

## 강우에 의한 농약의 토양 표면유출 특성

김 균 · 김정한 · 박창규<sup>1)</sup>

한국화학연구소 안전성연구센터 환경독성연구팀 · <sup>1)</sup>서울대학교 농업생명과학대 농화학과

### Pesticide Runoff from Soil Surface by Rainfall

Kyun Kim, Jeong-Han Kim and Chang-Kyu Park<sup>1)</sup>(*Environmental Toxicology Team, Toxicology Research Center, Korea Research Institute of Chemical Technology, Yusong, Taejeon 305-600, Korea ; <sup>1)</sup>Department of Agricultural Chemistry, College of Agricultural & Life Sciences, Seoul National University, Suwon, Korea*)

**Abstract :** Pesticide runoff from crop fields is the important concern in environment because it may affect aquatic ecosystem and human. And it is essential to find out the amount of runoff and evaluate the possible effect on aquatic organisms for the human and environmental risk assessment.

However, no definite guidelines have been established and related researches are not active in Korea since too many factors were involved in pesticide runoff and it was hard to predict it by using simple data.

Therefore, various runoff studies with natural field, simulated rain/field, and computer models were reviewed for the general aspect of experiments and results.

**Key words :** pesticide, runoff, ecosystem, risk assessment, simulated rain.

### 서 론

농약은 식량의 안정적 공급 및 증산, 품질유지와 생산비 절감 등을 위해 필수 불가결한 자재로서 사용되고 있으나<sup>1,2)</sup> 근본적으로 독성화합물이기 때문에 야기할 수 있는 환경오염과 건강위해성이 문제점으로 제기되고 있다. 즉, 사용대상이 제한된 일반 의약품과는 다르게 농약은 작물보호를 위해 생태계에 직접 살포되는데 그 대부분이 주위의 비표적 생물이나 환경에 분포하게 되어<sup>3)</sup> 화학적, 생물학적, 광화학적 분해 등으로 소실, 변환, 잔류된다(Fig. 1).<sup>4)</sup> 살포된 농약은 토양이나 작물체에 직접 잔류되거나, 사료를 통해 가축등에 잔류되며, 강우에 의한 세척이나 유출 등에 의하여 수계로 이동하면 환경오염은 물론 생물농축을 통한 먹이연쇄에 의해서 어류에 축적되고, 이상의 현상들과 혹은 직접적인 음용수를 통해 인체에 영향을 미칠 가능성은 물론, 생태계 내에 있는 여러종류의 생물들(수서 및 육상생물)에게 급, 만성 독성적 영향을 줄 수 있어 이에따른 전체적인 생태계의 교란 및 파괴를 가져올 수도 있다.

### 본 론

#### 유 출

농약의 환경 중 이동과 분포과정 중에서 중요한 부분의 하나가 토양으로부터의 유출이다. 유출이란 비의 강도가 침투(infiltration) 수준을 넘어서는 경우 경작지의 토양표면으로부터 물의 흐름을 통한 농약의 유실을 지칭하는 것으로,

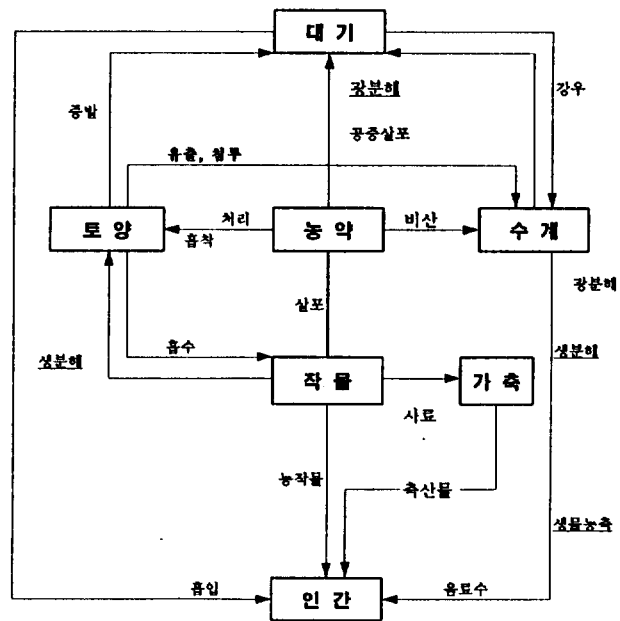


Fig. 1. Movement and distribution of pesticide in environment<sup>4)</sup>.

다양한 농약들이 토양에 직접 처리되거나 작물에 살포되는 농약의 대부분이 토양으로 유입되기 때문에 토양으로부터의 유출은 수계로 농약이 노출되는 일차경로이며,<sup>5,6)</sup> 특히 비농사를 위주로 하는 우리나라에서는 더욱 중요하게 다루어야 할 부분이다. 현재 비록 잔류성이 긴 유기염소계 살충제가 사용금지 되었고, 대부분 잔류기간이 짧고, 저독성인 농약이 사용되지만 일부는 포유동물과 수중생물에 대한 독성이 비

교적 높고, 이동성이 높아, 농약의 살포지역으로부터 유출에 의한 수계로의 이동은 생태학적 위험성을 내포하고 있다.

관련된 연구들 중에서 초기의 연구자들은 토양 잔류성이 강한 유기염소계 농약들에 대한 문제점을 제기하는 방향으로 수중오염에 대한 시험을 수행하였는데, 그 결과들은 Pionke와 Chesters 등<sup>7)</sup>에 의해 고찰, 정리되었다. 1960년대 중반부터 후반까지 수계에서 유기염소계 농약의 농도가 계속 감소한다는 많은 연구가 발표되었으나,<sup>8~10)</sup> 아직도 매우 낮은 수준이기는 하나 2,4-D, 2,4,5-T, silvex 등도 함께 검출되고 있었으며, 환경적 측면에서 이 농도는 매우 중요한 수준이라고 보고하였다.<sup>11)</sup>

또한 수생생태계와 야생동물들의 농약 노출에 대한 관심은 물론,<sup>12)</sup> 1980년대에 들어와 농약이 음용수 중에서 검출되면서 사람에 대한 노출위험성에 주의를 집중되기 시작하였다. 그러나 10여년간의 집중적인 조사 결과<sup>13)</sup> 지하수의 농약 오염은 초기의 가정보다 널리 확산된 것은 아니었으며, 일부 잔류성이 강한 농약이나 이동성이 강한 농약을 많이 사용한 경우 지하수의 농약오염이 문제가 되기는 하였다. 근래의 연구들은 지하수의 농약오염보다는 농약의 토양표면 유출이 수생생태계와 함께 사람에게도 영향을 미치는 중요한 요인임을 지적하고 있는데<sup>14)</sup> 즉, 최악의 경우 유출수 중의 농약의 농도는 ppm 수준에까지 도달할 수 있으며 비록 이것이 일시적인 현상이고 유출수가 하천이나 연못에 도달하면 희석이 되기는 하나, 일단 "최대 오염 수준(Maximum Contaminant Levels, MCLs)"을 초과하는 농도에 도달할 수 있는 가능성이 있는 것이다.

**유출연구**

농약의 유출연구는 유출정도와 양상, 관련된 수질오염 및 위험성 문제를 해결하기 위해 두가지 근본적인 의문점으로부터 출발되었다. 첫째는 얼마나 많은 양의 농약이 유출수에 의해 농경지로부터 유실되고, 둘째는 이와 같은 농약 유출 농도를 최대한으로 단순한 방법을 이용하여 예측할 수 있는가에 대한 것이다.

1960년대를 거쳐 1970년대부터 활발하게 수행된 유출에 관한 연구는 자연강우를 이용하여 포장(경작토양과 비경작 토양)에서 실시하였으며, 대부분의 실험결과 유출율은 살포된 양의 5% 이하의 수준이라고 보고하였다.<sup>10,14,15~29)</sup> Triplett 등<sup>15)</sup>이 atrazine과 simazine을 사용하여 경작토양과 비경작 토양에서의 유출 실험 결과 유출농도는 480ppb, 유출율 0~5.7%라 보고하였으며, 유출에 영향을 미치는 가장 중요한 인자는 약제 살포시기와 강우 시기의 관계이며, 경작지의 형태, 강우의 양상, 토양의 수분함량 등에 따라 유출의 양상이 다르며, 경작지 토양보다 비경작지 토양에서의 유출율이 더 낮았고, 화학구조가 유사한 atrazine과 simazine의 유출율 차이는 이들의 물리화학적 특성이 상이하여 토양 내에서의 이동이 다르기 때문으로 추정하고 있다. 또한 Leonard 등<sup>16)</sup>은 atrazine과 paraquat, trifluralin, propazine, cyanazine,

diphenamide 등 여러 제초제를 사용하여 작물 경작지에서 유출실험을 수행하였으며, 유출율은 paraquat이 제일 높아 3.4~10.9% 정도였으며, 그 이외의 화합물은 2% 이하라고 보고하였다. Rhode 등<sup>30)</sup>은 ethoprop 약제를 사용하여 제제 형태에 따른 유출연구중에서, 액상과 입체형태의 약제를 사용하여 실험한 결과 액상약제의 유출농도는 283ppb, 유출율은 0.1%였으며, 입체는 유출농도 45ppb, 유출율 0.01%로 두 약제 형태간에 유출과 소실의 차이가 있음을 보고하였다. Yamaguchi 등<sup>31)</sup>은 하천에서 약 30개의 농약 성분이 유출됨을 확인하였으며, 유출율은 0.26%(chlomethoxyfen)에서 최고 12%(simetryn)까지 된다고 보고하였고, 검출빈도가 높았던 농약으로는 diazinon, iprobenfos, dichlorvos, fenitrothion, molinate, simazine, thiobencarb, HCH isomers, chlordane, oxadiazon 과 chlornitrofen 이었으며, 농도범위는 0.3~300ng/L라 보고하였다(Fig. 2). Sudo 등<sup>32)</sup>은 골프장에서의 농약의 유출특성 연구에서 simazine, oxadiazon, atrazine과 diazinon이 검출되었으며, 평균 유출농도는 각각 0.92, 0.61, 0.28, 0.04µg/L, 유출율은 simazine 4.2%, oxadiazon 1.5%, diazinon 0.98% 수준이라 보고하였다(Table 1).

Table 1. Detection rates, concentrations, and properties of pesticides detected in discharge from D golf links.<sup>32)</sup>

Pesticide	Detection rate(%)	Net concentration		Solubility (mg/L, (°C))
		range(µg/L)	mean(µg/L)	
Simazine	98	tr* -8.90	0.92	5 (20)
Oxadiazone	60	tr-6.05	0.61	0.7 (20)
Atrazine	62	tr-1.71	0.28	33 (25)
Diazinon	92	tr-0.46	0.04	40 (20)
Fenitrothion	0	nd*	-	14 (30)
Fenthion	0	nd	-	54-56(room temp.)

\*tr and nd mean trace level and not detected.

국내에서는 김 등<sup>33)</sup>이 모의(模擬) 논과 골프장에서의 유출 특성 연구를 수행하였으며, 모의(模擬) 논에서는 butachlor, cartap, chlorpyrifos, diazinon, IBP 등 5개 농약을 대상으로 실험을 수행한 결과 diazinon의 유출율이 가장 높아 처리한 양의 34%가 유출되었고, cartap의 유출율이 가장 낮아 1% 이하의 양이 유출되었다. 또한 이들 5개 농약의 유출율과 수용성과의 관계를 알아 본 결과 유출되는 농약의 양은 그 농약의 수용성과 비례관계가 있음을 보고하였다. 골프장에서의 농약의 유출연구는 metalaxyl, fenitrothion, iprodion, propamocarb 등 4개 농약을 대상으로 수행하였는데, 검출된 농약은 fenitrothion으로 유출농도는 0.1ppb로 높지 않은 수준이라 보고하였다. 1990년대에 들어서 Mayer 등<sup>34)</sup>은 유출농약의 생태학적인 영향을 구명하고자 2년에 걸쳐 14개의 농약만을 대상으로 실험을 수행한 결과 2,4-D와 dicamba 2개의 농약만이 검출되었으나, 그 농도는 매우 낮은 수준으로 생태학적으로 큰 영향을 미치지 않는 것으로 보고하였다. 최근에 들어서는 단순히 농약의 유출농도를 확인하는데 그치지

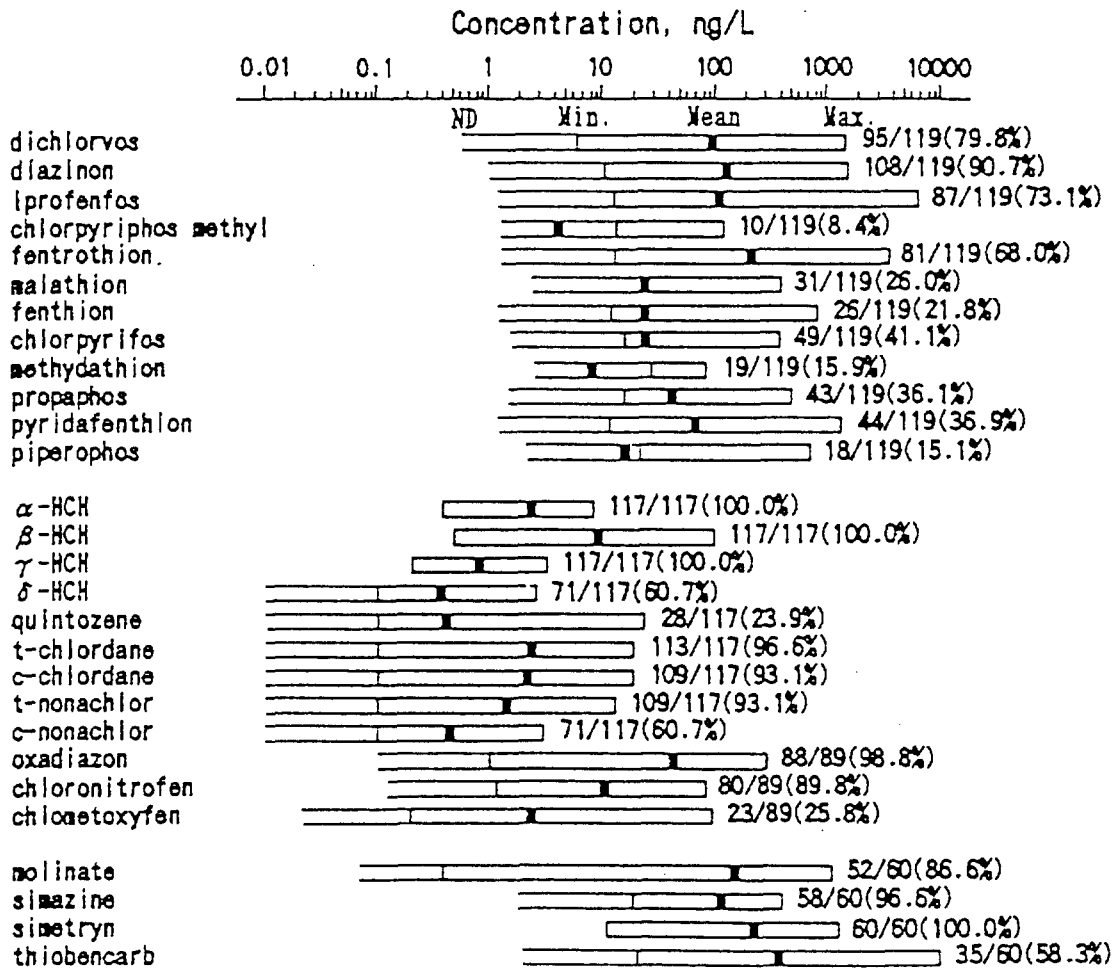


Fig. 2. Concentration of pesticides in Yodo River basin from April to December, 1990.

Table 2. Major nonpoint source pollution categories and subcategories.

Agriculture	Land Disposal(Runoff/Leachate from Permitted Areas)	Surface mining	In-place contaminants
Non-irrigated crop production	Sludge	Subsurface mining	Natural
Irrigated crop production	Wastewater	Placer mining	
Specialty crop production	Landfills	Dredge mining	
Pastureland	Industrial land treatment	Petroleum activities	
Rangeland	On-site wastewater systems	Mill tailings	
Feedlots	Hazardous waste	Mine tailings	
Aquaculture	Hydrologic/habitat modification		
Animal holding/management			
Silviculture	Channelization		
Harvesting, reforestation, residue management	Dredging		
Forest management	Dam construction		
Road construction/maintenance	Flow regulation/modification		
	Bridge construction		
	Removal of riparian vegetation		
Urban runoff	Streambank modification/destabilization area		
Storm sewers(source control)	Other		
Combined sewers(source control)	Atmospheric deposition		
Surface runoff	Waste storage/storage tank leaks		
	Spills		

\* Source : USEPA(1987)<sup>69)</sup>

않고 유출농약의 농도가 환경생물 등에 급,만성독성적 영향을 미칠 것인가를 확인하는 위해성 평가의 개념을 도입하여 연구가 수행되고 있다. Marsh<sup>35)</sup>는 강우에 의한 비특정 오염원(Table 2)의 유출로 야기될 수 있는 위해성에 관하여 연구한 결과 환경생물의 치사에 영향을 미치는 가장 큰 요인은 유출에 의한 용존산소 농도의 저하라고 보고하였으며, chloride와 methoxychlor, endrin의 유출농도가 높은 수준이라고 보고하였다. 또한 계절적 요인과 강우량, 강우빈도가 환경생물의 치사에 영향을 미치는 중요한 요인이자 하였다. 이상의 연구에 의하면 포장실험 조건에서 농약의 유출은 매우 많은 인자들에 의해 영향을 받는데, 유출에 영향을

미치는 중요한 인자들중에서 기후요인으로는 약제 살포 후 강우에 의한 유출 발생시기, 강우의 세기, 강우 지속시간과 강우량, 유출시 온도 등이 있으며, 토양과 관련된 요인으로는 토양의 구조와 유기물 함량, 토양 표면의 상태, 강우 이전의 토양 수분 함량, 경사도와 경사 길이, 토양 입자의 입단형성과 안정성 등을 들 수 있으며, 농약의 성질과 관련된 요인으로는 수용성, 흡착양상, 극성과 이온성 행동, 잔류성, 제제형태, 약제처리 비율과 처리방법, 토양표면에서의 위치와 혼합 정도 등이 있으며, 실험지역에 대한 요인으로는 침식 조절 기능, 잔류되어 있는 작물체(경작지 표면에 남아있는 초목류), 포장과 수계사이에 존재하는 초목류나 비처리 지역과 같은 완충지역의 유무, 경작 유무 등을 들 수 있다.

**자연포장 유출시험**

포장유출실험에 있어서 장점은 실험을 통하여 얻은 최대 환경중 농도치(Maximum Environmental Concentration, MEC)가 실험지역의 환경조건에서 실제 발생할 수 있는 농도가 된다. 또한 이와 같은 포장 유출실험 연구는 유출 농약의 잔류농도 분포와 환경중 동태를 예측하는 모델의 결과를 확인하고 검증하는 자료로 사용할 수 있다. 최근에 들어 EPA에서는 농경지에서의 유출로 인하여 수중생물에게 폭로되는 농약의 잔류량에 대한 잠정적인 독성평가에 대한 실험을 적어도 5acre 이상의, 배수도가 연결되어 있는 연못 등을 이용한 포장에서 수행한 유출실험 자료를 요구하고 있다. 이와 같은 연구의 결과는 위해성 평가와 mesocosm을 이용한 수중생물의 독성연구에 사용되고 있다.<sup>36)</sup>

그러나 이 포장시험의 농도측정치는 단지 농경상황에서 실제로 발생할 수 있는 최악의 상황을 가정하여 만들어진 실험지역 및 조건에서 수행하여 얻어 지는데, 조절할 수 없는 여러 환경인자들이 존재하므로 이들 자료를 이용한 예측모델에서의 외삽이 매우 어려워질 수 있고, 극한상황의 기후 조건을 위하여 실험의 시작이 늦어질 수 있거나 대규모의 실험으로 비용이 증가하고, 약제 살포 후 30일 이내에 집 중되는 시료의 채취를 통하여 얻어지는 환경중 최대 농도는

계절에 따른 잔류수준의 경험적인 평가보다 과장될 수 있다는 것이다.

**인공강우 모의포장 연구**

포장 유출실험에서의 문제점을 보완하기 위한 방법으로 인공강우 장치를 이용한 소형시험구 포장에서의 유출연구가 수행되었는데, 소형시험구는 시험구의 크기가 작고 또한 토양표면의 공간변이성과 포장에서의 농작물 상태 등을 재현할 수 없는 점이 있어 실제적인 결과를 예측하기 어렵다는 문제점도 있지만,<sup>36,37)</sup> 기후에 의한 변화가 감소하며, 시험구의 준비가 용이하고, 강우 지속시간과 세기를 조절할 수 있고, 약제 살포 후 첫 번째 강우시기를 표준화 할 수 있다는 장점이 있다. 또한 예측모델에 대한 보정을 단순화하여 측정된 유출량과 시험구의 크기에 따른 현상을 큰 수계에 적용이 가능한자료를 얻을 수 있고,<sup>38)</sup> 시간에 따른 반복 실험과 다양한 작물생육 시기에 따른 유출실험이 가능하다는 것이다.

특히 인공강우는 약 60여년간 토양침식에 관한 연구분야에서 사용되어 왔으며, 농약의 유출에 대한 자료를 최악의 상황에서 얻기 위해서는 강우가 약제가 처리된 후 24시간 이내에 발생해야 한다는 면에서 필요성을 인정받았으며, 실제적인 빗방울의 에너지와 강우의 세기를 재현하기 위해 꾸준히 개발되어<sup>38)</sup> 오랫동안 농약의 유출연구분야에 기여해 왔다.<sup>6,39-43)</sup>

인공강우를 이용한 소형시험구에서의 유출연구는 약제의 살포량을 다르게 했을 때 유출특성의 차이에 대한 실험<sup>44)</sup> 이나 시간에 따른 강우의 세기 조절시의 유출특성,<sup>45)</sup> 또는 경작형태에 따른 유출특성<sup>46)</sup> 등 많은 연구들이 진행되었으며, 매우 다양한 결과가 보고되었다.

Baker 등<sup>47)</sup>이 cyanazine과 alachlor, fonofos 3개 농약을 사용하여 경작지 토양에서 유출실험을 수행한 결과 유출농도는 유출수에서 19~1,330ppb였으며, 유출토양에서는 420~5,140ppb였고, 유출율은 각각 1.8~11%라고 보고하였다. 또한 Baker와 Lafen 등<sup>48)</sup>은 propachlor와 atrazine, alachlor를 사용하여 연구한 결과 약제를 살포하는 방식에 따른

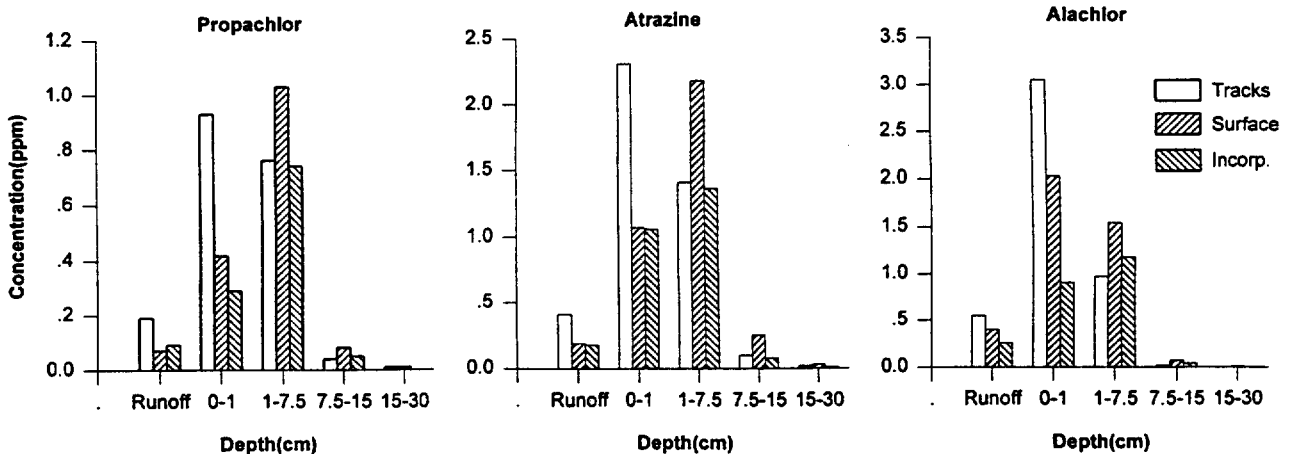


Fig. 3. Herbicide concentrations in the sediment for the finalrunoff sample and in the soil profile after rainfall.<sup>48)</sup>

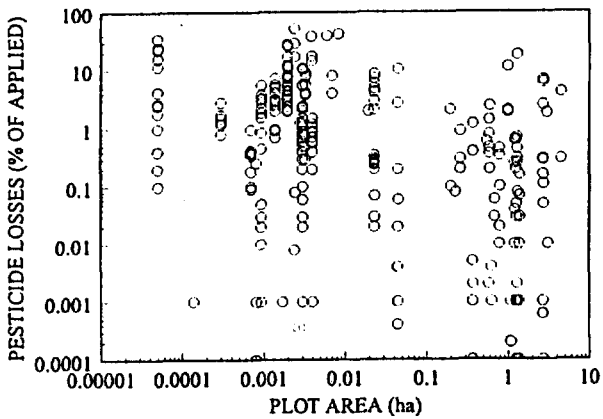


Fig. 4. Pesticide losses(as percent of applied amounts) in theaqueous phase of runoff plotted vs. experimental plot size.<sup>38)</sup>

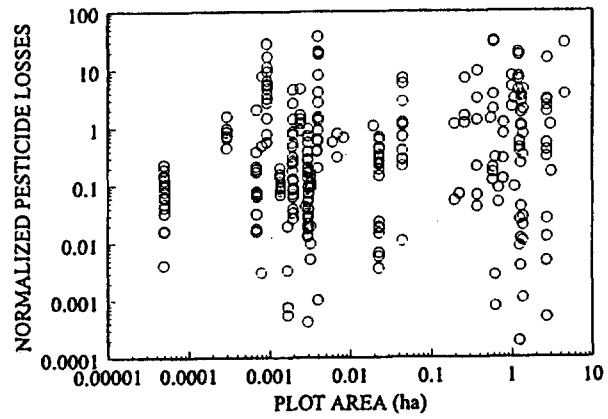


Fig. 5. Pesticide losses(as percent of applied amounts) in theaqueous phase of runoff, corrected to a loss at 7 days afterapplication and a runoff volume of 1cm, plotted vs. experimentalplot size.<sup>38)</sup>

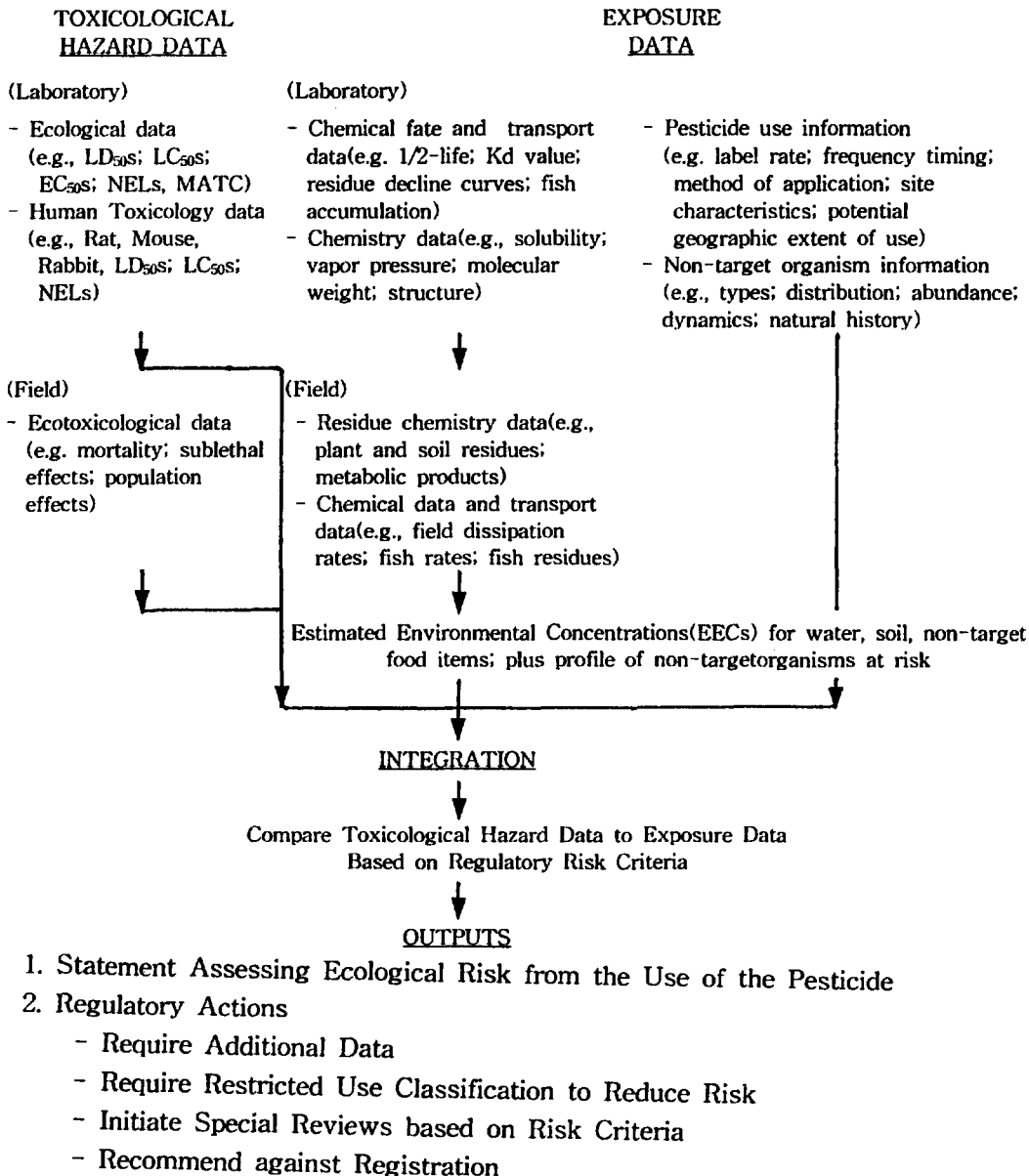


Fig. 6. Flow chart for ecological risk assessment for pesticides.<sup>58)</sup>

유출율의 차이가 있음을 확인하였다(Fig. 3). 즉 토양표면에 농약을 처리하는 것보다 농약을 살포 후 wheel-track으로 경작시 유출율이 3.7배 높았고, 토양표면에 처리하는 방식은 disk를 사용하여 농약을 토양과 혼합하는 경우보다 유출율이 3.5배 높은 것으로 보고하여 토양 혼합처리가 유출율을 감소시킬 수 있다고 제안하였다. 또한 Wiese 등<sup>49)</sup>은 flumeturon의 유출농도가 0.3ppb, 유출율은 1% 이하였으며, 영향을 미치는 주요인자는 약제 살포 후의 강우시기라고 하였다. Gaynor와 Volk 등<sup>50)</sup>은 석회를 사용한 토양과 사용하지 않은 토양간의 유출차이를 연구한 결과 석회를 사용하지 않은 토양이 석회를 사용한 토양보다 유출되는 양이 많은 것으로 보고하였으며, 그 이유는 탄산칼슘( $\text{CaCO}_3$ )이 수분의 침투(infiltration)를 증가시키므로 유출량이 감소된다고 설명하였고, Baker 등<sup>44)</sup>은 propachlor, atrazine, alachlor의 유출율이 0.76~8.6%라고 보고하였다. 일부 연구자는 인공강우를 이용한 실험에서 보전경작(conservation tillage)이 농약의 손실을 감소시킨다고 보고하였으며,<sup>44~46)</sup> 경작을 하지 않는 토양이나 혹은 작물에 잔류가 매우 높게되는 경우 일반적인 경작토양보다 농약의 유실이 10% 정도 감소된다고 보고하였다.<sup>45,46)</sup> 일반적으로 약제를 살포한 후 연이어 강한 강우 조건하에서 실험을 수행한 경우에 매우 높은 농약의 유실이 보고되었는데<sup>47)</sup> 이와 같은 강력한 강우조건을 이용시 농약의 최대 유출량을 결정하는데 있어 유용한 방법으로 이용될 수 있다. 이외에도 연구목적에 따라 인공강우를 이용한 다양한 연구가 수행되었고,<sup>51~55)</sup> 대부분의 시험은 1m<sup>2</sup>에서 50m<sup>2</sup> 이하인 소형시험구를 사용하고 있는데, 약 300개의 유출실험에 대해 시험구의 면적과 농약의 유출 경향을 비교한 결과, 시험구가 클수록 유출되는 농약의 양이 적어지는 경향이 있으며, 1ha 규모의 시험구에서의 전형적인 유출량은 때로 10% 정도인 경우도 있으나, 일반적으로 처리한 양의 수 %, 혹은 그보다 작은 수준이었으며, 약 10m<sup>2</sup> 규모의 소형 시험구의 경우는 일반적으로 10배에서 100배 정도 더 많이 유출된다고 보고되었다(Fig. 4). 이와 같이 포장실험시보다 단위면적당 더 많은 양의 농약이 소형시험구에서 유출되는 이유는 수문학적(hydrologic)인 요인보다는 침식의 차이에서 기인된 것으로 보이며 짧은 경사도의 길이가 토양의 침전(deposition)과 침투(infiltration)를 최소화하였고 약제 처리 전, 후에 매우 강한 인공강우에 노출되도록 하였기 때문인 것으로 보인다. 또한 유출시간을 시험구의 크기에 따라 비교해 보면 일반적으로 시험구가 클수록 약제처리 시기와 첫 번째 유출 발생시기가 길어짐을 관찰할 수 있다. 하지만 Wauchope 등<sup>38)</sup>은 유출농도에 대한 보정식을 가정하여 소형시험구에서의 유출농도를 다시 환산한 결과 시험구의 크기에 따라서 큰 차이가 없는 것으로 보고하여 소형시험구를 사용한 유출실험이 포장에서의 농약 유출량을 예측하는데 유용하게 이용될 수 있는 가능성을 제시하였다(Fig. 5).

농약의 유출 연구에 있어서의 실제 실험과정과 관련된 제한점을 극복하고 단점을 보완하며 다양한 형태의 농약과

토양조건, 경작형태, 기후조건등에서의 농약의 유출에 대한 예측을 위하여 computer 모델이 개발되기 시작하였다.

초기 모델은 PRT(Pesticide Runoff Transport)로 야외 포장 규모에서의 농약의 유출과 침식에 대한 예측에 사용되었고, 후에 HSPF(Hydrologic Simulation Model-Fortran)라는 프로그램 개발의 기초가 되었다. 이어서 ACTMO(Agricultural Chemical Transport Model)가 개발되어 유출과 저니트의 양, 여러 조건에서의 화합물의 유출량을 예측하였으며, 1980년에는 미국 농무성의 주도하에 CREAMS(Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems)라는 프로그램이 개발되었다. 이 프로그램은 비교적 간단하고 컴퓨터에서 사용하기 용이하며, 야외포장 규모에서의 예측이 가능하여 실제 측정자료를 사용한다면 유출에 큰 영향을 미치는 매개변수의 보정이 용이하여 결과적으로 실제 포장상황과 유사한 simulation 결과를 얻을 수 있으나, 측정자료가 필수적으로 필요한 것은 아니다. 특히 다양한 경작형태에 따라 발생하는 오염물질의 상대적인 비교시 매우 유용하게 사용될 수 있고, 다른 모델과 비교해 보면, CREAMS 모델의 특징은 엽면에 처리한 농약과 sediment enrichment ratios의 simulation이 가능하다는 것이나, 유출수가 토양표면 층과 완전하게 혼합되는 상황이 가정되지 않았다.

이외에 PRZM(Pesticide Root Zone Model) 프로그램은 농약이 수직으로 이동하는 경향을 예측하기 위하여 개발되었다. 이상과 같은 모델들은 포장규모가 큰 경우를 예측하기 위하여 개발되었으며, 이에 반하여 소규모의 지역에 대한 유출 등을 예측하기 위하여 SWAM(Small Watershed Agricultural Model), Pesticide Runoff Simulator 등의 프로그램이 개발되었다.

최근에 들어서도 모델 개발은 계속 진행되고 있으며, Kenimer 등<sup>56)</sup>은 PATS(Pesticide Availability and Transfer Simulator)라는 프로그램을 개발하여 화합물의 토양중에서의 분산과 흡착기작, 그리고 유출 등에 대한 것을 예측하였으며, Sabbagh 등<sup>57)</sup>은 기존에 개발된 수학적 모델을 보정하여 EPIC(Erosion Productivity Impact Calculator)-PST 모델을 개발하여 실제 측정자료와 simulation에 의한 자료를 비교한 결과 EPIC-PST 모델과 CREAMS 모델을 보완하여 개발된 GLEAMS 모델과 연계하여 사용할 수 있음을 확인하였으며, 측정자료와 비교한 결과는 모델에 의한 예측이 rootzone을 통하여 더 빠르게 이동되나 시간에 따른 농약의 농도변화는 측정자료와 유사한 형태로 변화됨을 보고하였다.

Lin 등<sup>58)</sup>은 소형시험구를 사용한 유출연구를 통하여 모델의 validation 여부를 확인하고자 모델에 대한 보정과 확인과정에 대하여 설명하였으며, 생태학적인 위해성 평가개념을 도입하여 미국 EPA의 Environmental Effects Branch (EEB)에서 사용하는 위해성 평가과정(Fig. 6)을 이용하여 농약의 유출로 인한 노출자료와 독성학적인 위험성 자료를 비교하여 규제적 측면과 비교하였다. 농약유출 등에 의한

노출자료는 환경이나 비표적 생물에 영향을 미칠 수 있는 농약의 수중 잔류농도를 평가하는데 이때 EEC(Estimated Environmental Concentration) 개념을 사용하며, 수중에서의 위해성 평가를 위하여 EEB는 tier 체제(Fig. 7)를 도입하여 기존에 개발된 PRZM 모델을 이용하여 새로운 모델에 대한 보정과 확인작업을 시도하였다. 비교 결과 모델의 확인을 위한 프로그램이 필요하며, 다른 화합물과 다른 지역에서의 측정자료가 필요함을 보고하였고, 소형시험구를 사용하여 얻은 유출자료를 이용하여 다른 모델의 확인작업에 사용할 수 있는 가능성을 확인하였다고 보고하였다.

또한 Zacharias 등<sup>59)</sup>은 PRZM 모델과 GLEAMS 모델의

장단점을 두가지 관점에서 비교하였는데 첫째는 쉽게 이용할 수 있는 여러 매개변수들을 사용한 “관리도구(management tool)”로서의 평가능력과 두 번째는 측정자료와 유사한 simulation 결과를 얻기 위한 수문학적인 매개변수의 보정을 통하여 농약성분에 대한 정확한 평가의 가능성을 비교한 결과 전반적으로 GLEAMS 모델이 PRZM 모델보다 토양에서의 농약의 행동을 더 정확하게 예측하는 것으로 보고하였으며, 두 개의 모델 모두 rootzone에서의 농약의 양에 대한 예측은 측정치와 유사하나 토양중에 분포되는 농약의 농도 예측에는 문제가 있는 것으로 보고하였다.

이들 이외에도 새로운 모델을 개발하거나 혹은 기존에

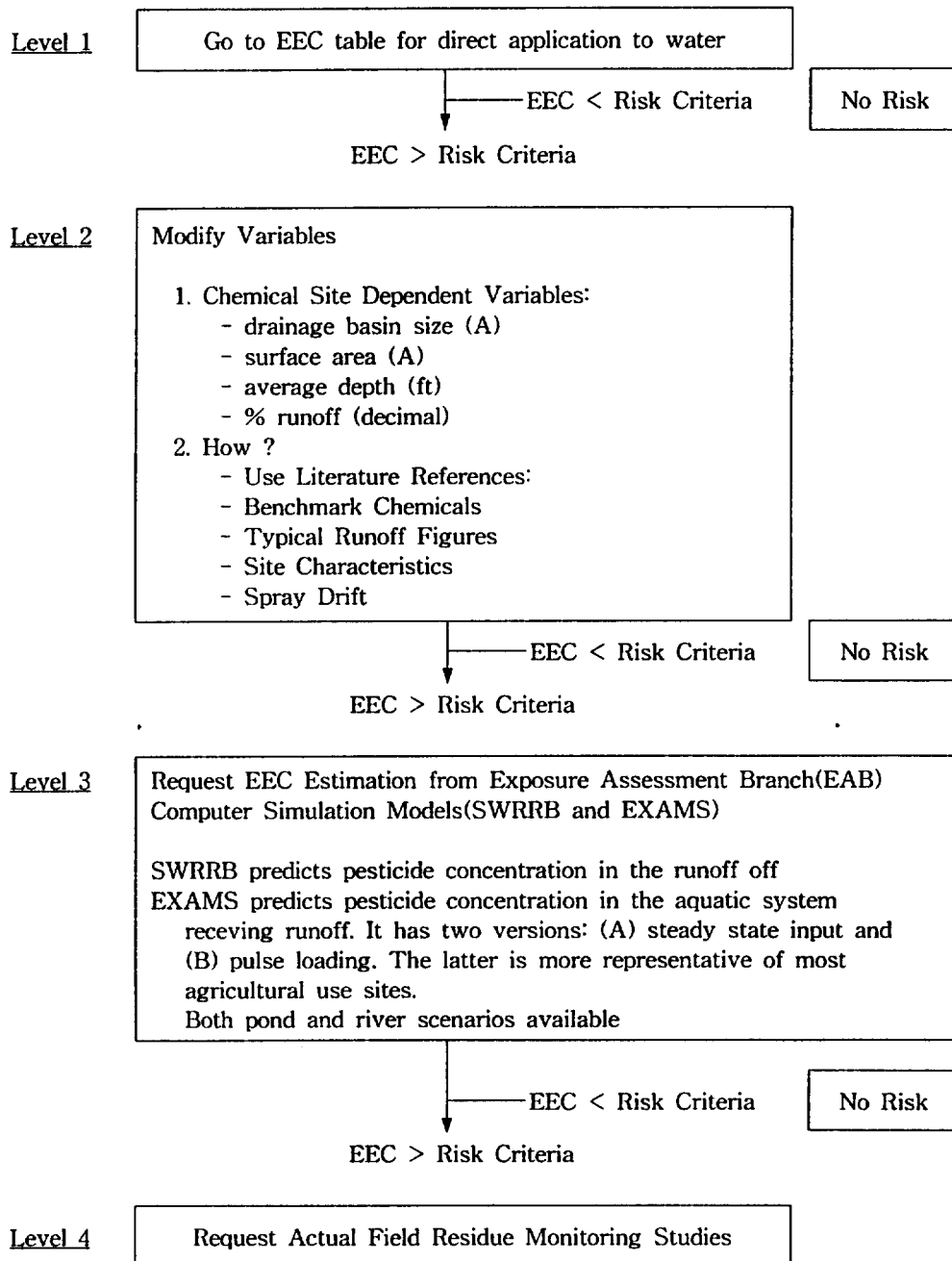


Fig. 7. Aquatic estimated environmental concentration(EEC) tiersystem.<sup>58)</sup>

개발된 모델을 이용하여 포장실험 자료를 비교하면서 모델의 단점을 보완하고자 많은 연구자들의 연구가 계속 수행되고 있으며,<sup>60-68)</sup> 현재 가장 광범위하게 사용되는 모델중 비교적 간단한 모델로는 Soil Conservation Service(SCS)이며, 좀 더 복잡한 모델로서는 CREAMS(Chemicals, runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems)와 GLEAMS(Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems)로서, 사용하는 모델의 선택은 문제의 복잡성과 자료의 이용가능성, 결과자료의 활용범위, 모델 사용자의 경험과 능력에 따라 결정된다.

결 론

현재 국내에서는 산업구조의 급속한 변화로 인하여 농업 인구의 감소에도 불구하고 농업생산물의 다양화, 농업생산량의 유지, 혹은 증산 요구로 인하여 농약의 사용량은 점차 증가되고 있다. 그러나 자주 발생하는 농경지, 하천이나 골프장 주변의 물고기 폐사사고 등에서 농약이 그 원인으로 간주되고 있으나 궁극적으로는 명확한 이유가 확인되지 못하고 개연성에 근거한 결론을 짓고 있다.

따라서 실제적으로 농사에 사용된 농약이 유출될 수 있는 양에 대한 연구와 그로 인해 하천에 유입되어 환경생물(어류, 수서무척추 동물, 조류 등)등에 피해를 줄 수 있는 가능성을 평가하는 환경독성학적인 면에 대한 연구의 필요성이 점차로 증가되고 있는 상황이다. 그러나 아직 국내에서는 이러한 측면에서의 연구가 적극적으로 시도되지 않고 있으며 그 이유는 농약의 유출실험에 관한 연구가 포장실험조건에서 수행하는 경우 여러 가지 어려움과 제한사항이 수반되며, 인공강우를 이용한 유출실험의 경우도 포장에서의 유출상황을 명확하게 규명하는데 있어서 현재까지 확립된 방법이 없기 때문이다. 또한 computer program을 이용한 simulation 방법도 다양한 프로그램이 개발되었음에도 불구하고 한계가 있는 것으로 판단된다. 즉 유출에 관여하는 요인이 너무 다양하기 때문에 단편적인 자료만을 이용하여 농약의 유출을 예측하기 어렵기 때문에 현재까지는 농약의 유출 연구방법에 있어 명확한 지침이 확립되어 있는 상황은 아니다.

하지만 연구의 필요성과 활용의 범위를 고려한다면 심도 있는 연구가 계속되어야 할 것이며, 앞에서 지적했듯이 포장시험의 제한성을 고려한다면 먼저 소형시험구와 인공강우를 이용한 표준 system을 사용하여 결과를 얻고, 그 결과를 프로그램의 개발, 개선과 보완에 이용하는 방향으로 수행되었으면 한다.

요 약

농경지로부터 농약의 유출은 수생태계 뿐만 아니라 사람에게도 영향을 미치는 중요한 요인으로, 유출될 수 있는

농약의 양에 대한 연구와 수생태계에 유입되어 환경생물에 영향을 미칠 가능성을 평가하는 환경독성학적 연구, 인체위해성에 대한 연구가 절실한 상황이다. 그러나 유출에 관여하는 요인이 너무 다양하여 단편적인 자료만으로 농약의 유출을 예측하기 어렵기 때문에 명확한 연구지침이 확립되어 있지 않으며, 국내에서도 연구가 적극적으로 시도되지 않고 있다. 따라서 농약의 유출에 대한 전반적인 연구사례 및 방법 등에 대해 자연포장에서의 유출연구, 인공강우 모의포장을 이용한 유출연구, 그리고 computer 모델을 사용한 유출연구 등 다양한 측면에서 고찰하여 보았다.

참고문헌

1. 농약공업협회. (1994. 5,6). 농약정보, pp. 10~15.
2. 농촌진흥청 농약연구소. (1994). 농약의 사용 현황과 안전성, 31228-51860-37-9401.
3. 이성규. (1994. 7,8). 농약정보. pp. 32~39.
4. 金澤 (1993). 農藥の環境中動態と非標的生物への影響, 農藥の環境科學, p. 21.
5. Bailey, G.W., Swank, A.R. Jr., and Nicholson, H.P. (1974). Predicting pesticide runoff from agricultural land: A conceptual model, *J. Environ. Qual.* 3, 95~102.
6. Leonard, R.A.(1990). Movement of pesticides into surface waters, *In Pesticides in the soil environment: Processes, Impacts, and Modeling*, H.H. Cheng, (Ed.), Book Series No. 2, SSSA, Soil Science Society of America, Madison, WI, 303.
7. Pionke, H.B. and Chesters, G.(1973). Pesticide-sediment-water interactions. *J. Environ. Qual.* 2, 29~45.
8. Lichtenberg, J.J., Eichelberger, J.W., Dressman, R.C., and Longbottom, J.E.(1970). Pesticides in surface waters of the United States-a 5-year summary, 1964~1968. *Pestic. Monit. J.* 4, 71~86.
9. Schafer, M.L., Peeler, J.T., Gardner, W.S., and Campbell, J.E.(1969). Pesticides in drinking water. Waters from the Mississippi and Missouri Rivers. *Environ. Sci. Technol.* 3, 1261~1269.
10. Schulze, J.A., Manigold, D.B., and Andrews, F.L.(1973). Pesticides in selected western streams-1968~1971. *Pestic. Monit. J.* 7, 73~84.
11. Frank, R., Braun, H.E., Holdrinet, M.V., Sirons, G.J., and Ripley, B.D.(1982). Agriculture and water quality in the Canadian Great Lakes Basin 5. Pesticide use in eleven agricultural watersheds and presence in stream water-1975~1977. *J. Environ. Qual.* 11, 497~505.
12. Wauchope, R.D.(1978). The pesticide content of sur-



- face water draining from agricultural fields-a review, *J. Environ. Qual.* 7, 459~472.
13. Holden, L.R., Graham, J.A., Whitmore, R.W., Alexander, W.J., Pratt, R.W., Liddle, S.K., and Piper, L.L. (1992). Results of the national alachlor well water survey, *Environ. Sci. Technol.* 26, 935~943.
  14. Thurman, E.M., Goolsby, D.A., Meyer, M.T., and Kolpin, D.W.(1991). Herbicides in surface waters of the midwestern United States. The effect of spring flush. *Env. Sci. & Technol.* 25, 1794~1796.
  15. Triplett, G.B. Jr., Conner, B.J., and Edwards, W.M. (1978). Transport of atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn. *J. Environ. Qual.* 7, 77~84.
  16. Leonard, R.A., Langdale, G.W., and Fleming, W.G. (1979). Herbicide runoff from upland piedmont watersheds-data and implications for modeling pesticide transport. *J. Environ. Qual.* 8, 223~229.
  17. Baker, J.L., and Johnson, H.P.(1979). The effect of tillage systems on pesticides in runoff from small watersheds. *Trans. ASAE* 22, 554~559.
  18. Wheeler, W.B., Mansell, R.S., Calvert, D.V., and Stewart, E.H.(1978). Movement of 2,4-D in drainage waters from a citrus grove in a Florida USA flatwood soil. *Proc. Soil Crop Sci. Soc. Fla.* 37, 180~183.
  19. Wu, T.L.(1980). Dissipation of the herbicides atrazine and alachlor in a Maryland USA corn(*Zea mays*) field. *J. Environ. Qual.* 9, 459~465.
  20. Johnsen, T.N. Jr.(1980). Picloram in water and soil from a semiarid pinyon-juniper watershed. *J. Environ. Qual.* 9, 601~605.
  21. Edwards, W.M., Triplett, C.G. Jr., and Kramer, R.M. (1980). A watershed study of glyphosate transport in runoff. *J. Environ. Qual.* 9, 661~665.
  22. Rhode, W.A., Asmussen, L.E., Hauser, E.W., Wauchope, R.D., and Allison, H.D.(1980). Trifluralin movement in runoff from a small agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 9, 37~42.
  23. Carrol, B.R., Willis, G.H., and Graves, J.B.(1981). Permethrin concentration on cotton plants, persistence in soil, and loss in runoff. *J. Environ. Qual.* 10, 497~500.
  24. McDowell, L.L., Willis, G.H., Murphree, C.E., Southwick, L.M., and Smith, S.(1981). Toxaphene and sediment yields in runoff from a Mississippi USA delta watershed. *J. Environ. Qual.* 10, 120~125.
  25. Nicholaichuk, W., and Grover, R.(1983). Loss of fall applied 2,4-D in spring runoff from a small agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 12, 412~414.
  26. Willis, G.H., McDowell L.L., Murphree, C.E., Southwick, L.M., and Smith, M.(1983). Pesticide concentrations and yields in runoff from silty soils in the lower Mississippi Valley. USA. *J. Agric. Food Chem.* 31, 1171~1177.
  27. Smith, S., Reagan, T.E., Flynn, J.L., and Willis, G.H. (1983). Azinphos-methyl and fenvalerate runoff loss from a sugarcane *saccharum-officinarum* and insect integrated pest management system. *J. Environ. Qual.* 12, 534~537.
  28. Hall, J.K., Hartwig, N.L., and Hoffman, L.D.(1984). Cyanazine losses in runoff from no-tillage corn in "living" and dead mulches vs. unmulched conventional tillage (herbicide, *Zea mays*). *J. Environ. Qual.* 13, 105~110.
  29. Mayeux, H.S. Jr., Richardson, C.W., Bovey, C.W., Burnett, R.W., and Merkle, E.(1984). Dissipation of picloram in storm runoff. *J. Environ. Qual.* 13, 44~49.
  30. Rohde, W.A., Asmussen, L.A., Hauser, E.W., and Johnson, A.W.(1979). Concentrations of ethoprop in the soil and runoff water of a small agricultural watershed. USDA-SEA Agric. Res. Results ARR-S-2. U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.
  31. Yamaguchi, Y., Fukushima, M., and Fujita, T.(1992). Distribution and seasonal variation of pesticide residues in Yodo river basin, Japan. *Wat. Sci. Tech.* 25, 61~68.
  32. Sudo, M., and Kunimatsu, T.(1992). Characteristics of pesticides runoff from golf link. *Wat. Sci. Tech.* 25, 85~92.
  33. 김용화 외 10인. (1991). 농약이 자연생태계 미치는 영향 조사연구(II). 한국화학연구소 연구보고서.
  34. Mayer, J.R, and Elkins, N.R.(1990). Potential for agricultural pesticide runoff to a Puget Sound estuary : Padilla Bay, Washington. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 45, 215~222.
  35. Marsh, J.M.(1993). Assessment of nonpoint source pollution in stormwater runoff in Louisville(Jefferson County), Kentucky, USA. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25, 446~455.
  36. Hendley, P., Ekoniak, P., and Hill, I.R.(1994). "Design of large-scale field runoff studies", Agrochemical Environmental Fate Studies : State of the Art, M.L. Leng, E.M.K. Leovey, and P.L. Zubkoff, (Eds.), Lewis Publishers, Chelsea, MI, chap 17.
  37. Wauchope, R.D.(1981). Runoff studies and pesticide registration, *In Test protocols for environmental fate & movement of toxicants* : Proceedings of a symposium, G. Zweig, and M. Beroza(Eds.), Association of Official

- Analytical Chemists, Washington, D.C., 200.
38. Wauchope, R. D., and Burgoa, B.(1994). "Pesticide runoff studies : toward a new protocol", Agrochemical Environmental Fate Studies : State of the Art, M.L. Leng, E.M.K. Leovey, and P.L. Zubkoff, (Eds.), Lewis Publishers, Chelsea, MI, chap 27.
  39. Wauchope, R.D., Williams, R.D., Randall, G., and Marti, L.R.(1990). Runoff of sulfometuron-methyl and cyanazine from small plots : effects of formulation and grass cover. *J. Environ. Qual.* 19, 119~125.
  40. Hubbard, R.K., Williams, R.G., Erdman, M.D., and Marti, L.R.(1989). Chemical movement from Coastal Plain soils under simulated rainfall. II. Movement of cyanazine, sulfometuron-ethyl, and bromide. *Trans ASAE* 32, 1239~1249.
  41. Sauer, T.J., and Daniel, T.C.(1987). Effect of tillage system on runoff losses of surface-applied pesticides. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 51, 410~415.
  42. Sharpley, A.N.(1985). Depth of surface soil-runoff interaction as effected by rainfall soil slope and management. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 49, 1010~1015.
  43. McDowell, L.L., Willis, G.H., Southwick, L.M., and Smith, S.(1984). Methyl parathion and EPN washoff from cottonplants by simulated rainfall. *Environ. Sci. Technol.* 18, 423~427.
  44. Baker, J.L., Laflen, J.M., and Hartwig, R.O.(1982). Effects of corn residue and herbicide placement on herbicide runoff losses. *Trans ASAE* 25, 340~343.
  45. Kenimer, A.L., Mostaghimi, S., Young, R.W., Dillaha, T.A., and Shanholtz, V.O.(1987). Effects of residue cover on pesticide losses from conventional and no-tillage systems. *Trans ASAE* 30, 953~959.
  46. Felsot, A.S., Michell, J.K., and Kenimer, A.L.(1990). Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. *J. Environ. Qual.* 19, 539~545.
  47. Baker, J.L., Laflen, J.M. and Johnson, H.P.(1978). Effect of tillage systems on runoff losses of pesticides. A rainfall simulation study. *Trans ASAE* 21, 886~892.
  48. Baker, J.L., and Laflen, J.M.(1979). Runoff losses of surface applied herbicides as affected by wheel tracks and incorporation. *J. Environ. Qual.* 8, 602~607.
  49. Wiese, A.F., Savage, E.K., Chandler, J.M., Liu, L.C., Jeffrey, L.S. Weber, J.B., and LaFleur, K.S.(1980). Loss of fluometuron in runoff water. *J. Environ. Qual.* 9, 1~5.
  50. Gaynor, J.D., and Volk, V.V.(1981). Runoff losses of atrazine and terbutryne from unlimed and limed soil. *Environ. Sci. Technol.* 15, 440~443.
  51. Miller, W.P.(1987). Infiltration and soil loss of three gypsum-mended ultisols under simulated rainfall. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1314~1320.
  52. Wauchope, R.D.(1987). Tilted-bed simulation of erosion and chemical runoff from agricultural fields : I. Runoff of sediment and sediment-associated copper and zinc. *J. Environ. Qual.* 16, 206~212.
  53. Bruggen, A.H.C., Milgroom, M.G., Osmeloski, J.F., Fry, W.E., and Jacobson, J.S.(1987). Attenuation of metalaxyl on potato leaves by simulated acidic rain and residence time. *Phytopathology* 77, 401~406.
  54. Wauchope, R.D.(1987). Tilted-bed simulation of erosion and chemical runoff from agricultural fields : II. Effects of formulation on atrazine runoff. *J. Environ. Qual.* 16, 212~216.
  55. Willis, G.H., McDowell, L.L., and Smith, S.(1988). Rainfall amount and intensity effects on carbaryl washoff from cotton plants. *Trans ASAE* 31, 86~90.
  56. Kenimer, A.L., Mitchell, J.K., and Bode, L.E.(1992). PATS : Pesticide Availability and Transfer Simulator, *Trans ASAE*, 35, 841~853.
  57. Sabbagh, G.J., Geleta, S., and Elliott, R.L.(1991). Modification of epic to simulate pesticide activities : EPIC-PST, *Trans ASAE*, 34, 1683~1692.
  58. Lin, J.C., and Garney, R.L.(1992). Combining computer simulation with physical simulation : An attempt to validate turf runoff models, *Weed Technol.*, 6, 688~695.
  59. Zacharias, S., and Heatwole, C.D.(1994). Evaluation of GLEAMS and PRZM for predicting pesticide leaching under field conditions, *Trans ASAE*, 37, 439~451.
  60. Morioka, T., and Cho, H.S.(1992). Rainfall runoff characteristics and risk assessment of agro-chemicals used in golf links, *Wat. Sci. Tech.*, 25, 77~84.
  61. Li, S., and Migita, J.(1992). Pesticide runoff from paddy field and its impact on receiving water, *Wat. Sci. Tech.*, 25, 69~76.
  62. Leonard, R.A., Truman, C.C., and Knisel, W.G.(1992). Pesticide runoff simulations : Long-term annual means vs. event extremes, *Weed Technol.*, 6, 725~730.
  63. Wauchope, R.D.(1992). Environmental risk assessment of pesticides : Improving simulation model credibility, *Weed Technol.*, 6, 753~759.
  64. Klein, M., and Kloppel, H.(1993). Usefulness of models for the prediction of run-off events-comparison with experimental data, *The Science of the Total Envi-*

- ron.*, 1421~1428.
65. Bernardo, D.J., Mapp, H.P., and Sabbagh, G.J.(1993). Economic and environmental impacts of water quality protection policies. 1. Framework for regional analysis, *Water Resour. Res.*, **29**, 3069~3079.
66. Bernardo, D.J., Mapp, H.P., and Sabbagh, G.J. (1993). Economic and environmental impacts of water quality protection policies. 2. Application to the central high plains, *Water Resour. Res.*, **29**, 3081~3091.
67. Clemente, R.S., Prasher, S.O., and Barrington, S.F. (1993). PESTFADE, A new pesticide fate and transport model : Model development and verification, *Trans ASAE*, **36**, 357~367.
68. Settesol, D., Preti, F., Lubello, C., and Becchi, I.(1994). Algorithms for pesticides transport distributed modeling, *Wat. Sci. Tech.*, **30**, 131~140.
69. U.S. EPA.(1987). Guidelines for the preparation of the 1988 State Water Quality Assessment report, EPA/600/S3-87/001. Office of Water Programs, Water Planning Division, Washington, DC.