

# IMPACTO DE IMIDACLOPRID EN LA DESCOMPOSICIÓN ORGÁNICA EDÁFICA EN CULTIVO DE DURAZNERO

## Impact of imidacloprid on organic decomposition of soil in peach tree production

Mariana Cecilia Fernández<sup>1</sup> y Rosana Alejandra Giménez<sup>2</sup> \*

### ABSTRACT

Soil organisms have an essential role in the processes of humification, decomposing and structuring; consequently several toxicological studies have been carried out to determine the impact of insecticides on them, principally in laboratory with individual species. Regrettably, there are few field assays. The objective of this research was to determine the effect caused by the insecticide imidacloprid on soil organisms when it was applied to peach trees (*Prunus persica* (L.) Batsch) var. Red Globe. The control treatment (without chemicals) managed with yellow and pheromone traps was compared with treated plots in which the insecticide was applied to the soil and leaves, using two different concentrations for each treatment (0.5 and 10 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>). A litter bag assay was carried out in order to determine the impact of the insecticide. Polyethylene bags with two different mesh sizes full of dry alfalfa (*Medicago sativa* L.) were buried. The distinct mesh sizes permitted the entrance of different organisms, achieving a stratification of the acting species. At five months, the bags were removed and the dry matter weight was analyzed. The experimental design was a split plot and the combination of factors produced eighteen treatments with three replicates. The results were analyzed using ANOVA. There were no significant differences between soil and canopy treatments and control (6, 5.92 and 5.83 g DM, respectively), nor between concentrations. The decomposition of organic matter was greater ( $p < 0.05$ ) in the buried bags with bigger mesh size (6.38 g DM) than the smaller mesh size (5.45 g DM) probably due to a greater activity of the soil macrofauna.

**Key words:** insecticides, nitroguanidine, litter bags, soil fauna, *Prunus persica*.

### RESUMEN

Los organismos del suelo cumplen un rol esencial en los procesos de humificación, descomposición y estructuración; consecuentemente se han realizado numerosos estudios toxicológicos sobre el impacto de los insecticidas sobre ellos, principalmente en condiciones de laboratorio y con especies individuales. Lamentablemente, existen pocos ensayos de campo. El objetivo de esta investigación fue determinar el efecto de imidacloprid en durazneros (*Prunus persica* (L.) Batsch) var. Red Globe sobre los organismos del suelo. Se compararon parcelas testigo (sin tratamiento químico) manejadas con trampas amarillas y de feromonas, con parcelas tratadas con aplicaciones al suelo y foliares, con dos concentraciones para cada tratamiento (0,5 y 10 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>). Para evaluar el impacto del insecticida se realizó un ensayo de bolsas de residuos. Se enterraron bolsas de nylon con perforaciones de dos tamaños, llenas con heno de alfalfa (*Medicago sativa* L.). Los distintos tamaños de malla permitieron el paso de diferentes organismos, logrando una estratificación de las especies actuantes. A los cinco meses se retiraron las bolsas y se analizó su peso seco. El diseño experimental fue en subparcelas divididas y la combinación de factores dio origen a 18 tratamientos con tres repeticiones. Los resultados se analizaron por ANDEVA. No hubo diferencias significativas entre los tratamientos de pulverización foliar, riego y testigo (6; 5,92; y 5,83 g MS, respectivamente), como tampoco entre las concentraciones. La descomposición de la materia seca fue mayor ( $p < 0,05$ ) en las bolsas de malla grande (6,38 g MS) que en las de malla chica (5,45 gms) probablemente como consecuencia de una mayor actividad de la macrofauna edáfica.

**Palabras clave:** bolsa de residuos, fauna del suelo, insecticidas, nitroguanidinas, *Prunus persica*.

<sup>1</sup> Investigador independiente. Donovan 1059, Lanús (1824), Buenos Aires, Argentina. [fmc@agro.uba.ar](mailto:fmc@agro.uba.ar)

<sup>2</sup> Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Av. San Martín 4453, Buenos Aires (1417), Argentina.

E-mail: [rgimenez@agro.uba.ar](mailto:rgimenez@agro.uba.ar) \*Autor para correspondencia.

Recibido: 15 de enero de 2004. Aceptado: 3 de septiembre de 2004.

## INTRODUCCIÓN

El control químico es la estrategia de control de plagas más generalizada de los fruticultores en la actualidad. El consumo de agroquímicos en Argentina durante el año 2002 fue de US\$ 16 millones, de los cuales aproximadamente el 11% correspondió a insecticidas. Del total de agroquímicos consumidos, el 1,86% se utiliza en cultivos frutales y de éstos el 58% son insecticidas (CASAFE, 2003; CIAFA, 2003). El uso intensivo de plaguicidas no sólo disminuye la rentabilidad del productor, sino que además conduce a nuevos problemas como el desarrollo de resistencia, resurgencia o el brote de plagas secundarias. También se incrementa el riesgo de contaminación de suelos y aguas subterráneas y de mortalidad de especies benéficas, de interés económico, y de microorganismos (Cope, 1971; Menzie, 1972; Caffarini y Della Penna, 2001).

La fauna edáfica tiene un papel fundamental en el desarrollo y mantenimiento de los suelos, mejorando la aireación, la infiltración y colaborando en la degradación del rastrojo, constituyéndose en un elemento clave para su fertilidad. Las perturbaciones del hábitat influyen sobre la densidad y la distribución de las especies, y sobre la diversidad de la comunidad (Christiansen *et al.*, 1989) de cada ecosistema en particular. La presencia de residuos tóxicos es relevante, ya que la flora y fauna del suelo son la base de todas las tramas tróficas terrestres, y la contaminación a este nivel es trasladada a las cadenas tróficas en las comunidades epigeas, las cuales dependen directa o indirectamente de algún proceso biológico que tiene lugar en el suelo (Stadler, 1998). Muchos plaguicidas se acumulan en la porción superficial del suelo donde la densidad de población de organismos es máxima, provocando en mayor o menor escala alteraciones relevantes (Stadler, 1998). Los organismos del suelo más utilizados en los ensayos toxicológicos para evaluar los efectos de sustancias químicas han sido las lombrices de tierra (Annelidae, Oligochaeta) (Neuhauser y Callahan, 1990; Heimbach, 1992; Yu *et al.*, 1999; Zang *et al.*, 2000).

Pero estos estudios no consideran las interacciones que ocurren entre los organismos a nivel de comunidad, ya que el efecto de una misma sustancia tóxica no afecta de igual manera a las diferentes especies (Van Gestel y Ma, 1988). Las pruebas de bolsas de residuos realizadas en condiciones de

campo, como las de Bocoock y Gilbert (1957) y Crossley y Hoglund (1962), fueron diseñadas para el estudio del impacto de sustancias químicas sobre el ecosistema suelo. Son una herramienta relativamente simple y de bajo costo (Stadler, 1998) que incluye a la diversidad, la cual es una medida de la complejidad de la comunidad. La desventaja de estos métodos es que debido a la heterogeneidad del suelo, tanto en sentido vertical como horizontal, no permiten realizar extrapolaciones simples del bioensayo (Stadler, 1998).

El imidacloprid [1-[(6-cloro-3-piridinil)metil]-N-nitro-2-imidazolidinimina] es un insecticida sistémico, que pertenece a la familia de las nitroguanidinas. Es fisiológicamente activo contra un amplio rango de insectos, incluyendo algunas especies benéficas (Mullins, 1993). Es altamente efectivo, con baja toxicidad para mamíferos y altamente tóxico para abejas (*Apis mellifera* L.) si es usado en aplicaciones foliares, especialmente durante floración (CASAFE, 2001). Sin embargo, su efecto sobre los organismos del medio edáfico ha sido ampliamente estudiado en laboratorio sobre el organismo establecido como estándar ecotoxicológico para la República Argentina, *Eisenia fetida* Savigny (IAS-CAV, 1996), y que el presente trabajo pretende profundizar en condiciones de campo.

El objetivo de este estudio fue determinar de qué forma las prácticas de manejo de plagas en el cultivo del duraznero inciden sobre los organismos del suelo. Para lo cual se han planteado los siguientes supuestos: en primer lugar, que las aplicaciones de insecticidas al suelo y en altas concentraciones, afectan más a la actividad biológica edáfica que los tratamientos foliares; y en segundo lugar, que dicho impacto es diferencial cuando se estratifica a la comunidad por tamaño.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en el huerto frutal de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (34°35' lat. Sur, 58°29' long. Oeste) sobre durazneros (*Prunus persica* (L.) Batsch) de la variedad Red Globe. El lote estaba compuesto por 144 plantas de tres años, conducidas con eje central, espaciado a 2 m dentro de la hilera y a 3 m entre hileras. Se realizó una aplicación del insecticida clorpirifos 12 meses antes del inicio del ensayo, y 6 meses antes del mismo se aplicó el herbicida glifo-

sato y el fungicida zineb. El lote estaba implantado sobre un suelo Argiudol vértico, franco-arcilloso. Se recolectaron muestras de suelo desde 0-10 cm de profundidad al comenzar y al finalizar el ensayo. Las características físicas y químicas del suelo al momento de iniciar el ensayo y el diagnóstico de las mismas se detallan en el Cuadro 1.

El ensayo se inició en el mes de enero de 2000 y finalizó en el mes de junio del mismo año. Durante dicho período la temperatura media diaria (tomada como promedio de las temperaturas de las 09:00; 15:00 y 21:00 h) varió entre 8,1 y 30,8°C, mientras que la precipitación total fue de 882,7 mm (datos suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional, Estación Villa Ortúzar). Se delimitaron 36 unidades experimentales de cuatro árboles cada una. Las prácticas de manejo de plagas consistieron en el uso de trampas atractivas y la aplicación de insecticidas. Se utilizaron trampas pegajosas amarillas (Trappit, importada por IQA Aldimar SA, Buenos Aires, Argentina) para atraer principalmente al pulgón verde del duraznero (*Myzus persicae* Sulzer) y trampas de feromonas (IPM Technologies, Portland, Oregon, USA) para el control del gusano del brote del duraznero (*Grapholitha molesta* Busk). Se colocaron dos trampas amarillas y una de feromonas en cada una de las parcelas testigo, en las cuales no se aplicó ningún tipo de plaguicida. Se aplicó imidacloprid (Confidor, de Bayer), solución concentrada 35%, en dos tipos de tratamiento: al suelo y foliar. La aplicación foliar se realizó con pulverizadora manual y, en el tratamiento al suelo el plaguicida se aplicó mediante riego. En ambos

casos se utilizaron dos concentraciones: 0,5 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>, que es la concentración de uso recomendada por el fabricante, y 20 veces esa concentración, 10 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>. El volumen de aplicación fue de 500 L ha<sup>-1</sup>. La concentración máxima utilizada se seleccionó siguiendo el criterio ecotoxicológico del peor escenario posible (EPP/CoE, 1994; Ramos *et al.*, 2000; Schierholz *et al.*, 2000). La aplicación de imidacloprid se realizó al comenzar el ensayo. En febrero se realizó una aplicación de 10 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> del acaricida bifentrin, perteneciente al grupo de los piretroides, por la presencia de arañuela roja (*Tetranychus urticae* Koch.), y en marzo se hizo una segunda aplicación foliar de imidacloprid debido a la presencia de brotes atacados por *G. molesta* con la concentración más baja (0,5 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>). Estas aplicaciones se hicieron en todas las parcelas excepto en las de los testigos.

Para determinar el impacto de imidacloprid se realizó el ensayo a nivel de campo adaptando los métodos propuestos por Bock y Gilbert (1957), Crossley y Hoglund (1962), e Ingelsfield (1989). Éste consistió en el uso de bolsas de polietileno de dos tamaños de malla: 0,2 y 3,6 mm de diámetro. En cada una de las bolsas se introdujeron 30 g de heno de alfalfa (*Medicago sativa* L.), con un 14% de humedad, y se enterraron en todos los lotes del ensayo a 10 cm de profundidad, colocando dos bolsas, una de cada tamaño de malla, en cada parcela. A los 156 días de iniciado el tratamiento se extrajeron las bolsas. Su contenido se colocó dentro de bolsas de papel, las cuales se secaron en estufa durante 48 h a 50°C, para determinar el efecto de la actividad biológica edáfica a través de la diferencia en peso de materia seca.

El diseño experimental fue de subparcelas divididas. El factor tratamiento (tipo de aplicación) constituyó la parcela completa. El factor concentración constituyó las subparcelas, que se asignaron aleatoriamente a cada parcela. Finalmente, el factor tamaño de malla formó las sub-subparcelas. La combinación de factores dio origen a 12 tratamientos y se realizaron tres repeticiones de cada uno. El análisis de datos se realizó según análisis de varianza (ANDEVA) y pruebas de comparación de medias de Dunnet y Tukey ( $p < 0,05$ ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 2 se observan las características químicas del suelo al finalizar el ensayo. Las diferen-

**Cuadro 1. Características físicas y químicas del suelo y su diagnóstico al inicio del ensayo.**

**Table 1. Physicochemical characteristics and diagnosis of the soil at start of essay.**

	Suelo	Diagnóstico
Textura		Franco arcilloso
Arena (2000-50 µm), %	24,2	
Limo (50-2 µm), %	47,5	
Arcilla (< 2 µm), %	28,3	
pH <sup>1</sup>	6,4	Levemente ácido
C orgánico, % <sup>2</sup>	2,67	Bueno
N total, % <sup>3</sup>	0,25	Bueno
P extractable, mg kg <sup>-1</sup> <sup>4</sup>	47,95	Muy bueno
CE, S m <sup>-1</sup> <sup>5</sup>	0,075	Baja

CE: conductividad eléctrica.

<sup>1</sup> en agua 1:2,5; <sup>2</sup> Walkley Black; <sup>3</sup> micro Kjeldhal; <sup>4</sup> Bray y Kurtz 1; <sup>5</sup> en pasta.

**Cuadro 2. Características químicas de los suelos bajo tratamiento de riego, pulverización foliar y del testigo, al finalizar el ensayo.****Table 2. Chemical characteristics of the soils under irrigation and foliar spraying treatments and control plots at the end of the assay.**

	Testigo	Pulverización foliar	Riego
C orgánico, %	1,89 (moderado) <sup>1</sup>	2,88 (bueno)	2,42 (bueno)
N total, %	0,20 (moderado)	0,25 (bueno)	0,22 (bueno)
P extractable, mg kg <sup>-1</sup>	41,62 (muy bueno)	47,12 (muy bueno)	40,10 (muy bueno)
pH	6,5 (levemente ácido)	6,1 (levemente ácido)	6,3 (levemente ácido)
CE, dS m <sup>-1</sup>	0,55 (baja)	0,55 (baja)	0,80 (baja)

CE: conductividad eléctrica.

<sup>1</sup> Entre paréntesis: diagnóstico.

cias entre el suelo del testigo y el suelo al inicio del ensayo (Cuadro 1), que sólo se dan en cuanto al contenido de C y N total, deben ser asumidas como consecuencia de la variación estacional, ya que se tomaron en distintas épocas del año (enero y junio, respectivamente).

El ANDEVA de las diferencias de peso seco determinó que no hubo diferencias significativas (Cuadro 3) entre los tratamientos testigos, pulverización e incorporación mediante riego, sobre la descomposición de la materia seca y, por lo tanto, sobre la actividad de la fauna edáfica; probablemente hayan influido en gran parte las condiciones ambientales, en ambos tratamientos.

**Incorporación al suelo mediante riego.** Antes de realizar la aplicación hubo un período de sequía y el suelo se encontraba totalmente descubierto de vegetación herbácea entre las hileras y las filas de los árboles, lo cual pudo haber favorecido la evaporación directa desde el suelo, incrementada, además, por la alta temperatura media (28,3°C) y la radiación solar, cuando se realizó el tratamiento. El día

**Cuadro 3. Peso promedio de la materia seca final y desviación estándar, según tratamiento y porcentaje de descomposición.****Table 3. Final mean dry matter weight and standard deviation, according to treatment and percentage of decomposition.**

Tratamiento	Materia seca final (g)	Descomposición (%)
Testigo	5,83 ± 1,18 a	80,5
Pulverización	6,00 ± 1,36 a	80,0
Riego	5,92 ± 0,93 a	80,3

Letras iguales en la misma columna indican que los valores no difieren en forma significativa según test de Dunnet (P < 0,05).

posterior a la aplicación se produjeron precipitaciones, que probablemente hayan favorecido una mayor incorporación del plaguicida a los árboles reduciendo su disponibilidad en el suelo. Días más tarde ocurrieron precipitaciones más intensas que pudieron haber provocado la lixiviación del plaguicida (o parte del mismo) que hubiera podido quedar en el suelo, aunque Ndongo *et al.* (2000) encontraron una escasa lixiviación de imidacloprid y sus metabolitos. En dicho trabajo se evaluó el efecto de una lluvia artificial, obteniendo como resultado que por debajo de los 65 cm de profundidad, imidacloprid es lixiviado sólo en cantidades trazas (menos del 1,5% de la cantidad total aplicada). En este caso dichas precipitaciones pudieron haber reducido la exposición de los depredadores y descomponedores al insecticida y sus residuos, entonces resultaría lógico que no se haya afectado la descomposición de la materia seca, si se recuerda que las bolsas con alfalfa se encontraban ubicadas a sólo 10 cm de profundidad, donde, debido a la época del año (verano) hay una alta densidad de organismos.

**Pulverización foliar.** Cuando se realiza una aplicación foliar, generalmente una porción del producto se deposita sobre la superficie del suelo, y finalmente penetra en él. En este caso, debido a la elevada temperatura y baja humedad relativa atmosférica que había al momento de realizar la aplicación, el producto pudo haberse evaporado antes de llegar al suelo. Por otro lado, es probable que una menor cantidad de imidacloprid haya llegado al suelo por escurrimiento luego de depositarse sobre la superficie vegetal y, finalmente, éste haya seguido el mismo destino que el descrito anteriormente para el tratamiento de riego. Esto podría explicar por qué no se encontraron diferencias con el testigo ni con el tratamiento bajo riego.

El imidacloprid está sujeto a diversos procesos en el suelo, tales como volatilización, lixiviación, degradación a distintos metabolitos y la formación de uniones con los componentes del suelo. El potencial de lixiviación de un insecticida se reduce si es retenido por las partículas del suelo debido a la adsorción. Según Celis y Koskinen (1999a) la adsorción es el proceso que más influye en el destino del plaguicida en el suelo. Las características del suelo que más afectan la adsorción son el contenido de arcilla y de carbono orgánico, pudiendo quedar las moléculas de imidacloprid atrapadas en las partículas del suelo, reduciendo su liberación y su biodegradación, tal como lo afirman Xue y Selim (1995). Distintos estudios indican que la adsorción de imidacloprid aumenta con el incremento de C orgánico en el suelo (Rouchaud *et al.*, 1996; Cox *et al.*, 1997; 1998a; Gonzalez Pradas *et al.*, 1999), dada la importancia que tiene la materia orgánica en las uniones químicas del suelo. Esto hace que quede más tiempo retenido, afectando, por lo tanto, por más tiempo a la biota. En este caso, los procesos de adsorción del imidacloprid, si es que se produjeron, no fueron muy relevantes, o su liberación se produjo rápidamente, ya que no se observaron diferencias significativas entre los resultados finales de los suelos bajo tratamiento y el testigo.

**Concentración.** Tampoco se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones utilizadas y el testigo (Cuadro 4). Suponiendo, por lo tanto, que en este caso tampoco se produjeron procesos relevantes de adsorción, en contraposición a lo establecido por Cox *et al.* (1998b) y Celis y Koskinen (1999b), quienes encontraron mayor adsorción con menores concentraciones del insecticida en el suelo.

**Cuadro 4. Peso promedio de la materia seca final y desviación estándar, según concentración y porcentaje de descomposición.**

**Table 4. Final mean dry matter weight and standard deviation, according to concentration and percentage of decomposition.**

Concentración	Materia seca final (g)	Descomposición (%)
0 (testigo)	5,83 ± 1,18 a	80,5
0,5 cm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup>	6,13 ± 1,34 a	79,6
10 cm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup>	5,79 ± 0,93 a	80,7

Letras iguales en la misma columna indican que los valores no difieren en forma significativa, según test de Dunnet ( $P < 0,05$ ).

Si se comparan los valores de conductividad eléctrica y de pH del suelo testigo con los valores de los suelos bajo tratamiento (Cuadro 2), se puede observar que dichos valores no tuvieron modificaciones relevantes, lo que permitiría suponer que, con las concentraciones utilizadas, imidacloprid no produce la acidificación ni la salinidad del medio.

En un trabajo de Kunkel *et al.* (1999) hubo alguna reducción de la actividad de las lombrices, pero por corto tiempo. En un estudio de laboratorio realizado por Tu (1995) con imidacloprid, encontró que este insecticida puede causar efectos inhibitorios, durante un corto tiempo, de la actividad de los microorganismos y enzimas del suelo, pero que los microorganismos nativos pueden tolerar su uso para el control de plagas del suelo. Por otra parte, comparando los valores de carbono orgánico y nitrógeno total (Cuadro 2), éstos fueron mayores en los suelos bajo tratamiento en comparación con el suelo testigo. Esto llevaría a pensar que la actividad de los organismos del suelo estaría indirectamente favorecida por el aporte de nutrientes resultante de la degradación del imidacloprid, los cuales podrían ser utilizados como fuente de energía, principalmente para hongos y bacterias descomponedoras. Pero esto no se vio reflejado en los resultados, ya que no hubo diferencias en la cantidad de materia seca descompuesta entre tratamientos y concentraciones, y entre éstos y los testigos. Quizás se pudo haber acelerado inicialmente la descomposición de la materia seca por el incremento de la población microbiana, consecuencia de la mayor disponibilidad de energía, y posteriormente la población edáfica haya vuelto a un nivel inferior cuando el compuesto fue degradado, desacelerando el proceso de descomposición, resultando en un nivel similar de descomposición en todos los tratamientos y concentraciones.

**Tamaño de malla.** La descomposición de la materia seca fue mayor ( $p < 0,05$ ) usando la malla de 3,6 mm que en el caso de la malla de menor diámetro (Cuadro 5).

Según la clasificación de Anderson (1988), la microfauna está constituida por los invertebrados menores a 0,1 mm; dentro de la mesofauna se incluyen los organismos que miden entre 0,1 y 2 mm de diámetro, mientras que como macrofauna se consideran a aquellos de 2 a 20 mm. Por lo tanto, la malla menor (0,2 mm) permitió el acceso de la

**Cuadro 5. Peso promedio de la materia seca final y desviación estándar según el diámetro de la malla y porcentaje de descomposición.**

**Table 5. Final mean dry matter weight and standard deviation, according to mesh size and percentage of decomposition.**

Malla	Materia seca final (g)	Descomposición (%)
0,2 mm	6,38 ± 1,11 a	78,5
3,6 mm	5,45 ± 1 b	82,0

Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas, según test de Tukey ( $P < 0,05$ ).

microfauna del suelo y de los organismos más pequeños correspondientes a la categoría mesofauna. Estos invertebrados (micro y mesofauna) promueven la actividad microbiana y aceleran la descomposición de la materia orgánica (Wright *et al.*, 1989; Christiansen *et al.*, 1989). En cambio, la malla más grande (3,6 mm) permite la entrada indiscriminada de los anteriores más algunos macroorganismos, como por ejemplo lombrices y ciertos nemátodos que forman parte de la mesofauna. Algunos de estos organismos, que constituyen la macrofauna, son responsables de los procesos de formación y recuperación de suelos, otros actúan descomponiendo los residuos vegetales, promoviendo la mineralización y la humificación al mezclar la materia orgánica con las partículas del suelo. Por lo tanto, utilizando la malla de mayor tamaño que permite el ingreso de un mayor número de organismos en general y de la macrofauna en particular, se generó una mayor descomposición de la materia seca en las bolsas, comprobando que en este suelo en condiciones de campo es relevante la actividad descomponedora de los macroorganismos. También es probable que en estas bolsas fuera más fácil el ingreso de humedad favoreciendo aún más el proceso de descomposición.

**Interacción.** Se encontraron diferencias significativas en la interacción tratamiento-concentración-tamaño de malla (Cuadro 6).

En todos los tratamientos hubo una mayor descomposición de la materia seca ( $p < 0,05$ ) para la malla de mayor diámetro (Cuadro 5). Esto puede explicarse porque en este trabajo, el efecto del tamaño de malla resultó más importante que el tipo de aplicación y la concentración. Pero el tratamiento de

pulverización foliar y alta concentración ( $t_f c_2$ ) de la malla de menor diámetro difirió significativamente con los otros tratamientos para el mismo tamaño de malla (Cuadro 6). Es probable que en el sector del suelo donde se hallaban estas muestras hubiera algún gradiente de humedad, que no fue detectado por los análisis de suelo convencionales realizados, que limitara la actividad descomponedora.

El método de bolsas de residuos permite evaluar discriminadamente a los organismos del suelo por tamaño, pudiendo utilizar la biota del suelo inalterada, y si bien este tipo de técnicas no están aún validadas internacionalmente para el registro de plaguicidas, existe una creciente aplicación para estudios ecotoxicológicos. Se debe tener en cuenta que estos resultados no pueden ser extrapolados dado su carácter local, lo cual no significa que no puedan servir como antecedente para futuras investigaciones.

Es conocido el potencial de los organismos benéficos para suprimir naturalmente a las poblaciones plagas, pero cuando se excede el umbral de daño, puede ser necesario el uso de insecticidas para reducir su incidencia, aunque tratando de causar el menor daño posible a las especies benéficas presentes. La aplicación de insecticidas al suelo es una práctica que ayuda a reducir los daños sobre los insectos benéficos del medio aéreo, pero puede afectar a las comunidades edáficas y a los procesos que allí ocurren.

**Cuadro 6. Peso de materia seca final para la combinación tratamiento-concentración y testigo para ambos tamaños de malla.**

**Table 6. Final dry matter weight in the treatment-concentration interaction and control for the two mesh sizes.**

	Malla 1 (0,2 mm)	Malla 2 (3,6 mm)
Testigo	6,3 ab	5,4 b
$t_f c_1$	7,9 a	4,9 b
$t_f c_2$	5,9 b	5,7 b
$t_s c_1$	6,2 ab	6,1 ab
$t_s c_2$	6 ab	5,6 b

Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas, según test de Tukey ( $P < 0,05$ ).

$t_f$ : tratamiento de pulverización foliar;  $t_s$ : tratamiento de riego al suelo;  $c_1$ : concentración 0,5 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>;  $c_2$ : concentración 10 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>.

## CONCLUSIONES

El presente trabajo demostró que la actividad biológica de descomponedores del suelo bajo las condiciones imperantes durante un período de cinco meses de estudio a campo no fue afectada por la aplicación de imidacloprid en forma foliar ni al suelo, tanto con concentraciones recomendadas por el fabricante ( $0,5 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$ ) o elevadas ( $10 \text{ cm}^3 \text{ L}^{-1}$ ), pudiéndose concluir que los efectos del insecticida fueron nulos o de corta duración. Estos resultados muestran que se podría usar este insecticida, tanto en aplicaciones foliares como al suelo, con la seguridad de no afectar la actividad descomponedora de la materia orgánica del suelo.

Por otro lado, cuando se discriminan las comunida-

des edáficas por el tamaño de los organismos, la mayor descomposición de material vegetal observada en las bolsas de mayor tamaño de malla comprueban que la macrofauna tiene un importante rol en este proceso en condiciones de campo en este monte de durazneros.

## RECONOCIMIENTOS

Se agradece especialmente al Ingeniero Agrónomo Fortunato Covatta, Cátedra de Fruticultura, y a la Licenciada Susana Delfino, Cátedra de Estadística, ambos docentes de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, por su valiosa colaboración en la realización del presente trabajo.

## LITERATURA CITADA

- Anderson, J.M. 1988. Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. *Biol. Fertil. Soils* 6:216-227.
- Bocock, K.L., and O.J. Gilbert. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant Soil* 9:179-185.
- Caffarini, P.M., y A.B. Della Penna. 2001. Consecuencias ambientales del uso de plaguicidas. p. 193-212. *In* Giuffré, L. (ed.) *Impacto ambiental en agroecosistemas*. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.
- CASAFE. 2001. Guía de productos fitosanitarios para la República Argentina. 1600 p. 10ª ed. Ed. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina.
- CASAFE. 2003. Estadísticas de agroquímicos. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE). Disponible en <http://www.casafe.org/m2002.htm> Leído el 26 de diciembre de 2003.
- Celis, R., and W.C. Koskinen. 1999a. Characterization of pesticides desorption from soil by the isotopic exchange technique. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1659-1666.
- Celis, R., and W.C. Koskinen. 1999b. An isotopic exchange method for the characterization of the irreversibility of pesticide sorption-desorption in soil. *J. Agric. Food Chem.* 47:782-790.
- Christiansen, T.A., J.A. Lockwood, and J. Powell. 1989. Litter decomposition by arthropods in undisturbed and intensively managed mountain brush habitats. *Great Basin Nat.* 49:562-569.
- CIAFA. 2003. Estadísticas de agroquímicos. Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos (CIAFA). Disponible en <http://www.ciafa.org.ar> Leído el 26 de diciembre de 2003.
- Cope, O.B. 1971. Interactions between pesticides and wildlife. *Annu. Rev. Entomol.* 16:325-64.
- Cox, L., W.C. Koskinen, and P.Y. Yen. 1997. Sorption-desorption of imidacloprid and its metabolites in soils. *J. Agric. Food Chem.* 45:1468-1472.
- Cox, L., W.C. Koskinen, and P.Y. Yen. 1998a. Changes in sorption of imidacloprid with incubation time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:342-347.
- Cox, L., W.C. Koskinen, and P.Y. Yen. 1998b. Influence of soil properties on sorption-desorption of imidacloprid. *J. Environ. Sci. Health Part B* 33:123-134.
- Crossley, D.A. Jr., and M.P. Hoglund. 1962. A litterbag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology* 43:751-753.
- EPPO/CoE. 1994. Environmental risk assessment scheme of plant protection products. p. 37-88. *EPPO Bull.* 24. European and Mediterranean Plant Protection Organization and Council of Europe, Paris, France.
- Gonzalez Pradas, E., F. Flores Cespedes, M.D. Urena Amate, M. Fernandez Perez, M.G. Camisa, E. Capri, *et al.* 1999. Adsorption of diuron, imidacloprid, procymidone and pyrimethanil on Mediterranean soils. p. 313-319. *In* Del Re, A.A.M. *et al.* (eds.). Human and environmental exposure to xenobiotics. *Proc. XI Symp. Pesticide Chem.* 11-15 sept. 1999. ISBN: 88-7830299-6. Cremona, Italy.

- Heimbach, F. 1992. Correlation between data from laboratory and field tests for investigating the toxicity of pesticides to earthworm. *Soil Biol. Biochem.* 24:1749-1754.
- IASCAV. 1996. Resolución IASCAV 17/95. Instituto Argentino de Sanidad y Calidad Vegetal (IASCAV). *In* Manual de procedimientos, criterios y alcances para el registro de productos fitosanitarios en la República Argentina. p. 160-234. Secretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación, Buenos Aires, Argentina.
- Ingelsfield, Ch. 1989. Pyrethroids and terrestrial non-target organisms. *Pest. Sci.* 27:387-428.
- Kunkel, B.A., D.W. Held, and D.A. Potter. 1999. Impact of halofenozide, imidacloprid and bendiocarb on beneficial invertebrates and predatory activity in turfgrass. *J. Econ. Entomol.* 92:922-930.
- Menzie, C.M. 1972. Fate of pesticides in the environment. *Annu. Rev. Entomol.* 17:199-222.
- Mullins, J.W. 1993. Imidacloprid: a new nitroguanidine insecticide. p. 183-198. *Pest control with enhanced environmental safety.* ACS Symposium Series 524. American Chemical Society, Washington DC, USA.
- Ndongo, B., G.D. Leroux, and J. Fortin. 2000. Transport of linuron, imidacloprid and bromide along soil columns and field lysimeters. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 4:33-40.
- Neuhauser, E.F., and C.A. Callahan. 1990. Growth and reproduction of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to sublethal concentrations of organic chemicals. *Soil Biol. Biochem.* 22:175-179.
- Ramos, C., G. Carbonell, J.M. García Baudín, and J.V. Tarazona. 2000. Ecological risk assessment of pesticides in the Mediterranean region. The need for crop-specific scenarios. *Sci.Total Environ.* 247:269-78.
- Rouchaud, J., F. Gustin, and A. Wauters. 1996. Imidacloprid insecticide soil metabolism in sugar beet field crops. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56:29-36.
- Schierholz, I., D. Schäfer, and O. Kolle. 2000. The Weiherbach data set: An experimental data set for pesticide model testing on the field scale. *Agric. Water Manage.* 44:43-61.
- Stadler, T. 1998. Bioindicadores de la contaminación de suelos: efectos secundarios de insecticidas sobre la fauna edáfica. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia. Revista Ecotoxicología, Nueva Serie* N° 153. p. 1-10. Buenos Aires, Argentina.
- Tu, C.M. 1995. Effect of five insecticides on microbial and enzymatic activities in sandy soil. *J. Environ. Sci. Health* 30:289-306.
- van Gestel, C.A.M., and W. Ma. 1988. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 15:289-297.
- Wright, D.H., V. Huhuta, and D.C. Colleman. 1989. Characteristics of defaunated soil. II. Effects of reinoculation and the role of mineral component. *Pedobiologia* 33:427-435.
- Xue, S.K., and H.M. Selim. 1995. Modeling adsorption-desorption kinetics of alachlor in a typical Fragiudalf. *J. Environ. Qual.* 24:896-903.
- Yu, L., Y. Zang, Y. Zhong, and Z.M. Kong. 1999. Toxicological study of two novel pesticides on earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere* 39:2347-2356.
- Zang, Y., Y. Zhong, Y. Luo, and Z.M. Kong. 2000. Genotoxicity of two novel pesticides for the earthworm, *Eisenia fetida*. *Environ. Pollut.* 108:271-278.