3
<i>Odonata sp. Larva</i>	ヤゴsp.	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
計(昆虫類)		1	2	1	4	6	6	7	19	2	2	4	8	2	1	0	3	3	3	5	11

農業散布日：7月19日

表3 仁良川に流入する小水路 (サイト4) における水生動物の相対密度の農業散布前後における推移

生物	体長	相対密度 (個体数 / 5 m)				
		7月13日	7月17日	7月20日	7月25日	7月25日 ¹⁾
トビヨウ	≥10cm	0	0	0	0	0
	<10cm	0	17	0	0	0
	<3cm	21	15	6	5	9
ホトケトビヨウ	<6cm	22	53	29	22	177
計(魚類)		43	85	35	27	186
アメリカザリガニ	<4cm	2	3	2	1	5
計(甲殻類)		2	3	2	1	5
ゲンゴロウsp.	<1.5cm	0	0	0	2	0
ガムシsp.	<1.5cm	0	0	0	0	4
計(昆虫類)		0	0	0	2	4

農業散布日：7月19日

1) サイト4 ② (サイト4の上流5m) での調査結果

表4 田部地区の小水路 (サイト5) におけるメダカの相対密度の農業散布前後の推移

調査区	相対密度 (個体数 / 5 m)		
	7月14日	7月19日	7月25日
A	441	405	46
B	256	459	71
C	389	318	686
計	1086	1182	803

農業散布日：7月18日

表5 航空散布された農薬の水槽内における各種水生生物に対する毒性

生物	供試 個体数	24時間後生存個体数			
		井水	希釈液A ¹⁾	希釈液B ²⁾	希釈液C ³⁾
タモロコ	5	5	5	5	5
フナ	5	5	5	5	5
ドジョウ	5	5	5	5	5
ヒメダカ	5	5	5	5	5
アメリカザリガニ	2	2	2	1 ^{a)}	1 ^{b)}
ゲンゴロウsp.	5	5	5	5 ^{a)}	5 ^{a)}
マツモムシ	1	1	1	1	1
ヤゴspp.	2	2	2	2	2 ^{a)}
ミズムシsp.	5	3	4	3 ^{a)}	0
カワニナsp.	5	5	5	5	5

¹⁾ フサライド 0.0034 ppm, ジクロメジン 0.004 ppm, シラフルオフェン 0.002 ppm, カスガマイシン 0.00026 ppm

²⁾ フサライド 0.017 ppm, ジクロメジン 0.02 ppm, シラフルオフェン 0.01 ppm, カスガマイシン 0.0013 ppm

³⁾ フサライド 0.17 ppm, ジクロメジン 0.2 ppm, シラフルオフェン 0.1 ppm, カスガマイシン 0.013 ppm

a) 軽度の中毒

b) 重度の中毒

表6 水槽内のアメリカザリガニに対する航空散布農薬の成分ごとの毒性

農薬	試験濃度 (ppm)	供試個体 重量(g)	症状		
			24時間後	48時間後	
フサライド	0.004	3.3	正常	-	
		3.1	正常	-	
	0.002	3.5	正常	-	
		2.6	正常	-	
	0.2	2.5	正常	-	
		4.6	正常	-	
	0.4	5.9	正常	-	
		5.4	正常	-	
	ジクロメジン	0.004	19.6	正常	-
			20.7	正常	-
0.02		19.9	正常	-	
		13.9	正常	-	
0.2		20.3	正常	-	
		13.1	正常	-	
0.4		18.4	正常	-	
		28.0	正常	-	
シラフルオフェン		0.002	12.1	正常	軽度の中毒
			19.6	正常	軽度の中毒
	0.01	29.0	軽度の中毒	死亡	
		19.9	軽度の中毒	重度の中毒	
	0.1	19.7	軽度の中毒	死亡	
		21.8	重度の中毒	死亡	
	0.2	23.3	死亡	-	
		13.6	死亡	-	
	井水	9.3	正常	正常	
		18.4	正常	正常	

- : 観察なし

受けなかった。なお、供試最高濃度の希釈液Cではアメリカザリガニが明らかな中毒症状を示した。そこで、この中毒の原因となった農薬を特定するために行った個別農薬成分を用いた毒性試験結果を表6に示す。この結果、供試した3つの農薬の中でアメリカザリガニに毒性を示したのは殺虫剤シラフルオフェンであることが分かった。

表5に示した毒性試験結果を実際の野外での農薬濃度(表1)と比較してみると、仁良川から検出された程度の農薬濃度では、室内試験に供試したどの生物に対しても影響を及ぼさないことが明らかである。ジクロメジンは13.8ppbと比較的高濃度で検出されているが、それでもコイ(11.9 ppm/48h)やミジンコ(300 ppm/5h)に対する急性毒性値(上杉ら, 1997)と比較して1/860~1/21,000程度とはるかに小さく、また高濃度を示した期間もごく短いため、これら生物に対して致死効果を及ぼすとは考えにくい。実際の影響の小ささは、仁良川の水深10 cmと仮定して設定した最高濃度に相当する希釈液Cにおいてもザリガニと水生昆虫以外の生物に対しては影響がみられなかった(表5)ことから支持される。なお、水生昆虫の中でミズムシ sp.だけは希釈液Cで生存個体数が0になったが、無処理区(井水)でも5匹中2匹が死亡しており、野外から採集した供試個体群が毒性試験時に既に弱っていた可能性もある。

上述のとおり、アメリカザリガニはシラフルオフェンに対して比較的高い感受性を示すが、仁良川では航空散布農薬の検出濃度は極めて低く、本種はその影響を受けなかった(表2)。仁良川で検出されたシラフルオフェン濃度が最高でも2.59ppbにしかならなかったということは、シラフルオフェンのPow8.2(上杉ら, 1997)から考えて、底質土壌や植物への吸着などによって除去されることで水中濃度が著しく低くなったためと推察される。

以上の結果より、山田町において今回の航空散布農薬は用水路中の水生生物にあまり影響を与えておらず、一方除草など人為的な生息環境破壊の水生生物に与える影響の大きさが示唆された。

なお、航空散布が行われた水田内外の生物相に及ぼす影響については、ファームカップ法、スウィーピング法、ならびにライトトラップ法で調査を行ったが、その結果については続報で報告する。また、防除対象害虫のツマグロヨコバイ *Nephotettix cincticeps* (Uhler) とクモヘリカメムシ *Leptocoris chinensis* (Dallas) をケージに入れて水田内外に設置して防除効果を検定した結果についても、続報で報告する。

謝 辞

本稿をまとめるにあたり、御校閲いただいた伊藤嘉昭名古屋大学名誉教授に厚く御礼申し上げます。また、研究を進めるにあたり終始御指導いただいた千葉大学助手 Francisco Sanchez-Bayo 博士、フィールド調査に協力いただいた生態制御化学研究室専攻生の皆様に厚く御礼申し上げます。

引用文献

- 細谷和海(2000)メダカの生息状況と保護. 水環境学会誌 23:7-11, 東京.
- 伊藤嘉昭, 佐藤一憲(2002)種の多様性比較のための問題点—不適當な指数の使用も多い—. 生物科学53(4):204-220, 東京.
- 岩崎敬二, 大塚泰介, 中山耕至(1997)流域の川岸植物群落内の中・大型水棲動物群集. 日本陸水学雑誌58:277-291, 大阪.
- 環境庁(1995)水環境における化学物質の長期暴露による相乗の生態系影響に関する研究. 国立環境研究所特別研究報告SR-19-'95, 環境庁国立環境研究所, つくば市.
- 環境庁(1999)平成十一年度絶滅のおそれのある野生動植物種の選定・見直しのための調査報告書. 環境庁自然保護局 野生生物課, 東京.
- 小林一郎(1989)生態系を考えた改良ヒューム管. 淡水魚保護 2:56-58, 東京.
- 守山 弘(1997)水田を守るとはどういうことか.(社)農山漁村文化協会, 東京.
- 守山 弘(1998)生物種を保全する谷津田. 農林水産研究ジャーナル21(12):15-19, 東京.
- 大黒俊哉(1998)生物多様性を保全する場としての休耕田. 農林水産研究ジャーナル21(12):38-42, 東京.
- 茂岡忠義(1991)農薬の水生生態系への影響評価. 水質汚濁研究 14(2):88-92, 東京.
- 上杉康彦, 上路雅子, 腰岡政二 編(1997)最新農薬データブック(第3版). ソフトサイエンス社, 東京.
- 安野正之(1988)水圏生態系に対する毒性影響の評価—評価法の現状と今後の方向. 水質汚濁研究11(11):670-675, 東京.
- 国土地理院地図改変.