報 文

水田用ライシメーターからの農薬流出と水溶解度の関係

丸 論

千葉県農業試験場

(平成2年1月9日受理)

Outflow of Pesticides from a Paddy Lysimeter as Affected
by the Water Solubility

Satosi MARU

Chiba Prefectural Agricultural Experiment Station, Daizenno, Chiba 280-02, Japan

The outflow of pesticides due to runoff or leaching by rainfall and irrigation water was investigated with lysimeters with Chiba muck paddy soil from an alluvial plain of the Tone River. Runoff or leaching of pesticides was closely related to the water solubility. For six years from 1983 to 1988, runoff and leaching of 21 pesticides were measured with lysimeters. The runoff percentages and the water solubility were significantly related statistically ($r=0.872^{**}$, $n=20$). The leaching percentages and the water solubility were also significantly related ($r=0.721^{**}$, $n=18$). Maximum concentrations of pesticides in runoff and leaching water were closely correlated with the water solubility. Furthermore the runoff percentages of pesticides from lysimeters and those from actual paddy fields to rivers were also related significantly ($r=0.870^{**}$, $n=8$). We have found that runoff percentages of pesticides from actual paddy fields are predictable.

緒 言

水田で使用された農薬による河川等の水系汚染を未然に防止するためには、流出に関与する要因を知る必要がある。農薬流出に関与する要因として、水管理や土性等の圃場の条件、水溶解度や蒸気圧等の農薬成分の特性、および製剤としての特性が考えられる。これらのうち、農薬成分の特性としては、水溶解度が重要と考えられ、河川のモニタリングやモデル試験により、水溶解度の高い成分は流出しやすいとの報告¹⁻⁶⁾がなされている。筆者⁷⁾も、千葉県内河川の実態調査を行ない、11農薬の流出率を試算し、水溶解度との相関が高いことを報告している。しかし、河川本流の調査では、流域で使用された農薬を詳細には把握できないことと、河川水量の測定が困難なことから、正確な流出農薬量を算出するのはきわめてむずかしい。

一方、給排水量を制御し実測することが可能なライシ

メーターでは、流出率を確実に算出できる。そこで、大型の水田土壌を充填したライシメーターを用いて21農薬の流出状況を調査したところ、農薬の水溶解度が表面排水による流出率に大きく関与していた。また、ほとんどの種類の農薬が浸透排水から検出され、水溶解度の高い農薬ほど浸透しやすいことも明らかになった。

なお、本報告の一部は農薬学会大会(1989)および農薬環境科学研究会(1989)で報告した。

実験材料および方法

本報告は以下に述べる大型の水田用ライシメーターを用い、1983年から1988年までの6カ年間に、散布した農薬の排水による流出について調査し、流出に関与する要因を解析した。

1. ライシメーターの構造および性能

ライシメーターは1980年に建造され、以後毎年水稻の単作を行なってきた。表面から深さ90 cmまでは黒泥

土の水田土壌を、その下層には海砂および礫を 60 cm 充填した。黒泥土のおもな理化学性は、pH 6.49, 電導度 0.06 mS/cm, 全炭素含量 2.88%, 塩基置換容量 21.6 me/100 g 乾土, 塩基飽和度 63.7%, リン酸吸収係数 1024, 腐植含量 4.96% であり、千葉県を代表する典型的な河成沖積の黒泥土である。

表面積は 25 m² (5 m × 5 m) であり、塩化ビニール製厚板を用い幅 1 m の流路を設定した。表面水の流れる方向は、1986 年まではライシメーター表面をジグザグに 25 m の流程で、1987 年からは北側の 5 m 全体から給水し 5 m の流程で平行に流れるようにした。厚板は土壌中に約 30 cm 差し込んでおり、隣接区画に表面水が移動するおそれはなかった。

給水は自動化し、年次によって異なるが、表面の水深が 2 cm または 1 cm となると水深 4 cm 相当の井戸水を灌漑した。注水時の土壌の舞上がりを防ぐため、注水口には細孔をあけた雨樋を設置した。

排水は表面排水および深さ 1.5 m のライシメーター底部からの浸透排水とした。ただし、1983 年は浸透水のみを排水した。排水量はそれぞれ 1 日あたり 125 l (減水深 5 mm 相当) となるように、表面排水はペレスタポンプで、浸透排水はバルブにより調整し、均一かつ強制的に行なった。それぞれの排水量と給水量は自動記録した。

2. 供試農薬

6 年間の水稲栽培で慣行に準じて散布した農薬の中から、後述の分析方法で 75% 以上の添加回収率の得られた成分を調査対象とした。ただし、1985、1988 年は除草剤 2 種を慣行の半量ずつ同時に散布した。供試した 21 農薬の散布量と散布時期を Table 1 に示した。供試した農薬の多くは粒剤であったが、fenitrothion と isoprothiolane は乳剤、tricyclazole と mepronil は水和剤、ethofenprox と cycloprothrin は拡散浮遊型の粒剤であった。農薬の散布法は慣行に準じ、粒剤は水面に、液剤は動力噴霧器で茎葉に散布した。なお、1985 年に調査対象とした isoprothiolane は 2 回散布した。

3. 試料水の採取方法

分析用の表面排水および浸透排水は、排水管から 0.7 ~ 1 l を直接試料瓶に採取した。採取間隔は、調査農薬の散布直後は短く、散布後日数を経過するに従って長くした。水田の水尻または浸透排水口から試料水採水口までの距離は約 2 m であり、塩化ビニールの水道管とタイゴンチューブで結ばれていた。

4. 分析方法

試料水は濾過せず分析に供した。抽出溶液としては、1985 年までは *n*-ヘキサンを、1986 年以降はジクロロメ

タンを用いた。試料水に 10% 相当の塩化ナトリウムを溶解させた後、3 分間の振とう抽出を 2 回行なった。抽出液は無水硫酸ナトリウムで脱水処理後、ロータリーエバポレーターで溶媒を留去した。通風乾固後、アセトンまたは *n*-ヘキサンで定容とし、機器分析に供した。カラムクロマトグラフィーなどの精製操作や誘導体化は行なわなかった。ただし 1988 年に調査した bensulfuron methyl については散布薬量がきわめて少なかったため、シリカゲルカラムにより精製した。

抽出液は -25°C のフリーザーに保存し、ガスクロマトグラフまたは高速液体クロマトグラフによる分析は当該年次の 9 月から 12 月に行なった。

ガスクロマトグラフは島津 GC-7A (ECD), Hewlett Packard HP-5710 (NP-FID) および HP-5890 (NPD) の 3 機種を用いた。Butachlor, chlornitrofen, chlomethoxyfen, bifenox および isoprothiolane は GC-7A に 3% Silicone OV-101 on Chromosorb WAW カラム (3 mm i.d. × 1.3 m) を装着し 200°C または 220°C で定量した。Cycloprothrin は GC-7A に長さ 0.3 m の同カラムを装着し 230°C で定量した。Molinate, simetryn, thiobencarb, fenitrothion, fenthion, fenobucarb, dimepiperate, mepronil, mefenacet および tricyclazole は HP-5710 に 3% Silicone OV-101 on Chromosorb WAW カラム (3 mm i.d. × 0.9 m) を装着し、分析成分によって異なるが 150°C から 250°C の定温条件 (1986 年まで) および HP-5890 に DB-5 Mega Bore Column (10 m) を装着し 140°C から 250°C までの昇温条件で (1987 年以降) 定量した。また propoxur は HP-5710 に Ultra Bond 20 M カラム (3 mm i.d. × 0.9 m) を装着し 150°C で定量した。Dymron, ethofenprox, pyrazolate および bensulfuron methyl は高速液体クロマトグラフで紫外吸光度検出器により定量した。展開溶媒には、含水アセトンニトリルを用いた。各化合物に対する使用カラム、展開溶媒含水率および検出波長は、それぞれ dymron: Zorbax ODS, 20%, 244 nm, ethofenprox: Zorbax ODS, 6%, 220 nm, pyrazolate: LiChrosorb RP-18, 25%, 218 nm, bensulfuron methyl: Inatosil ODS-2, 40%, 236 nm とした。カラムはいずれも内径 4.5 mm, 長さ 25 cm, 粒径 5 μm であった。なお、Ethofenprox の定量には、蛍光検出器 (励起波長 275 nm, 検出波長 300 nm) も用いた。

試験結果

1. 表面排水中における農薬の濃度推移

調査対象とした 21 農薬の濃度推移曲線を Fig. 1 および 2 に示した。

Table 1 Application of pesticides.

Year	Formulation ^{a)}	Date	Chemical analyzed	Application (g.a.i./25 m ²)
1983	X-52 G.	2/May	Chlomethoxyfen	5.25
	Saturn-S G.	25/May	Thiobencarb	5.25
			Simetryn	1.13
	Basacid G.	28/May	Fenobucarb	3.00
			Fenthion	4.00
1984	Shuron-M G.	10/May	Chlornitrofen	6.75
			Dymron	5.25
	Basacid G.	1/Jun	Fenobucarb	2.25
			Fenthion	3.00
	Mamet-SM G.	12/Jun	Molinate	6.00
			Simetryn	1.13
1985	Sumithion E.	15/Jun	Fenitrothion	2.78
	Fuji-one E.	6/Jul	Isoprothiolane	2.96
	Modown G.	13/May	Bifenox	5.25
	Saturn-S G.	3/Jun	Thiobencarb	5.25
			Simetryn	1.13
1986	Fuji-one E.	8/Jul	Isoprothiolane	4.44
	Fuji-one E.	30/Jul	Isoprothiolane	2.22
	Sanbird G.	9/May	Butachlor	4.50
			Pyrazolate	6.00
	Basacid G.	4/Jun	Fenthion	3.00
1987			Fenobucarb	2.25
	Mamet-SM G.	27/May	Molinate	6.00
			Simetryn	1.13
	Shuron-M G.	8/May	Chlornitrofen	3.38
			Dymron	2.63
1988	X-52 G.	8/May	Chlomethoxyfen	2.63
	Trebon G.	20/May	Ethofenprox	1.13
	Mamet-SM G.	1/Jul	Molinate	6.00
			Simetryn	1.13
	Cyclosal-U G.	18/May	Cycloprothrin	1.00
1988	Push G. 17	24/May	Dimepiperate	3.75
			Bensulfuron methyl	0.13
	Zark G. 17	24/May	Mefenacet	1.31
	Baycid-Suncide G.	22/Jun	Propoxur	2.25
			Fenthion	3.00
	Sumithion E.	19/Jul	Fenitrothion	1.50
	Basitac W.	19/Jul	Mepronil	2.25
	Beam W.	19/Jul	Tricyclazole	0.60
	Fuji-one E.	4/Aug	Isoprothiolane	4.71

^{a)} G.: Granule, E.: Emulsifiable concentrate, W.: Wettable powder.

水面施用した粒剤の表面排水中の濃度推移は、塚本ら⁸⁾の提唱したモデルに適合し、散布直後の粒剤からの溶出、最高濃度到達後の土壌吸着による急激な濃度低下、およびその後の緩和な減少というパターンが得られた。ただし molinate, chlornitrofen, ethofenprox 等では、

散布当日に最高濃度が検出され、製剤からの溶出による濃度上昇過程はとらえられなかった。また, chlomethoxyfen, bifenox では散布直後から採水終了時まで、ほぼ一定の比率で減少し、散布直後の急激な濃度変動が認められなかった。

Fig. 1 Time-courses of pesticide concentrations in runoff and leaching water.

●: in runoff water, ○: in leaching water, ↓: less than the detectable limit.

最高検出濃度は、水溶解度が高い農薬ほど高くなる傾向が認められた。最高濃度と水溶解度の関係を Fig. 3 に示したが、両者の相関は $r=0.815$ ($n=20$) であり、1% の危険率で有意であった。なお、Fig. 3 では農薬ごとに散布成分量が異なるため、最高検出濃度を散布成分量で除し、ライシメートルあたり 1g 処理した場合の最高濃度として示した。複数の年次に渡って調査した農薬では平均値を示した。水溶解度は文献値⁹⁻¹²⁾ によった。ただし、bensulfuron methyl の水溶解度は pH によって変動し、pH 6 では 12 ppm、pH 7 では 120 ppm となる¹²⁾。表面排水の pH は、稲作期間を通じてほぼ 6.5 であった

ので、対数補間法により水溶解度は 40 ppm とした。ethofenprox は水溶解度が不明 (0.001 ppm 以下¹²⁾) であったため、回帰、相関の計算には採用しなかった。Fig. 3~6 では ethofenprox の水溶解度を 0.001 ppm として示したが、回帰線から離れた。また、dymron も回帰線から離れた。

農薬の流出量は、農薬の濃度と調査日間の表面排水量の積和として算出した。流出量の算出に当たって、調査日間の濃度の変化は直線で補間し、表面排水量は実測値を用いた。流出量を散布量で除して算出した各農薬の流出率を Table 2 に示した。流出率についても最高濃度の

Fig. 2 Time-courses of pesticide concentrations in runoff and leaching water.

●: in runoff water, ○: in leaching water, ↓: less than the detectable limit.

場合と同様に、水溶解度が高い農薬の流出率が高い傾向が認められた (Fig. 4)。表面排水による流出率の平均値 (Y_1) と水溶解度 (X) の関係は、 $r=0.872$ ($n=20$) と 1% の危険率で有意な相関が認められ、下記の回帰式が得られた。

$$\log(Y_1) = 0.531 + 0.327 \log(X)$$

Ethofenprox は最高濃度の場合と同様に回帰線から離れた。

本試験で得られた表面排水による流出率 (Y_1) と県内河川の実態調査による流出率⁷⁾ (Y_R) の相関を検討したところ $r=0.870$ ($n=8$) と、1% の危険率で有意であり、下記の回帰式が得られた。

$$\log(Y_R) = -0.546 + 0.874 \log(Y_1)$$

2. 浸透排水中における農薬の濃度推移

浸透排水中の濃度推移は Fig. 1 および 2 に示した。浸透排水中の農薬の濃度は、表面水のそれよりも大幅に低

いことが多かった。

濃度が高かった propoxur, molinate 等の農薬では、散布後若干の時間を経過した後、急激に濃度が一昇し、その後ゆるやかに減少した。濃度が低かった農薬では濃度推移のパターンが不明確であった。また、1986 年に調査した butachlor および pyrazolate は検出限界値がそれぞれ 1 ppb および 2 ppb と高かったため、浸透排水中から検出されなかった。

表面排水と同様に最高検出濃度を散布成分量で除して算出した浸透排水中の最高濃度と水溶解度の相関係数は $r=0.750$ ($n=18$) であり、1% の危険率で有意であった (Fig. 5)。

浸透排水による流出率を表面排水と同様にして算出し、Table 3 に示した。流出率は全般に低く、表面排水による流出率の 1/2 から 1/100 であった。

浸透排水による流出率と水溶解度の関係についても、

Fig. 3 Relationship between the water solubilities of pesticides and their maximum concentrations in runoff water.
a: Values as pesticides were applied at 1 g of a.i./25 m². b: Ethofenprox was excluded from the calculation.

Fig. 4 Relationship between the water solubilities and the runoff percentages of pesticides.
a: Ethofenprox was excluded from the calculation.

Fig. 5 Relationship between the water solubilities of pesticides and their maximum concentrations in leaching water.

a: Values as pesticides were applied at 1 g of a.i./25 m². b: Ethofenprox was excluded from the calculation.

Fig. 6 Relationship between the water solubilities and the leaching percentages of pesticides.

a: Ethofenprox was excluded from the calculations.

Table 2 Runoff percentages and water solubilities of pesticides.

Pesticides	Year	Runoff percentages					Average	Solubility (ppm)
		1984	1985	1986	1987	1988		
Chlornitrofen		1.35			1.80		1.58	0.25 ¹⁰⁾
Dymron		14.5			18.9		16.7	1.7 ¹⁰⁾
Chlomethoxyfen					2.03		2.03	0.3 ¹⁰⁾
Bifenox			1.75				1.75	0.35 ¹¹⁾
Butachlor				6.29			6.29	23 ¹⁰⁾
Pyrazolate				0.96			0.96	0.05 ¹⁰⁾
Bensulfuron methyl						23.0	23.0	12-120 ¹²⁾
Dimepiperate						12.3	12.3	20 ¹⁰⁾
Mefenacet						9.10	9.10	4 ¹⁰⁾
Symetryn		19.0	56.7	41.8	60.0		44.4	450 ¹¹⁾
Molinate		16.5		31.4	26.3		24.7	900 ¹⁰⁾
Thiobencarb			7.07				7.07	30 ¹¹⁾
Ethofenprox					3.09		3.09	<0.001 ¹²⁾
Cycloprothrin						1.68	1.68	0.091 ¹²⁾
Fenthion		1.67		2.21		2.63	2.17	2 ⁹⁾
Fenitrothion		4.53				1.75	3.14	14 ⁹⁾
Fenobucarb		14.8		19.3			17.1	660 ¹¹⁾
Propoxur						50.9	50.9	2000 ¹¹⁾
Isoprothiolane		20.5	32.3			13.1	22.0	50 ¹¹⁾
Tricyclazole						13.8	13.8	700 ¹¹⁾
Mepronil						13.0	13.0	12.7 ¹¹⁾

Table 3 Leaching percentages of pesticides (% × 100).

Pesticides	Year						Average
	1983	1984	1985	1986	1987	1988	
Chlornitrofen		0.99			6.7		3.85
Dymron		70.2			163.0		116.6
Chlomethoxyfen	0.91				17.0		8.96
Bifenox			0.01				0.01
Bensulfuron methyl						347	347
Dimepiperate						284	284
Mefenacet						40.1	40.1
Simetryn		25.0	131.0	15.6	24.7		49.1
Molinate		84.0		54.0	217.0		118.3
Thiobencarb			15.0				15.0
Ethofenprox						19.5	19.5
Cycloprothrin						0.96	0.96
Fenthion		0.40		1.03		2.52	1.32
Fenitrothion		0.23				8.76	4.50
Fenobucarb		141		165			153
Propoxur						2396	2396
Isoprothiolane		18.1	43.5			97.2	52.9
Tricyclazole						286	286
Mepronil						48.9	48.9

表面排水の場合と同様に $r=0.721$ ($n=18$) と、1% の危険率で有意な相関が認められた (Fig. 6).

また、浸透排水と表面排水による流出率の合計 (Y_T) と水溶解度 (X) の関係は

$$\log(Y_T) = 0.543 + 0.343 \log(X) \quad r = 0.875, \\ (n=20)$$

であり、表面排水のみによる流出率と水溶解度の関係 (Fig. 4) と差がなかった。

表面排水と浸透排水による流出率の合計値 (Y_T) と実態調査による流出率⁷⁾ (Y_R) の関係を検討したところ、

$$\log(Y_R) = -0.555 + 0.874 \log(Y_T) \quad r = 0.869 \\ (n=8)$$

であり、表面排水のみによる流出率と実態調査による流出率の関係とほとんど同一であった。

考 察

1. 表面排水による流出

モデル水田からの流出率として、渡辺ら^{5,6)} は chlornitrofen 1.3~1.6%, simetryn, 22~26%, molinate 23~27%, chlomethoxyfen 2.7~3%, thiobencard 12~14% を、飯塚¹⁾ は thiobencarb 26.7%, simetryn 30.8%, chlornitrofen 1.55% を報告しており、Table 2 の結果とおおむね一致した。

水田で使用された農薬の流出については、水溶解度の高い農薬が流出しやすいとの報告がなされている^{1~7)}。水溶解度が低い農薬は、製剤からの溶出後、ただちに水田表面の土壤に吸着され、表面水中の濃度が低くなる。このため、最高濃度、流出率とも、水溶解度の影響を強く受けるのであろう。

多くの農薬の水溶解度が公表されていることから、得られた回帰式により、掛け流し水田の表面排水による流出率および排水中の最高濃度が予測可能である。

Chlomethoxyfen および bifenoX では散布直後の急激な濃度変動が認められなかった。Chlomethoxyfen と bifenoX の水溶解度は chlornitrofen とほぼ同等であることから、chlomethoxyfen と bifenoX の散布直後の濃度推移パターンが chlornitrofen と異なったのは、製剤特性の相違によるものと推察される。

Ethofenprox は流出率、最高濃度とも水溶解度との回帰線から最も離れた。これは、拡散浮遊型の製剤を供試したため、製剤に含まれる油状成分中に ethofenprox が溶解し、油状成分とともに流出したと考えられる。製剤の特性に由来する流出率の上昇は、oxadiazon でも認められている⁷⁾。なお、1988年に調査した cycloprothrin も拡散浮遊型の製剤であったが、回帰直線に近接してい

た。これは cycloprothrin 粒剤と ethofenprox 粒剤の製剤特性が異なるためであろう。これらのことは、農薬の流出には成分の水溶解度のみならず、中村¹³⁾ が指摘した製剤の特性も関与することを示している。

なお、Fig. 2 では、dymron も回帰線から離れたが、同一製剤中に含まれる chlornitrofen は回帰線に近かった。これより、dymron が回帰線から離れたのは製剤の特性ではなく他の要因によるものと考えられる。

一般の河川で調査した水田からの農薬の流出率は、飯塚¹⁾、半川¹⁴⁾、築地¹⁵⁾ および中村ら³⁾ が報告している。また、筆者は除草剤 11 種の流出率を報告した⁷⁾。これらはいずれも本試験の流出率よりも低かった。ライシメーターの表面排水による流出率が、現地の流出率よりも高くなった一因は、一般の水田とは異なる掛け流し状態で試験を実施したためと考えられる⁶⁾。また、河川では、水中農薬の底質土壤への吸着、および、農薬を吸着した土壤粒子の川底への沈降により、流下農薬量が減少することが考えられる。なお、河川流下に要する時間が短い (中小河川では 1~3 日で河口に達する) ことから、分解による減少は少ないと考えられる。加藤ら¹⁶⁾ は小河川の上流域で散布された phenthoate の流下について調査し、水中農薬は流下にとまって減少したが、流下成分量はあまり減少しないことを報告している。

本試験で得られた表面排水による流出率と、県内河川の実態調査による流出率の間に、高い相関が認められた。これより、ライシメーター試験の結果から現地水田における農薬流出を予測することが可能と考えられる。なお、ライシメーター水田では水管理が均一に行なえるが、現地水田では栽培時期や降雨等により排水量変動し、農薬流出に影響を及ぼすと考えられる。より正確な農薬流出の予測を行なうためには、これらの要因を検討する必要がある。

2. 浸透排水による流出

飯塚¹⁷⁾ によれば、土壤吸着性が強い農薬であっても、土壤中の孔隙を通り深部まで到達しうる。また、中村ら³⁾ および大谷¹⁸⁾ らがライシメーター、あるいは土壤カラム試験で、浸透水に農薬が流出した土壤を分析し、表面土壤中に多くの農薬が残留したと報告している。本試験でも、検出限界値が高かった butachlor と pyrazolate を除くすべての農薬が、浸透排水中から検出された。これらのことから浸透排水に伴って流出した農薬は、ライシメーターに充填した土壤中を吸脱着を繰り返しつつ浸透したのではなく、植物根や動物によって土壤中に形成された粗大孔隙および亀裂中を降下したのと考えられる。

本試験により得られた浸透排水による流出率には、水溶解度の影響が強いことが示された。土壌浸透試験による移動性^{18,19)}やライシメーターからの浸透排水による流出³⁾は水溶解度の高い農薬ほど大きいことが報告されており、本試験の結果と一致した。また、浸透排水中の最高濃度についても農薬の水溶解度の影響を強く受けることが示された。

なお、農薬の土壌への浸透は、土壌の物理化学性によって大幅に変動することが知られている^{3,17,18)}。また、土壌中の孔隙量の影響も大きいであろう。このため、得られた回帰式によって、現場水系における浸透排水による流出率や最高濃度を予測することは困難である。本試験における浸透排水による流出率は農薬成分間の相対的比較値として理解すべきであろう。

なお、本試験の浸透排水は、地下水中之への浸透ではなく、地下浸透を経由した河川への流出を想定している。そして浸透排水による流出は表面排水の1/2から1/10と少なかった。このため、表面排水による流出率に浸透排水による流出率を加算しても水溶解度との関係はあまり変わらなかった。また、県内河川の実態調査による流出率との関係も、表面排水による流出率に浸透排水による流出率を加算してもほとんど変わらなかった。以上より、表面排水による流出が予測できれば、さらに浸透排水による流出まで予測して加算する必要性は低いと考えられる。

要 約

ライシメーター水田に使用された農薬の流出について検討し、流出には水溶解度が支配的な影響を及ぼしていることを明らかにした。

- 1) 1983年から1988年までの6年間にわたり、21農薬の流出を測定したところ、農薬の流出率とその水溶解度の間には高い正の相関が認められ、水溶解度(X)と表面排水による流出率(Y_1)の関係は $\log(Y_1) = 0.530 + 0.328 \log(X)$, $r = 0.872$, $n = 20$ であった。浸透排水による流出率(Y_2)では $\log(Y_2) = -1.381 + 0.663 \log(X)$, $r = 0.721$, $n = 18$ であった。表面排水および浸透排水中の最高濃度と水溶解度の間には高い相関が認められた。
- 2) 表面排水中の濃度には製剤の影響も関与し、拡散浮遊型製剤を散布した ethofenprox の流出率は水溶解度に比し高率であった。
- 3) ライシメーター表面排水による流出率と現地河川への流出率は高い相関を有し、本試験の結果から現場

での流出率を予測できると考えられた。

本調査の実施に当たっては、ライシメーターの水稻栽培試験を担当し、多くのご指導とご協力を賜った当場研究員 故森川昌記氏に深く感謝する。また、農薬製造会社各位からは農薬標準品の提供をいただいた。本報告の取りまとめに当たっては、元農業環境技術研究所農薬管理研究室長 金沢 純博士、当場公害研究室高崎 強室長のご指導をいただいた。ここに明記し、深謝の意を表する。

引 用 文 献

- 1) 飯塚宏栄：農業環境技術研究所報告 **6**, 1 (1989)
- 2) 御厨初子・宮原和夫：生態化学 **6**, 23 (1983)
- 3) 中村幸二・柴 英雄・長谷川英世：埼玉農試研報 **41**, 73 (1985)
- 4) 中村 稔・小林正幸・長谷川清善：滋賀農試研報 **24**, 79 (1982)
- 5) 渡辺貞夫・渡辺重信・伊藤和敏：農薬誌 **9**, 33 (1984)
- 6) 渡辺貞夫・渡辺重信・伊藤和敏：農薬誌 **10**, 529 (1985)
- 7) 丸 論：生態化学 **8** (3), 3 (1985)
- 8) 塚本伸也・鈴木照磨：日本農薬学会第6回大会講演要旨集, p. 212, 1981
- 9) "The Pesticide Manual Eighth Edition," ed. by C.R. Worthing, British Crop Protection Council, pp. 373, 387, 1987
- 10) 日本植物調節剤研究協会：最新除草剤解説, 植調編集印刷事務所, pp. 27, 219, 254, 376, 878, 912, 1987
- 11) 上路雅子・上杉康彦・腰岡政二・昆野安彦・鈴木隆之・能勢和夫・山田忠男・吉田 充：“農薬ハンドブック,” 日本植物防疫協会, pp. 508-559, 1985
- 12) 富沢長次郎・上路雅子・腰岡政二編：“最新農薬データブック,” ソフトサイエンス社, pp. 32, 97, 155, 1989
- 13) 中村利家：第1回農業環境科学研究会講演要旨集, p. 45, 1983
- 14) 半川義行：農薬誌 **10**, 107 (1985)
- 15) 築地邦晃・小澤龍生・飯村茂之：岩手農試研報 **23**, 105 (1982)
- 16) 加藤三奈子・丸 論：関東病虫研報 **26**, 154 (1979)
- 17) 飯塚昭三：“土壌の吸着現象”, 博友社, p. 134, 1981
- 18) 大谷良逸：兵庫県立中央農業センター特別研究報告 **12**, 151-162 (1988)
- 19) 安藤由紀子・牛谷勝典・土井茂幸・行本峰子：農薬検査所報告 **27**, 19 (1987)