

저니토독성시험법(sediment toxicity test)을 이용한 lambda-cyhalothrin의 깔따구 (*Chironomus riparius*)에 대한 급성독성

김병석* · M. J. Hamer¹ · 김진화 · 박연기 · 김정구 · 안용준²

농업과학기술원 농약안전성과, ¹Zeneca Agrochemicals, Jeallott's Hill Research Station, Bracknell, Berkshire RG42
6ET, United Kingdom, ²서울대학교 농업생명과학대학 응용생물화학부

요약 : 세계적으로 환경생태독성의 주요지표종으로 저니토독성시험에 주로 이용되는 깔따구(*Chironomus riparius*)를 이용하여 물만으로 시험계와 물과 토양이 공존하는 시험계 사이의 ¹⁴C-lambda-cyhalothrin의 생물학적인 독성과 농약잔류양상의 차이를 비교하였다. 물과 토양이 공존하는 시험계에서는 물중 lambda-cyhalothrin 잔류량이 약제처리후 5일에서 처음 처리 농도의 99%이상 감소하는 것으로 나타났으나 물만을 처리한 시험계에서는 처음농도의 약 35%가 감소하였다. Lambda-cyhalothrin의 *Chironomus riparius*에 대한 독성시험에서 물만 있는 용기에서와 물과 토양이 공존하는 시험계에서의 72시간 LC₅₀이 각각 0.156 µg/l 이하와 889 µg/kg으로 물과 토양이 공존하는 용기에서의 독성이 약 5,000배 이상 낮은 것으로 나타났다. 따라서 토양과 물 사이의 흡착분배계수의 차이에 의해 물 중 lambda-cyhalothrin의 잔류량이 감소하고 이에 따라 시험생물에 대한 독성도 감소함을 알 수 있었다.(1998년 12월 22일 접수, 1999년 4월 30일 수리)

Key words : *Chironomus riparius*, sediment toxicity test, Koc, lambda-cyhalothrin.

서 론

수서생태계에서 저니토(sediment)는 물질순환에 있어서 유기물과 무기물의 저장과 공급원으로서의 역할을 통해 그 중요성이 널리 알려져 왔다. 그러나 인간에 의해 만들어진 농약 등의 화학물질들은 저니토에 흡착되는 경향이 있으며 이들의 축적으로 인해 많은 부작용을 나타낼 수 있음이 보고되고 있다 (Burton 등, 1995). 특히 수용해도가 낮은 많은 소수성 유기화학물질의 경우에 있어서는 물 중에 떠다니는 부유물질에 강하게 흡착되는 경향이 있으며 최종적으로 바닥의 저니토에 쌓이게 된다(Zhou 등, 1997). 이러한 오염물질의 생태학적 영향을 파악하는데 기여하는 저니토의 중요성 때문에(Bat 등, 1998) 최근에 저니토에 흡착되어 저서생물에 영향을 미칠 가능성이 있는 농약과 기타 화학물질의 저니토독성을 측정할 수 있는 시험법을 개발하기 위해 다양한 측면에서 연구를 수행

하고 있으며(Watts 등, 1998), OECD 등에서도 *Chironomus spp.*를 이용한 국제적으로 표준화된 시험법을 개발하고 있다(Maund 등, 1997). 또한 저니토독성시험을 요구하기위한 합리적인 기준마련의 필요성에 의해 Mound 등(1997)은 140여종의 농약의 자료를 분석한 결과를 바탕으로 농약의 잔류성, 토양흡착성, 수생생물독성을 모두 고려하여 다음과 같은 기준 ① 유기탄소분배계수(Koc) ≥ 1,000 ② 토양반감기(반, DT₅₀) ≥ 30일 ③ 물벼룩(*Daphnia*) 48-h EC₅₀ < 1 mg/L 또는 21일 NOEC < 0.1 mg/L을 제시하고 이 세 가지 기준에 모두 해당될 경우에만 저니토독성시험을 요구해야 한다고 제안했다.

깔따구(chironomid)는 파리목(Diptera), 깔따구과(chironomidae) 곤충으로 수서생태계에서 그 수가 풍부한 가장 대표적인 곤충중의 하나이다. 수서생활을 하는 유충기는 4령까지 지속되며, 크기는 2~30 mm 정도로 수질오염의 중요한 지표종으로써 담수어류 및 포식성 무척추동물의 먹이를 제공하고있어 수서생태계 먹이사슬의 중요한 위치를 차지하고 있다(윤,

*연락저자

1995). 또한 이들이 저서성곤충으로 주로 저니토내에서 생활하고 있어 저니토내의 공극수나 상층수와의 접촉이나 또는 sediment를 흡입하는 과정에서 PAHs(polycyclic aromatic hydrocarbons)등의 축적된 오염물질에 쉽게 노출될 수 있기 때문에 저니토독성 시험용으로 널리 이용되고 있다(Bleeker 등, 1998). 이 저니토독성시험에서 주로 사용되는 갈따구 종은 *Chironomus riparius*와 *Chironomus tentans*의 유충으로 농약처리에 의한 영향평가를 위해 10일간 생존, 생장을 또는 28일간 우화한 성충(emerged Midge)의 수 및 성비(sex ratio)등을 평가하는데 널리 이용되고 있다(USEPA, 1996).

Lambda-cyhalothrin은 주로 곡물, 과수, 감자, 채소작물 등에서 진딧물, 총채벌레, 콜로라도잎벌레, 나비목 유충 등의 농업해충에 대해 접촉독성과 소화독에 의해 살충효과를 나타내는 비침투성 합성피레스로이드계 살충제이다(Tomlin, 1994). 국내에서는 수화제와 유제로 시판되어 농가에서 사과, 감귤, 감, 고추, 배추, 차, 양버즘나무 등을 가해하는 다양한 해충을 방제하는데 사용되고 있다(농약사용지침서). 실험실에서의 수생생물에 대한 독성시험결과 저니토가 없는 환경에서 *Daphnia magna* 0.36 ppb(EC₅₀), 무지개송어 0.24 ppb(LC₅₀)으로 매우 독성이 높은 것으로 평가되고 있어(Tomlin, 1994) 국내에서는 수도용으로는 사용을 금지하고 있다. 그러나 일반적인 피레스로이드계 살충제의 경우 Koc가 높아 물층의 저니토에 급속도로 흡착되며 토양이나 저니토가 존재하는 상황에서는 독성이 상당한 수준으로 감소된다고 알려져 왔다(Muller, 1995). 이 시험에 사용된 lambda-cyhalothrin은 Koc가 100,000~700,000으로 높고 토양중 반감기가 4~12주로 잔류성이 길며(Tomlin, 1994) 생물독성도 높아 Maund 등(1997)이 제안한 세가지 기준을 모두 충족시키므로 외국에서는 다양한 방법으로 저니토독성을 평가해오고 있다(Watts 등, 1998).

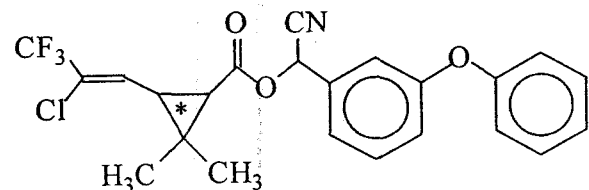
본 시험에서는 아직까지 국내에서 수행되지 않은 저니토독성시험법을 이용해서 *Chironomus riparius*에 대한 lambda-cyhalothrin의 독성 차이를 비교해보고 화학물질의 물리화학적특성 중 유기물함량과 Koc를 이용해 물과 sediment사이의 분배차이에 의한 잔류양상을 예측하고 실제 측정된 데이터와의 비교분석을 통

해 논 환경이 지배적인 국내농업환경에서 보다 실제적으로 적용할 수 있는 새로운 생태독성시험으로 저니토독성시험의 필요성을 제시하고자 한다.

재료 및 방법

시험약제

본 실험에 사용된 ¹⁴C-lambda-cyhalothrin(specific activity:2.2 GBq mmol⁻¹)은 ZENECA Agrochemicals, Jeallott's Hill Research Station의 방사성화학연구실에서 분양받은 것으로 이것의 순도는 autoradiography(전개용매 Hexane: Dichloromethane : acetonitril = 75 : 24.5 : 0.5, v/v/v)로 분석한 결과 99.2%이었다.



*=position of radiolabel

IUPAC chemical name

(R,S)-α-3-phenoxybenzyl(Z)-(1R,S)-cis-3-(2-chloro-3,3,3-trifluoropropenyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate

Fig. 1. Structural formula of ¹⁴C-lambda-cyhalothrin.

시험생물

본 시험에 사용된 *Chironomus riparius*은 영국 ZENECA사의 Jeallott's Hill 연구소의 생태위해성평가 실험실에서 사육하고 있는 것을 사용하였다. 사육조건으로 실내온도는 20±2°C이었고 광은 16시간의 명조조건과 8시간의 암조조건으로 하였고 조도는 약 700 Lux였다. 시험에 사용된 생물은 혼대사육(mixed age culture) 하고있는 용기의 벽 표면에 붙은 알주머니(egg rope)를 채집하여 부화를 위해 얇게 가는모래를 깔고 경도를 맞춘 물(170~180 mg/l CaCO₃)을 채운 유리수조에 넣고 약하게 폭기를 시켜주었다. 그리고 *Chlorella vulgaris*와 가늘게 마쇄한 어류먹이용 Tetramin^{RT}을 적당량 먹이로 제공하였다. *Chironomus riparius* 유충은 쉽게 다룰수 있는 크기로 일반적으로

Table 1. Physico-chemical properties of Wisborough Green soil

pH (1:5, H ₂ O)	Organic carbon(%)	CEC (mmole(+)/kg soil)	Particle size distribution(%)			Texture
			Sand	Silt	Clay	
5.8	1.97	138	12	57	31	Silty clay loam

10일간의 생장시험에 많이 사용되는 2, 3령기의 종을 시험에 사용하였다(USEPA, 1996).

시험토양

시험토양은 영국 Wisborough Green 지역에서 채취하여 저온실에서 보관하고 있는 것인데 이 토양의 물리화학적 특성은 표 1과 같다. 물과 토양이 존재하는 조건에서 lambda-cyhalothrin의 잔류량을 예측하기 위해 이용한 K_d, K', K_{oc}는 표 2와 같다.

시험용수의 물리화학적 특성

시험용액제조 및 시험용수는 경도 300 mg/l CaCO₃의 탈염소수와 역삼투압계를 통과한 탈이온수를 혼합하여 만든 경도 180 mg/l CaCO₃의 물을 사용하였다. 항온수조내의 온도는 매일 측정하였고 시험에 사용된 시험수의 경도, 알칼리도 및 비전도도는 한번만 측정하였다. 이 중 경도와 알칼리도는 ZENECA SOPs 41/204/05와 41/205/03에 따라 적정법으로 측정하였으

며, 비전도도는 YSI Model 33으로 측정하였다. 각 시험용기내의 용존산소와 pH는 시험생물 투입직전에 YSI Model 57과 pHM250 meters를 사용하여 각각 측정하였다. 시험수의 물리화학적 특성을 분석한 성적은 표 3과 같다.

시험용액 조제 및 농도분석

처리용액의 방사능을 569.8 Bq/μl로 만들어 system B에는 농도별로 적정량을 바로 처리하였고 system A에서는 이것으로부터 4개 농도의 처리용액을 만들어 방사능을 측정 후 사용하였다. 시험용액의 처리농도 및 처리약량은 표 4와 같다.

시험계의 준비

수계시험(system A)

이 시험계에서는 500 ml의 유리병에 250 ml의 시험수를 담고 시험용액을 20, 10, 5, 2.5, 1.25, 0.62, 0.31, 0.16 μg/l의 농도로 처리하였다. 약제처리 시에는 물

Table 2. K_d, K', K_{oc} values from the adsorption step for lambda-cyhalothrin (ZENECA, RJ1913B)

Soil	Nominal rate applied aqueous phase(μg/l)	K _d	K'	K _{oc}
	0.038	5,700		289,000
	0.076	6,060		307,000
	0.152	6,150		312,000
	0.306	5,550		282,000
Average		5,880		298,000

Table 3. Physico-chemical properties of tested water

Hardness (mg/l CaCO ₃)	Alkalinity (mg/l CaCO ₃)	Specific conductivity (μS/cm ³)	Disolved oxygen (ppm)		pH	
			System A	System B	System A	System B
178	130	542	8.8~8.9	8.0~8.5	8.6~8.7	7.9~8.3

Table 4. Measured concentration of application solution and spiking amount

System	Nominal concentration($\mu\text{g}/\ell$)	Measured concentration of stock solution	Spiking amount($\mu\ell$)
Water only treatment system(A)	20 (24.45 kBq/250 ml)	28.33 kBq/100 $\mu\ell$	100
	10 (12.22 kBq/250 ml)	"	50
	5 (6.11 kBq/250 ml)	6.42 kBq/100 $\mu\ell$	100
	2.5 (3.06 kBq/250 ml)	"	50
	1.25(1.53 kBq/250 ml)	1.62 kBq/100 $\mu\ell$	100
	0.62(0.76 kBq/250 ml)	"	50
	0.31(0.38 kBq/250 ml)	0.40 kBq/100 $\mu\ell$	100
	0.16(0.19 kBq/250 ml)	"	50
Sediment-water system(B)	8000 (978 kBq/25 g)	569.8 Bq/ $\mu\ell$	1716
	4000 (489 kBq/25 g)		858
	2000 (244 kBq/25 g)		428
	1000 (122 kBq/25 g)		214
	500 (61 kBq/25 g)		107
	250 (31 kBq/25 g)		54
	125 (15 kBq/25 g)		26
	62.5 (7.4 kBq/25 g)		13

표면 아래에 처리한 후 물에 균일하게 섞이도록 조용히 저어주었다. 그리고 각각의 용기에 *Chironomus riparius*를 각 10마리씩 투입하였다.

저니토-수계시험(system B)

이 시험계는 500 ml의 유리병에 25 g의 시험토양을 담고 250 ml의 시험용수를 채운 뒤 시험용액을 8,000, 4,000, 2,000, 1,000, 500, 250, 125, 62.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 이 되게 적정량을 물표면 아래에 처리한 후 마개를 막고 비닐테이프로 밀봉한 다음 약 2시간 동안 토양에 잘 섞이도록 rolling mill에서 천천히 회전시켜 올려놓은 뒤 밀봉한 마개를 풀고 항온수조에서 토양이 침전될 때까지 2일간 방치하였다. 그리고 시험당일 각각의 시험용기에 *Chironomus riparius*를 각 10마리씩 투입하였다.

수중농약잔류량 분석

수중 잔류농약 분석은 시험용액을 처리한 후 *Chironomus riparius*를 투입하기 직전과 72시간 후에 각각 아래와 같은 방법으로 수행하였다. 분석방법으로 system A의 경우에는 피펫으로 10 ml의 시험수를 채취한 후 10 ml의 scintillation cocktail을 첨가하여 잘

흔든 다음 측정을 하였고 system B는 10 ml의 시험수를 채취하여 2 ml의 hexane으로 추출한 뒤 그 중 상층의 hexane 1 ml를 취하고 여기에 10 ml의 카테일용액을 첨가하여 잘 흔들었다. 방사선량은 LKB 1217 Rackbeta 액체섬광계수기를 이용하여 측정하였고 카테일으로는 Optiphase Safe(LKB, Sweden)를 사용하였다.

생물학적 독성 평가 및 통계분석

System A는 용기내의 물을 사각접시에 따라 부은 후 죽은 *Chironomus riparius*의 수를 계수하였으며, system B는 300 μm 의 체에 통과시킨 뒤 죽은 수를 계수하였다. 각 시스템의 LC₅₀은 USEPA Probit analysis program Version 1.5를 사용하여 분석하였다.

결과 및 고찰

수중농약잔류량 분석

시험수에서 ¹⁴C-lambda-cyhalothrin의 잔류량을 분석한 결과 물만을 처리한 시험계의 경우에는 최종일의 수중 잔류농도가 처음농도의 52.0~88.8% 정도였으나 물과 토양이 공존하는 시험계에서는 최종일의 수중

Table 5. ¹⁴C-Lambda-cyhalothrin concentration in water

Nominal conc.(A) ($\mu\text{g/l}$)	System A(water alone)			Nominal conc.(A) ($\mu\text{g/kg}$)	System B(sediment-water)		
	0 Day ($\mu\text{g/l}$)	3 Days(B) ($\mu\text{g/l}$)	B/A(%)		0 Day ($\mu\text{g/l}$)	3 Days(B) ($\mu\text{g/l}$)	B/A(%)
20	19.60	17.76	88.8	8000	8.55	1.83	0.02
10	10.40	6.07	60.7	4000	4.68	0.66	0.02
5	4.80	3.23	64.6	2000	1.96	0.53	0.03
2.5	2.56	1.30	52.0	1000	0.99	0.25	0.03
1.25	1.28	0.78	62.4	500	0.58	0.16	0.03
0.62	0.58	0.36	57.6	250	0.33	0.11	0.04
0.31	0.32	0.21	67.3	125	0.16	0.04	0.03
0.16	0.14	0.10	64.1	62.5	0.06	0.02	0.03
Average			64.7				0.03

잔류농도가 처음농도의 0.2~0.4%만이 검출되어 두 시험계 사이에 큰 차이를 보였다. 이 두 시험계 사이에 수중잔류량이 큰 차이를 나타내는 결과는 lambda-cyhalothrin과 같은 계통의 deltamethrin이 Koc가 $4.6 \times 10^5 \sim 16.3 \times 10^5 \text{ cm}^3/\text{g}$ 으로 토양에 강하게 흡착되어 용탈될 위험성은 없다는 보고(Tomlin, 1994)와 lambda-cyhalothrin의 Koc가 100,000 ~ 700,000으로 높아 다른 피레스로이드계 살충제와 마찬가지로 물중의 저니토에 급속도로 흡착된다는 보고(Muller, 1995) 등 과도 일치한다. 또한 약제처리 후 저니토와 물사이에서의 분배평형상태가 이루어지도록 2일간의 배양기간을 두었는데 이 과정을 통해 Koc가 높은 화학물질의 경우에 토양흡착력이 강하게 작용하여 평형상태의 물 중농도는 처리농도보다 훨씬 적게 나타나는 것으로 추정된다.

저니토-수계시험에서의 잔류량 예측

Wauchope 등(1992)은 각기 다른 양의 유기물함량 (1, 5, 10%)의 변화에 따른 permethrin(Koc=100,000)과 parathion(Koc=5000)의 물 중 농도를 분석하였는데 그 결과 Koc값이 높은 permethrin의 경우는 유기물함량이 1%에서 10%로 증가함에 따라 물 중 농도는 10배 감소함을 보여주었다. 약한 소수성인 parathion의 경우에도 높은 상관은 아니지만 유기물함량이 증가함에 따라 물중의 농도가 6~9배 감소함을 보여주었다. 그러나 물과 저니토의 비율(4:1, 10:1, 25:1)의 변화에 따른

물 중 잔류농도가 Koc가 높은 permethrin에서는 거의 변화가 없었고 parathion의 경우에도 그 정도는 덜하지만 permethrin과 비슷한 경향을 보였다. 이러한 결과들을 바탕으로 소수성화학물질의 토양흡착능을 추측하기 위해 Kow와 Koc, Koc와 용해도 사이의 상관관계를 회귀식으로 분석한 것 중에는 Kow와 Koc의 회귀직선식을 $\text{LogKoc} = 0.088 + 0.909(\pm 0.002)\text{logKow}$ ($r^2=0.999, n=34$)로 계산하여 Kow가 Koc와 정의 상관관계가 있음을 밝히고 Koc와 수용해도(LogS)사이에는 $\text{LogKoc} = -0.62(\pm 0.024)\text{logS}(\text{mg/l}) + 3.95$ 로 비극성일 수록 용해도가 떨어짐을 설명하고 있다(Hassett 등, 1989). 이것은 만약 어떤 화학물질의 용해도나 Kow를 알고 있다면 쉽게 Koc를 예측할 수 있음을 보여준다.

아래는 Koc와 토양의 유기탄소함량을 이용해 비극성 화학물질의 토양흡착능을 예측하기 위해 Steve Maund(1997)와 SETAC-Europe(1995)에서 제시한 방법에 따라 저니토에서의 예측 잔류량을 계산한 결과이다. 이미 표 2에서 본 바와같이 ¹⁴C-lambda-cyhalothrin의 시험토양과 물에서의 Koc는 298,000으로 이를 기준으로 하여 system B에서의 토양과 물 중에서의 예측잔류량을 계산하고 실제 측정결과와 비교하여 보면 아래의 표 6과 같다. 결과에서 알 수 있듯이 측정잔류량이 예측잔류량에 비해 1.0~2.6배 정도 높게 나타났다. 일반적인 소수성 화학물질의 경우 저니토와 관련된 입자성유기탄소(POC) 뿐만

Table 6. Comparison of measured and expected concentration of ^{14}C -lambda-cyhalothrin in sediment-water system

Nominal concentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Measured concentration in water (72 h, ng/ℓ)	Expected concentration in water ^{a)} (ng/ℓ)	Ratio ^{b)}
8,000	1,833	1,358	1.3
4,000	656	679	1.0
2,000	527	340	1.6
1,000	253	170	1.5
500	163	85	1.9
250	109	42	2.6
125	36	22	1.6
62.5	23	11	2.1

^{a)} Method for calculation of expected concentration

$$\text{Mass on sediment}(\text{mg}) = \frac{[\text{mass of sediment}(\text{kg}) \times \text{Kd} \times \text{mass of chemical}(\text{mg})]}{[\text{volume of water}(\text{L}) + (\text{mass of sediment}(\text{kg}) \times \text{Kd})]}$$

$$\text{Kd} = \frac{\text{Concentration on sediment}(\text{mg}/\text{kg})}{\text{Concentration in water}(\text{mg}/\text{L})}$$

$$\text{Koc} = \frac{\text{Kd} \times 100}{\% \text{ Organic carbon}}$$

$$\text{Kd of test soil} = 5,880$$

$$\text{Ratio} = \frac{\text{Measured concentration}}{\text{Expected concentration}}$$

아니라 콜로이드성 입자에 존재하는 유기탄소(용존유기탄소, DOC)에도 흡착되며 이것의 입자크기는 매우 작아 일반적인 여과나 원심분리의 과정으로 제거하기가 어렵다(Di Toro 등, 1991)고 알려져 있다. 따라서 측정잔류량이 약간 높게 나타난 것은 본 시험의 진행상에서 물 중의 부유물질이 완전히 가라앉지 않고 시험이 끝날 때까지 뿌옇게 현탁이 되어 있었으므로 해서 채취한 물 시료에 들어있는 용존유기탄소(DOC)에 흡착되어있던 ^{14}C -lambda-cyhalothrin이 추출과정에서 hexane층으로 분배되었을 것으로 추정된다. 그러나 이렇게 물중에 존재하는 용존유기탄소(DOC)에 흡착된 화학물질이 물중의 잔류농도에는 영향을 미치긴 하지만 생물에는 영향을 미치지 않는 것(Di Toro 등, 1991)으로 생각된다.

생물학적 독성 평가

^{14}C -Lambda-cyhalothrin의 *Chironomus riparius* 2~3령 유충에 대한 독성평가를 위하여 각 처리계의 약제처리농도를 8수준으로 하고 치사수를 조사하여 LC_{50} 을

산출한 결과 물만 있는 용기에서의 물과 토양을 동시에 처리한 시험계에서의 72시간 LC_{50} 이 각각 $0.156 \mu\text{g}/\ell$ 이하와 $889 \mu\text{g}/\text{kg}$ 로 토양과 물이 함께 있는 용기에서의 독성이 최소한 약 5,000배 정도 차이가 났다.

이 결과는 아래의 예에서 볼 때 더욱 명확히 증명된다. Wilson과 Bond(1969)가 *Hyalalella azteca* (amphipod)에 대한 diquat의 독성을 시험한 결과 물만 있는 상태의 96시간 LC_{50} 이 $0.048 \text{ mg}/\ell$ 이었고 연못의 진흙을 첨가한 상태에서 토양농도기준의 96시간 LC_{50} 이 $6.8 \text{ mg}/\text{kg}$ 로써 독성이 100배 이상 감소됨을 밝힌바 있다. 또한 비슷한 결과로 *Asellus aquaticus*(isopod)에 대한 피레스로이드계 농약의 급성 독성시험에서 4.5%의 유기물함량과 물과 저니토의 비율이 15:1인 상태에서 permethrin과 cypermethrin의 EC_{50} 이 물만의 시험계에서 $0.085 \mu\text{g}/\ell$ 와 $0.009 \mu\text{g}/\ell$ 물과 저니토가 공존하는 시험계에서 $281 \mu\text{g}/\text{kg}$ 와 $41 \mu\text{g}/\text{kg}$ 로 나타나 두 시험계간에 permethrin은 3,300배, cypermethrin은 4,500배 정도 차이가 남을 밝혔다(Hamer, 1992). 위의 예들과 이번 시험의 결과를 분

Table 7. Biological assessment of ¹⁴C-lambda-cyhalothrin

System A(water only)			System B(water-sediment)		
Test concentration ($\mu\text{g}/\ell$)	No. of test organism	No. of dead organism	Test concentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	No. of test organism	No. of dead organism
20	10	10	8000	10	10
10	10	10	4000	10	10
5	10	10	2000	10	9
2.5	10	10	1000	10	5
1.25	10	10	500	10	3
0.62	10	7	250	10	2
0.31	10	9	125	10	0
0.16	10	7	62.5	10	1
Control	10	2	Control	10	1
LC ₅₀ : < 0.156 $\mu\text{g}/\ell$			LC ₅₀ : 889 $\mu\text{g}/\text{kg}$		

석해불 때 다른 일반적인 피레스로이드계 살충제처럼 ¹⁴C-lambda-cyhalothrin도 토양이나 저니토가 존재하는 상황에서는 독성이 상당한 수준으로 감소됨을 알 수 있었다.

그러나 저니토독성시험의 복잡성으로 인해 특정시험생물, 화학물질, 토양 등의 상호작용 속에서 직접적인 주요 노출경로 및 작용 메카니즘을 밝힌 믿을 만한 생태독성학적자료는 그리 많지 않다(Kaag 등, 1998). 일반적으로 저니토에 오염된 화학물질이 저서성생물에 생물학적 영향을 미칠 가능성이 있는 경로로 저니토에 직접노출, 저니토와 그와 연관된 미생물상(microflora)의 흡입 그리고 저니토 공극내의 물과 상층수를 통한 노출 등을 주요한 경로로 추정하고 있다(SETAC-Europe, 1993).

하지만 Di Toro 등(1991)은 분배평형이론을 통해 평형상태에 도달한 계(system)에서 높은 Koc를 가진 소

수성 화학물질의 생물학적 영향은 물만으로는 시험에서의 독성자료와 저니토의 유기탄소에 흡착되는 화학물질의 정도를 통해 예측할 수 있다고 하였다. 이 이론은 저서성생물의 주요 노출경로를 저니토 내의 공극수(interstitial water)를 통한 노출로 가정하고 실제적인 분배평형에 관여하는 요인으로서는 저니토의 유기탄소 함량과 입자의 크기 및 기타 물리화학적 특성이라고 제시했다.

표 8에서와 같이 Hamer 등(1992)은 피레스로이드계 농약중에 permethrin, cypermethrin(O.M.=4.5%, Koc=100,000), tefluthrin(O.M.=4.5%, Koc=100,000)을 대상으로 한 시험결과들을 검토하여 저니토가 존재하는 상태에서 저니토함량기준의 EC₅₀ 농도를 각 농약의 유기탄소분배계수와 저니토의 유기탄소함량을 이용하여 물 중의 농도로 계산해본 결과 물만으로 처리한 시험에서의 EC₅₀과 거의 유사한 경향을 보이고 있음을 증

Table 8. Comparison of toxicity of pyrethroids to *Asellus aquaticus* and *Chironomus riparius*

Chemical	EC ₅₀ in water only($\mu\text{g}/\ell$)	EC ₅₀ in water/ sediment($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Calculated conc. in water at water/sediment EC ₅₀ ($\mu\text{g}/\ell$)
Permethrin ^{a)}	0.09	281	0.11
Cypermethrin ^{a)}	0.01	42	0.02
Tefluthrin ^{a)}	0.16	375	0.13
Cyhalothrin ^{b)}	0.16	889	0.14

^{a)}By M.J. Hamer, 1992,

^{b)}LC₅₀ of lambda-cyhalothrin to *C. riparius*.

명하여 높은 Koc를 가진 소수성 화학물질의 생물학적 영향은 물만으론 시험에서의 독성자료와 저니토의 유기탄소에 흡착되는 화학물질의 정도를 통해 예측할 수 있으며 저서성생물의 주요 노출경로는 저니토 내의 공극수(interstitial water)를 통한 노출이라는 Di Toro의 가설을 뒷받침하였다. 또한 본시험에서도 위와같은 방법으로 system B에서 저니토기준의 EC₅₀ 값을 물중 농도로 추정해본 결과 물에서의 예측 잔류량이 0.14 µg/l로 나타나 물만으로 처리한 시험계에서의 급성독성성적 0.16µg/l와 근사한 수치를 보여 위의 가설을 재입증하였다.

이상의 결과를 놓고볼 때 Koc가 높고 잔류성이 길며 급성독성이 강한 lambda-cyhalothrin이 저니토와 물을 동시에 처리한 시험에서 물에서의 독성에 비해 환경생물에 대한 독성이 급격히 낮아지는 경향이 있으며 이것은 lambda-cyhalothrin이 높은 유기탄소분배계수를 가지고 있어 저니토에 강하게 흡착되고 물에서의 농도는 상대적으로 매우 낮아지는 것과 상관이 있다. 다시말하면 저서성생물에 대한 직접적인 활성이 저니토에 흡착된 lambda-cyhalothrin의 농도에 의해서가 아니라 공극수 또는 상층수의 물에 잔류하는 lambda-cyhalothrin의 농도에 의한 것임을 알 수 있었다. 이러한 저니토 존재유무에 따른 급성독성의 현저한 차이는 저니토독성시험의 필요성을 증가시키고 있으며 논농사가 전체경지면적의 약 60%를 차지하는 우리나라(농촌진흥청, 1998)의 경우 토양에 쉽게 흡착되고 잔류기간이 긴 농약이 수생 저서생물에 미치는 영향을 평가할 필요성이 더욱 크며 앞으로는 국내에 서식하는 생물을 지표종으로 선발하여 우리의 환경에 적합한 생태독성 시험법 개발에도 관심을 가져야 할 것이다.

인용문헌

- Bat, L., D. Laffaelli (1998) Sediment toxicity testing: a bioassay approach using the amphipod *Corophium volutator* and polychaete *Arenicola marina*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 226:217~239.
- Bleeker, E. A. J., H. G. van der Geest, M. H. S. Kraak, P. de Voogt and W. Admiraal (1998) Comparative ecotoxicity of NPAHs to larvae of the midge *Chironomus riparius*. Aquatic Toxicology, 41:51~62.
- Burton, G. A., Jr., C. Macoherson (1995) Sediment toxicity testing issues and Method. pp.70~103, In Handbook of ecotoxicology (ed. David J. Hoffman, Barnett A. Rattner, G. Allen Burton, Jr., John Cairns, Jr.) CRC press.
- Di Toro, Dominic M., Christopher S. Zarba, David J. Hansen, Walter J. Berry, Richard C. Swartz, Christina E. Cowan, Spyros P. Pavrou, Herbert E. Allen, Nelson A. Thomas, Paul R. Paquin (1991) Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic chemicals using equilibrium partitioning, Environmental Toxicology and Chemistry, 10:1541~1583
- Gentle, W. (1997) Determination of alkalinity in laboratory blended waters in Environmental studies. ZENECA SOPs 41/205/05.
- Gentle, W. (1997) Determination of Total hardness in laboratory blended waters in Environmental studies. ZENECA SOPs 41/204/05.
- Hassett, J. J., W. L. Barnwart (1989) Sorption of nonpolar organics by soil and sediment pp.31~44, In Reaction and movement of organic chemicals in soils (ed. B. L. Sawhney, K. Brown) SSSA special publication No. 22, USA.
- Kaag, N. H. B. M., E. M. Foekema, M. C. Th. Scholten (1998) Ecotoxicity of contaminated sediments, a matter of bioavailability. Wat. Sci. Tech., 37(6-7):225~231.
- Lynch, M. R (1995) Procedure for assessing the environmental fate and ecotoxicity of pesticides, SETAC-Europe, Belgium.
- Maund, S., I. Barber, J. Dulka, J. Gonzales-Valero, M. J. Hamer, F. Heimbach, M. Marshall, P. McCahon, H. Staudenmaier and David Wustner (1997) Development and evaluation of triggers for sediment toxicity testing of pesticides with benthic macroinvertebrates, SETAC, 16(12):2590~2596.

- Muller, K., M. C. G. Lane and U. Goggin (1995) Lambda- Cyhalothrin: adsorption and desorption properties in sediment, Zeneca Agrochemicals report No. RJ1757B.
- Naylor, C., J. Howcroft (1997) Sediment bioassay with *Chironomus riparius*: understanding the influence of experimental design on the test sensitivity. *Chemosphere*, 35(8):1831~1845.
- SETAC-EUROPE (1993) Guidance document on sediment toxicity tests and bioassay for freshwater and marine environments.
- Tomlin, C.(1994) The pesticide manual (10th ed.). pp.254~255, The British Crop Protection Council, U.K.
- USEPA (1996) Ecological effect test guidelines OPPTS 850.1735 Whole sediment acute toxicity invertbrates, freshwater. EPA/712/C96/354. USA.
- Watts, M. M., D. Pasco(1998) Selection of an appropriate life cycle of *chironomus riparius* Meigen for use in chronic sediment toxicity testing. *Chemosphere*, 36(6):1405~1413.
- Wilson, D. C., G. E. Bond (1969) The effect of the herbicides diquat and dichlobenil on pond invertbrates. Part 1. Acute toxicity. *Transactions of American Fish Society*, 98:438~443.
- Zhou, J. L., S. J. Rowland (1997) Evaluation of the interactions between hydrophobic organic pollutants and suspended particles in estuarine waters. *Wat. Res.* 31(7):1708~1718.
- 농약공업협회 (1998) 농약사용지침서.
- 농촌진흥청 (1998) 한국의 농업주요지표. 경영상담자료 제43호.
- 윤일병 (1995) 수서곤충검색도설. pp.174~176, 정행사.

Acute toxicity of lambda-cyhalothrin to *Chironomus riparius* in water alone and sediment-water systems

Byung-Seok Kim*, M. J. Hamer¹, Jin-Hwa Kim, Yoen-Ki Park, Jeong-gu Kim and Young-Joon Ahn²(**National Institute of Agricultural Science & Technology, RDA, Suwon 441-707, Korea, ¹Zeneca Agrochemicals, Jeallott's Hill Research Station, Bracknell, Berkshire RG42 6ET, United Kingdom, and ²Division of Applied Biology and Chemistry and the Research Center for New Bio-Materials in Agriculture, Seoul National University, Suwon, 441-744, Korea*)

Abstract : The midge *Chironomus riparius* is a member of widespread dipteran insect which has been used for sediment toxicity test. The 2nd-3rd larvae *Chironomus riparius* were exposed to ¹⁴C-lambda-cyhalothrin in laboratory water only system(A) and sediment-water system(B) at 20±2°C. The concentration was nominally in the range of 0.16 to 20 µg/l and 62.5 to 8000 µg/kg, respectively. System(A) was prepared by applying the chemical to 250 ml water and introducing *Chironomus riparius* larvae into the system(day 0). System(B) was prepared by applying the chemical to the 25 g of soil and 250 ml water and shaking and rolling them for two hours. After allowing the system to settle for two days, *Chironomus riparius* larvae were introduced into the system. After 72 hours, the two systems were terminated and dead larvae were observed. The measurement of residue in water was conducted at the start(day 0) and the end of the study(day 3). The residue of ¹⁴C-lambda-cyhalothrin in water was accounted for approximately 65% of nominal concentration in system(A) and 0.2~0.4% in system(B) on 3 days. LC₅₀ was less than 0.156 µg/l in system(A) and 889 µg/kg in system(B), based on the nominally applied concentration.

*Corresponding author (Fax:+82-331-290-0521, E-mail:bskim@niast.go.kr)