

## 水田各相における散布農薬の濃度特性

○永瀬修<sup>1</sup>, 井上隆信<sup>2</sup>, 海老瀬潜一<sup>3</sup>, 浮田正夫<sup>4</sup>  
 福岡県保健環境研究所<sup>1</sup>, 国立環境研究所<sup>2</sup>, 摂南大学<sup>3</sup>, 山口大学<sup>4</sup>

### 1はじめに

近年, わが国ではゴルフ場から水環境への農薬の流出が注目され, 大きな社会問題になった。しかし, ゴルフ場施用農薬は全農薬使用量の1%程度で, 98%以上は他の農林業用に使用され, その内の約50%は水田で使用されている。したがって, 環境水中に排出される農薬に関してはゴルフ場施用農薬に偏らず水田施用農薬の環境水中への流出を評価することも重要である。

著者らはそれぞれの流域で水田農薬の環境への流出量評価のための調査研究を行っており, 最終的には流出量評価のモデル化を目標にしている。ここでは, モデル化の基礎資料を得るために, モデル水田における田面水の濃度変化, 土壌水中の濃度変化について検討した結果を報告する。

### 2 調査および分析の概要

調査は, 13.8 a (A水田) と14.6 a (B水田) のモデル水田で1996年6月25日から9月25日まで行った。田面水は, それぞれの水田の水口, 水尻および中間点, 土壌水は, 中間点にボーラスカップを10cm, 30cmおよび70cmの深さにセットした。使用した農薬は, 前者の水田では, 除草剤はザークD粒剤 (ダイムロン, メフェナセト, ベンスルフロンメチル), 素菌剤はコラットブ粒剤 (ビロキロン), 後者の水田では, 除草剤はウルフエース粒剤 (チオベンカルブ, メフェナセト, ベンスルフロンメチル) 素菌剤はキタジンP (IBP) であった。

試水は褐色ガラス瓶に採水し, 冰冷して持ち帰り, あらかじめアセトンで洗浄したガラス纖維濾紙でろ過した。農薬の分析は, ろ波500ml (但し, 土壌抽出液については抽出液量) を固相 (Sep-Pak, PS-2) 抽出法によって, 固相に吸着した農薬をジクロロメタンで溶出させアセトンに転溶し, GC-MS (島津QP-5000) を用いて定量した。但し, ベンスルフロンメチルは分析していない。

### 3 結果と考察

調査期間中のダイムロンとビロキロンの田面水中の濃度変化および土壌水中の濃度変化を図1に示す。散布農薬量は, それぞれA水田ではダイムロン62.1g, メフェナセト138g, ビロキロン207g, B水田ではベンチオカーブ219g, メフェナセト65.7g, IBP755gであり, 散布時期は, 除草剤では7月2日であり, 素菌剤では8月6日であった。田面水中での各農薬の減少速度は, 一次反応にしたがっている。但し, ダイムロンの経時変化にみられるように田面水が入れ替わるような降雨の時は, 土壌中に吸着している農薬の脱着反応により田面水中の農薬濃度が再び高くなっている。その後, 同様に一次反応にしたがって減少している。一方, 30cm層の土壌水中の濃度は田面水中濃度に比較して10<sup>2</sup>のオーダーであった。さらに, 30cm層のダイムロンの経時変化をみると7月2日に散布された後, 徐々に濃度が上昇し, 7月16日に最大値になっている。田面水では散布後, 直ぐに最高濃度に達しているが, 土壌水では最高濃度が遅れて出てきている。すなわち, 田面水と土壌水では, 時間的な挙動が異なっている。ビロキロンについても同様であり, 田面水では, 散布後直ぐに最高濃度に達し, 30cm層の土壌水では, 8月6日に散布後, 徐々に濃度が上昇し, 8月15日に最高濃度に達している。単純に鉛直方向の移動速度を計算するとダイムロンは2.1cm/day, ビロキロンは3.3cm/dayとなる。田面水の濃度現象速度, 土壌水の濃度および濃度変化の結果を考慮すると, 水田からの農薬の流出は, 表面流出が大部分であることが示唆された。

ビロキロンの晴天時流出については, 既報で示しているが, 図2におけるE流域 (Stn.4) でのビロキロンの流出負荷量を田面水の表面流出のみで検証してみた。ビロキロンは, 短期間 (1~2週間) では田面水中での分解がないとしている。また, MackayのfragacityモデルのレベルIを用いて環境各相の分布率を求めた (表1)。Stn.4における河川水中のビロキロンは, E流域でビロキロンを散布された水田からだけ負荷されたとすると次の物質収支式が成立する。

$$C_{S4}Q_{S4} = C_{UR}Q_{UR} + C_P Q_P + C_{PP} Q_{PP} \quad (1)$$

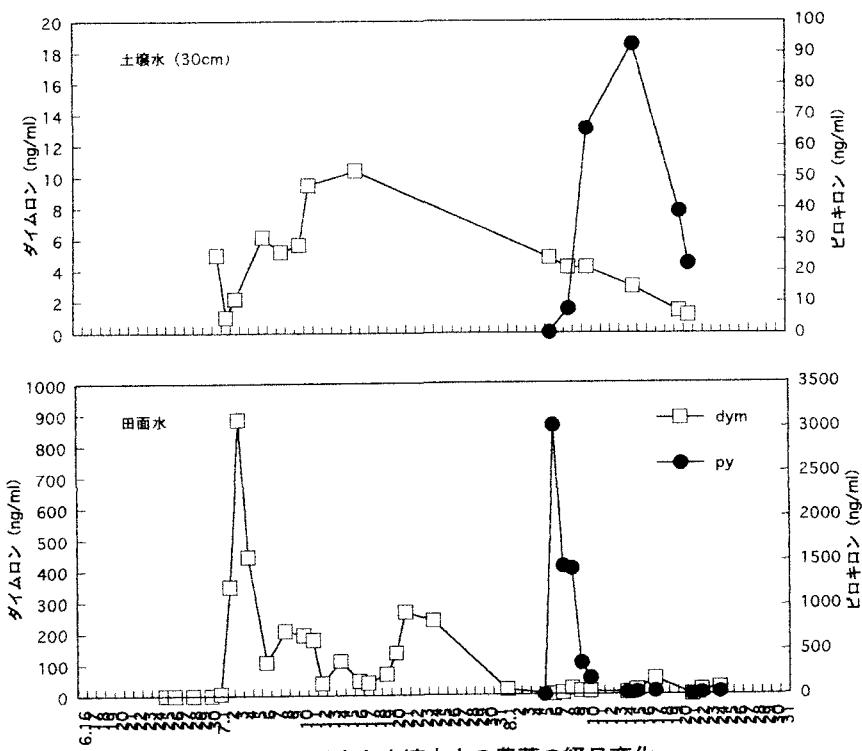


図1 田面水と土壤水中の農薬の経日変化

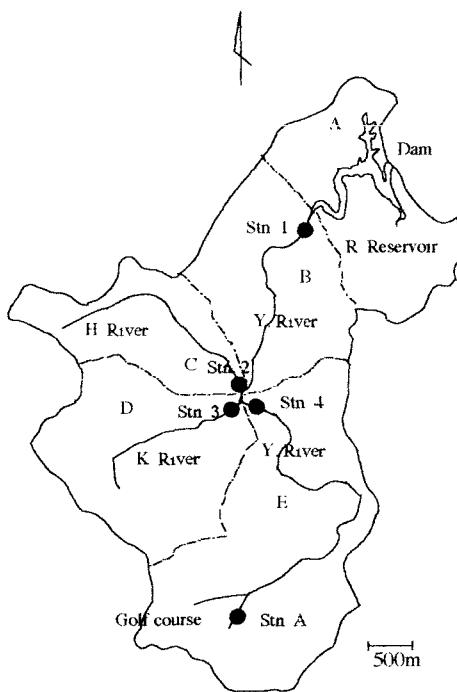


図2 調査地点

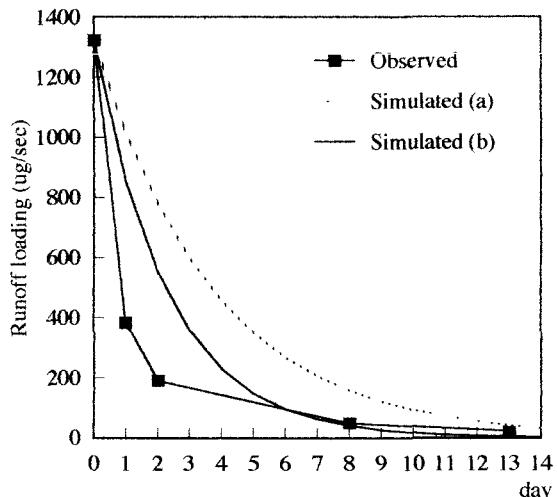


図3 Stn.4におけるピロキロンの  
流出負荷量予測結果

表1 Fugacityモデルによるピロキロンの水田内分布

	仮定環境容量 (m <sup>3</sup> )	濃度 (mol/m <sup>3</sup> )	絶対量 (mol)	分布率 (%)
大気	10000	4.40*10 <sup>-11</sup>	4.40*10 <sup>-7</sup>	0.00
土壤	20	0.0018	0.037	4.27
水	50	0.015	0.79	91.2
稻			0.039	4.49

ここで、 $C_{S4}$ 、 $C_{UR}$ 、 $C_p$ 、 $C_{pp}$ および $Q_{S4}$ 、 $Q_{UR}$ 、 $Q_p$ 、 $Q_{pp}$ はそれぞれStn. 4、水田からの影響を受けない河川水、ピロキロンを散布していない水田およびピロキロンを散布した水田のピロキロン濃度および流出水量である。 $C_{UR}=0$ 、 $C_p=0$ であるので、(1) 式は (2) 式となる。

$$C_{S4}Q_{S4}=C_{pp}Q_{pp} \quad \dots \quad (2)$$

田面水のピロキロンの濃度変化はモデル水田における実測値から求めた式を修正した (3) 式を用いた。

$$C_{pp}=C_0 \cdot e^{kt} \quad \dots \quad (3)$$

ここで、 $C_0$ は標準散布量から計算した理論濃度 (2.74mg/l) を与え、濃度減少速度定数はモデル水田の濃度変化から求めた $k=0.265$ を与えた。このモデル水田では田面水の減水深が0.3cm/日であった。この減水深分をピロキロンを含まない水で補給したときの濃度減少速度定数は $k=0.437$ になる。この二つの条件(前者をa、後者をb)で予測を行った。その結果を図3に示す。かなり観測結果に近似した曲線を描いている。この結果から、水田からの農薬の流出は表面流出のみで、ある程度実測に近い値が得られることが示唆された。今回のピロキロンは水溶解度が大きい(4000mg/l)こと、土壤吸着が少ないとから水相の濃度変化のみで予測したが、一般的な水田農薬は水相、土壤相の2相モデルを用いることで十分環境動態を表せると考えられる。

#### 4 まとめ

水田農薬の田面水中の濃度変化は一次反応速度に従い、土壤相と水相の濃度勾配により吸脱着反応が認められる。農薬の鉛直方向の物質移動速度は3cm/day程度であり、30cm相の濃度は田面水の10<sup>3</sup>程度である。この結果から、水田農薬の流出形態は表面流出が主なものであり、水田農薬の流出量評価のためのモデル化を行う場合、水相(田面水)と土壤相(表層数cm)の2相モデルで表面流出を表せることが示唆された。

#### 引用文献

- 1)Nagafuchi, o , Inoue, T and Ebise, S., 1994 Runoff Pattern of Pesticides from Paddy Field in the Catchment Area of Rikimaru Reservoir, Japan, Water Science & Technology, 30, 7, 137-144.
- 2)金澤純, 1990 農薬の環境中分布の数式モデルによる予測, 植物防疫, 44, 27-32