

## Növényvédő szerek a környezetben

A növényvédő szerekkel szemben támasztott alapkövetelmény a hatékonyság és gazdaságosság mellett, hogy felhasználásuk során a lehető legkisebb mértékben terheljék a környezetet. A leggondosabb és legszakoszerűbb felhasználás során sem kerülhető el azonban, hogy a kijuttatott növényvédő szerek bizonyos mértékben ne szennyezzék környezetünket. A készítmények széleskörű és nagymennyiségű felhasználása szükségessé tette a hatósági engedélyezési eljárásban alkalmazott követelményrendszer nemzetközi harmonizációját. A nemzetközi ajánlások és jogszabályok egységes követelményeket fogalmaznak meg a gyártó/forgalmazó által benyújtott regisztrációs dokumentációra, annak értékelési eljárására és a döntéshozatalra vonatkozóan, valamint egységes értékelési rendszert állapítanak meg a szükséges információk és adatok minősége és megbízhatósága érdekében. (91/414 EEC irányelv a növényvédő szerek forgalomba hozataláról). A növényvédő szerek forgalomba hozatalának hatósági engedélyezési eljárása a készítmény minőségének, hatékonyságának és ártalmatlanságának értékelésével valósul meg. Az elbírálás alapja a tudományos vizsgálatok eredményeit összefoglaló regisztrációs dokumentáció. A készítmény ártalmatlanságát három szempontból kell bizonyítani és biztosítani: a készítménnyel valamilyen módon kapcsolatba kerülő emberre, a kezelt kultúrára és a természeti környezetre vonatkozóan. Emberi fogyasztásra szánt termékek esetén vizsgálni kell, hogy a készítmény használata után a növényben, vagy annak fogyasztásra szánt részében vannak-e olyan biológiailag aktív maradékanyagok, melyek veszélyt jelentenek az élelmiszer fogyasztójára, vagy az élelmiszer további ipari feldolgozására. A növényi terményben betakarításkor, vagy a tárolás befejeztével nyers állapotban, illetve a kezelt terményt fogyasztó állatok emberi fogyasztásra szánt részeiben levágásakor megengedhető, közegészségügyi és a további ipari feldolgozás szempontjából veszélytelen megengedett maradékanyag-koncentráció a maradékanyag határértéke (Maximum Residue Limit = MRL). Az élelmiszerek teljes körű biztonságának egyik meghatározó feltétele a maradékanyagok MRL érték alatti szintjének biztosítása.

Az Európai Unió területén jelenleg mintegy 800 hatóanyag és 2000 növényvédő szer van forgalomban. A készítményekre vonatkozó regisztrációs, felhasználási és monitoring adatokat két folyamatosan bővülő adatbázis, a European Crop Protection Association (ECPA) és a Farm Account Data Network (FADN) tartalmazza. Magyarországon jelenleg közel 600 növényvédőszer-készítmény használata engedélyezett és számuk folyamatosan nő. A magyar hatóságok a növényvédő szerek engedélyezése során ugyanazokat az elveket alkalmazzák, mint az Európai Unió (5/1988. (IV. 26.) MÉM rendelet a növényvédelemről, 2000 évi XXXV. Törvény a növényvédelemről).

Az európai engedélyezési eljárás harmonizációjával egyidőben erőteljes a törekvés a felhasznált növényvédő szerek számának és mennyiségének csökkentésére. Dánia,

Svédország, Hollandia és Finnország a felhasználás csökkentése érdekében gazdasági szabályozást vezetett be, a növényvédő szerek forgalmazását 20–30 % járulék terheli. Az Európai Unió tagállamai közül a legnagyobb felhasználók – Olaszország, Németország és Franciaország (a felhasználás közel 70 %-át adják) – ilyen jellegű szabályozást nem vezettek be.

Magyarországon a 40 évvel ezelőtt kezdődő felhasználás az 1980-as évek közepén tetőzött, évi 70 millió kg formált szer mennyiséggel. 1996-ban a gyomirtó, rovarölő, ill. gombaölő szerrel kezelt területek becslült nagysága 178, 688, ill. 712 ezer hektár volt. A hazai piacokról, termőhelyekről származó termények és export–import tételek több tízéves szűrővizsgálatának eredményei alapján a vizsgált minták 30 %-a bizonyult növényvédő szerrel szennyezettnek. A vizsgált minták közel 5 %-a a megengedett maximális szermaradékszint (MRL) feletti koncentrációban tartalmazott növényvédőszer-maradékot. A csökkenő felhasználás ellenére az elmúlt néhány évben ez a kép kedvezőtlenebbé vált, a kifogásolt (megengedettnél több szermaradékot tartalmazó) minták aránya emelkedett (OCSKO, 1998).

A növényvédőszer-használat következtében fellépő környezeti terhelések és az esetleges szennyeződések nyomon követése érdekében Magyarországon 1976 óta környezetvédelmi monitoring rendszer működik. A program vízkészleteink növényvédő szerekkel való szennyezettségének felmérésére, felszíni vizeink vízminőségének vizsgálatára, valamint a növényvédelmi munkákból eredő esetleges terhelések nyomon követésére irányul. A Környezetvédelmi Információs és Monitoring Rendszert (KIM) alrendszereként működő Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM) 1992-ben épült ki, többek között azzal a céllal, hogy képet kapjunk termőtalajaink növényvédőszer-terheléséről. A hatóanyagok kiválasztásánál fontos szempont volt, hogy elsősorban azok kerüljenek vizsgálatra, melyek nagy mennyiségben kerülnek felhasználásra, felezési idejük hosszú, vagy/és toxicitási adataik miatt vizsgálatuk feltétlenül indokolt. A vizsgálatok 1993 és 2000 között a szerves foszforsavészter, a klórfenoxi-ecetsav-származék, a triazin, a klórozott szénhidrogén- és karbamátszármazék hatóanyagcsoportokra terjedt ki. A szermaradék analitikai vizsgálatokat az FM (FVM) irányítása alatt működő Növényvédelmi Hálózat Analitikai Laboratóriumai végezték. A felszíni vizeinkből leggyakrabban kimutatott hatóanyagok a fenti időszakban a következők voltak: atrazin 121, acetoklór 83, HCH 46, propizoklór 30, metoloklór 27, MCPA 17, 2,4-D 16, trifluralin 15 és izoproturon 4 esetben. A két leggyakrabban kimutatott hatóanyag (atrazin és acetoklór) vonatkozásában a pozitív esetek száma és azok megoszlása az összes vizsgált minta százalékában az évek függvényében nőtt. 1994-ben atrazint 13 (2,63 %), acetoklórt 2 esetben (0,2 %), 1999-ben atrazint (a csökkenő felhasználás ellenére) 43 (14,73 %), acetoklórt 31 esetben (10,62%) mutattak ki felszíni vizeinkből.

Talajaink széleskörű vizsgálatára először 1993-ban került sor. Ekkor több mint 800 mintavételi helyről 107 szelvény felső három genetikai szintjéből történtek növényvédő szer analitikai vizsgálatok. A talajok első genetikai szintjén öt fenoxi-ecetsav-származék, hét triazin típusú vegyület, és a klórozott szénhidrogén-származékok csaknem teljes palettája kimutatható volt. A második és harmadik genetikai szinten a triazinok és fenoxi-ecetsavak közül csak a mobil vegyületek (atrazin, prometrin, terbutrin, 2,4-D, MCPA), míg a klórozott szénhidrogének nagy része megtalálható volt. A foszforsavészter és karbamát típusú növényvédőszer-hatóanyagok közül a talaj felső szintjén néhány esetben EPTC volt kimutatható. A mérési eredmények alapján úgy tűnik, hogy

bár a DDT felhasználása 1967. december 31. óta nincs engedélyezve hazánkban (a meglévő készletek 1970-ig felhasználhatók voltak), jelenlétével talajainkban még hosszú ideig számolnunk kell.

Ezzel a néhány gondolattal arra igyekeztem rámutatni, hogy – az emberi egészség és a természeti környezet védelme érdekében – a környezettudatos gondolkodás nélkülözhetetlen a termékfejlesztés, a hatósági engedélyezési eljárás és a felhasználás területén egyaránt.

### **Környezeti veszélyértékelés és -becslés**

A környezeti veszélyesség értékelésének végső célja a természetes környezet megőrzése és védelme, a valószínű veszélyforrások feltárása, a környezetre esetlegesen gyakorolt nem kívánt hatások kockázatának felbecsülése és a növényvédő szer által nyújtott előnyökkel való összevetése. Az értékelési folyamat alapelemei az expozíció mértékének meghatározása, a várható környezeti hatások, a veszélyesség, és a kockázat felbecsülése és ökológiai értékelése.

#### *Expozíció*

Valamely élő szervezet expozícióját a szer jellemző környezeti koncentrációja, ill. biológiai hasznosíthatósága és az élő szervezet biológiai tulajdonságai határozzák meg.

Egy adott szer legnagyobb környezeti koncentrációja rendszerint a kezelés alatt, vagy közvetlenül azt követően alakul ki. E koncentráció nagyságrendje gyakran egyszerű becsléssel is megadható (HOERGER & KENAGA, 1972). A kezelést követően a maradékanyagok koncentrációja a lebomlás, az elmozdulás és a hígulás következtében csökken. A növényvédő szerek lebomlásának lehetséges mechanizmusai a kémiai bomlás (pl. hidrolízis), a fotokémiai bomlás (pl. növényi felületeken, talaj felületén) és a metabolikus bomlás (pl. növényekben, mikroorganizmusok által a talajban vagy vízben). A kezelést követően a szer a környezetben főként a vízáramlással konvekcióval és a gázfázisban konvekciós vagy diffúziós módon mozdul el. Valamely vegyület lehetséges elmozdulásának az értékeléséhez ismerni kell a vegyület fázisok közötti megoszlására jellemző adatokat. A megoszlás a vegyület fizikai-kémiai tulajdonságai alapján becsülhető, vagy közvetlenül méréssel határozható meg. A szer élő szervezetek által történő felvétele elsősorban a vizes vagy a gázfázisban kialakuló koncentrációjától függ. Az adszorpció kiemelkedő szerepet játszhat a szer felvétele során. Az erősen adszorbeálódó szer hozzáférhetősége a vízben élő szervezetek számára több nagyságrenddel is csökkenhet. A talajon történő adszorpció nagymértékben csökkentheti a kemikáliák hozzáférhetőségét a növények és egyéb, talajban élő szervezetek, például a talajlakó férgek számára. A növény felületén történő szorpció is csökkentheti a szer hozzáférhetőségét azon élőlények számára, amelyek azon élnek. Az expozíció értékeléséhez számos további ismeret szükséges az élő szervezet élőhelyéről, az élőhellyel, évszakkal változó biológiai tulajdonságairól és táplálkozási szokásairól.

#### *Környezeti hatások*

A hatékony peszticid-szabályozási program megvalósításához szükséges a várható környezeti hatások átfogó ismerete és felbecsülése. A növényvédő szerek környezeti

hatásainak megítéléséhez elsődlegesen a szer környezetben való viselkedésének, lebomlásának, valamint a nem célzott fajokra gyakorolt hatásainak ismerete szükséges. Az értékeléshez elsősorban a következő vizsgálatokra, adatokra és információkra van szükség:

a) A hatóanyag, az adalék és segédanyagok és a formulázott készítmény fizikai és kémiai tulajdonságai.

b) Toxicitási tesztek adatai: akut orális toxicitási vizsgálatok (50 %-ban letális koncentráció = LC<sub>50</sub>, 50 %-ban letális dózis = LD<sub>50</sub>) madárfajokon, akut toxicitás meghatározása halon, Daphnia teszt, akut orális és kontakt toxicitás méheken. Az emlősökre vonatkozó adatok a humán toxicitás becslése során alkalmazott toxicitási kísérletek eredményei alapján általában rendelkezésre állnak.

c) Környezeti tulajdonságok meghatározására: a degradáció foka, maradékanyagok mennyisége, fő metabolitok meghatározása növényben, talajban, vízben, bemosódási vizsgálatok eredményei talajon, párolgás, lehetséges akkumulációk meghatározása, vízi élőlényekre, gerinces vadon élő állatokra gyakorolt hatás (rövid és hosszú távú vizsgálatok, reprodukciós vizsgálatok), méhekre, ízeltlábúakra, talaj-mikroorganizmusokra, talajlakó férgekre gyakorolt hatás meghatározása.

d) Monitoring adatok: a környezeti koncentráció meghatározása, nem célzott szervezetek és felszíni vizek expozíciója, talajvíz szennyeződése, szermaradékok a talajban.

Az egyes kockázatok értékeléséhez szükséges és elégséges vizsgálatokat egymást követően, lépésenként kell kiválasztani és elvégezni. A laboratóriumi vizsgálatok megválasztása a szer tulajdonságaitól és a készítmény alkalmazási területétől függ. Lassú lebomlású vagy mozgékony vegyületek esetében a szántóföldi kísérletek szerepe különösen fontos. Ilyen vizsgálatok lehetnek például a bomlási sebesség vizsgálata talajban, a bemosódás és a párolgás vizsgálata. Az esetleges szennyeződések és a maradékanyagok környezetben való nyomon követése (pl. növény-, talaj-, vízminták monitoring vizsgálata) ellenőrzési lehetőséget nyújt a korábbi vizsgálatok eredményeinek felülvizsgálatához, pontosításához és kiegészítéséhez. A vadon élő állatok populációinak vizsgálata során szintén értékes információkhoz juthatunk.

### Veszély

A veszélyesség a környezeti károsodás lehetőségét jellemzi. A veszély az expozíció és a hatás függvénye. Értékelése során az ún. „legkedvezőtlenebb esetet” feltételezik, vagyis a legnagyobb expozíciót és a legmagasabb toxicitást. A különböző élő szervezeteken mért 50 %-ban letális dózishoz vagy koncentrációhoz viszonyítják a becsült – vagy mért – környezeti koncentrációt (Predicted Environmental Concentration = PEC). Az LC<sub>50</sub> értéket 10-es biztonsági faktorial osztva a becsült hatás nélküli szintet (Predicted No-Effect Concentration = PNEC) határozzák meg. A környezetben a PNEC értéknél alacsonyabb hatóanyag szintet kell biztosítani. Több hatóanyag kombinációjának hatása rendszerint additív és a Finney féle harmonikus középértékkel adható meg:

$$\frac{C_A}{T_A} + \frac{C_B}{T_B} + \dots + \frac{C_Z}{T_Z} = \frac{100}{T_M}$$

ahol: C = az A, B, ...Z hatóanyag koncentrációja százalékban kifejezve; T = az A, B, ...Z komponens toxicitása (LD<sub>50</sub> vagy LC<sub>50</sub> értékek); T<sub>M</sub> = eredő toxicitás (WHO-VBC/ 86.1, 1986).

Ez az értékelés elsősorban olyan vegyületekre alkalmazható, amelyek hatásmódja hasonló. A lehetséges szinergizmusok felderítése a hatékonysági vizsgálatok és az emlős toxikológiai tesztek feladata.

### *Kockázat*

A kockázat a meghatározott veszély bekövetkezésének valószínűsége, melyre adatot kockázatbecsléssel kaphatunk. Egy aránylag kis veszély nagy gyakorisággal párosulva nagyobb kockázatot eredményezhet, mint egy nagyobb veszély, amelynek gyakorisága kisebb. Minél szélsőségesebb a veszély, annál kisebb általában a gyakorisága, és kialakulásához a „legkedvezőtlenebb eset”-nek megfelelő körülmények szükségesek.

A környezeti kockázat nagymértékben csökkenthető az expozíció lehetőségének csökkentésével, mint például az alkalmazás módjának és időpontjának helyes megválasztása, a vadon élő állatok és az élővizek védelmére kialakított pufferzónák alkalmazása. A szakszerű felhasználás, a felhasználók folyamatos oktatása, a kijuttató berendezések gondos tisztítása, a kiürült csomagolóanyagok megfelelő ártalmatlanítása szintén a potenciális veszélyek lehetőségét csökkenti.

### *Ökológiai jelentőség*

Az ökológiai szemléletű megközelítéshez szükséges a környezetbiológia, a mezőgazdasági alkalmazás alapos ismerete, és a biológiai környezetnek és ökoszisztémának a pontos meghatározása. Az ökológiai értékelésnek különbséget kell tennie tranziens (vagyis átmeneti hatások) és hosszú távú környezeti következmények között. Különös figyelmet kell szentelni azoknak a hatásoknak, amelyek a kezelt mezőgazdasági területen kívül lépnek fel, pl. a szer elmozdulása révén. A növényvédő szerek ökológiai értékelése során számos körülményt kell figyelembe venni, úgymint:

- a) Környezeti tényezők (szárazság, fagy, árvíz, hőmérséklet-változások).
- b) Biotikus körülmények (a táplálék bősége, a populáció mérete, kor és nemek szerinti megoszlása).
- c) Fajok előfordulása (az ismételt benépesedés lehetősége azoknál a fajoknál, ahol a szaporodás sebessége nagy, gyorsan kiegyenlíti az esetleges egyedszám-csökkenés hatásait).
- d) Hatás más emberi tevékenységekre, beleértve a mezőgazdasági tevékenységet is.

## **Vizsgálati és értékelési eljárások**

A környezeti veszélyértékelés és -becslés során olyan vizsgálati és értékelési eljárások szükségesek, amelyek a környezeti hatások értékeléséhez felhasználható adatokat szolgáltatnak. Az alkalmazott vizsgálati módszerek többsége hosszú időre tekint vissza mind a kutatásban, mind a növényvédő szerek engedélyeztetése során, és továbbfejlesztésük folyamatos. Egyes vizsgálati eljárások kormányzatok vagy nemzetközi szervezetek által kifejezetten az engedélyeztetés céljaira készültek.

*A növényvédő szerek fizikai–kémiai tulajdonságai*

Az engedélyeztetéshez és a hatóanyag azonosításához és jellemzéséhez szükséges fizikai–kémiai jellemzőket a 91/414/EEC irányelv rögzíti. A vegyületek fizikai és kémiai vizsgálatára számos standardizált módszer található a szakirodalomban (FAO, OECD, US EPA, ASTM). A környezeti viselkedés jellemzéséhez különösen fontos jelentőséggel bír a gőznyomás, a vízdoldhatóság és az oktanol/víz megoszlási hányados ismerete.

*Gőznyomás.* – A gőznyomás fontos paraméter a hatóanyag környezetben való megoszlásának az értékelésében. Segítségével számítható a komponens illékonysága és becsülhető a megoszlása a levegő és egyéb környezeti térrészek között. A gőznyomás definíció szerint a tiszta szilárd vagy folyékony halmazállapotú anyag felett kialakuló telítési nyomás, adott hőmérsékleten. Mértékegysége a pascal (Newton/m<sup>2</sup>). A gőznyomást vagy a tenziógörbe alapján számítják, vagy adott hőmérsékleten mérik. A szakirodalom többféle eljárást ismertet (ASTM D 2879-75; OECD, 1995a; SPENCER & CLIATH, 1983). A gőztenzió mérésére öt módszert ajánlanak, úgymint dinamikus-, statikus-, izoteniszkópiás-, gőznyomás mérleg- és gáztelítési módszert. A szobahőmérsékleten mérhető gőznyomás becslésére gázkromatográfias retenció adatok is alkalmazhatók (SEIBER et al., 1981).

*Vízdoldhatóság.* – A vízdoldhatóság fontos jellemző a környezeti transzport és eloszlás meghatározása során. A vízben való oldhatóság befolyásolja a talajon végbemenő szorpció folyamatokat és a vizes rendszerekből való illékonyságot. Szerepet játszik a hatóanyag hidrolízissel, fotolízissel, oxidációval, redukcióval történő, vagy a biodegradáció során vizes közegben végbemenő átalakulásaiban. A hatóanyag vízdoldhatósága definíció szerint annak telítési koncentrációja tiszta vízben, meghatározott hőmérsékleten. Értékét rendszerint g/l, mg/l, µl/l egységben adják meg, bár SI szerinti mértékegysége kg m<sup>-3</sup>. A vizsgálatokat az éghajlati viszonyoktól függően két hőmérsékleten szükséges elvégezni (az egyik hőmérséklet általában 20 °C). A szakirodalom a vízdoldhatóság meghatározására többféle mérési eljárást ismertet (MAY et al., 1978; OECD, 1995b). A vízben való oldhatóság nagyhatékonyságú folyadékkromatográfias módszerrel is becsülhető (WHITEHOUSE & COOKE, 1982).

*Oktanol/víz megoszlási hányados.* – Az oktanol/víz megoszlási hányados ( $P_{ow}$ ) az élő szervezetekben történő bioakkumuláció lehetőségének jellemzésére alkalmas. Valamely vegyület élő szervezetekben végbemenő akkumulációját és transzportját a polaritás, a vízdoldhatóság, a zsírszövetekhez való affinitás és a biológiai receptorokhoz való kötődés lehetősége határozza meg. Az oktanol/víz megoszlással a vizsgált rendszerben a vegyület lipofil- és vizes fázis közötti megoszlása jellemezhető, ezért a zsírszövetek által történő bioakkumuláció jellemzésére használható. Az akkumuláció fontos tényező a veszélyesség értékelésében. A lebomlás és akkumuláció párhuzamos értékelésével azonosíthatók azok a vegyületek, amelyek a táplálékláncba juthatnak. A megoszlási hányados definíció szerint a vizsgált vegyület állandó hőmérsékleten meghatározott egyensúlyi koncentrációjának hányadosa két nagyobbbrészt nem elegyedő fázisban:  $P_{ow} = C_{oktanol}/C_{viz}$ . Megadása rendszerint tízes-alapú logaritmus formájában történik ( $\log P_{ow}$ ). A megoszlási hányados és az oldat koncentrációja nem független egymástól. A fenti egyenlet akkor alkalmazható, ha a koncentráció egyik fázisban sem éri el a 0,01 mol/l értéket és a vegyület sem vízben sem oktanolban nem disszociál vagy

asszociál. Általános meghatározási eljárás a vizsgálandó anyag feloldása oktanolban és vízben, majd a két oldat alapos kevertetése után (a megoszlási egyensúly eléréséig) a vizsgálandó anyag koncentrációjának meghatározása a két fázisban (OECD, 1995c). Ez a módszer korlátozottan alkalmazható lipofil komponensek esetén ( $\log P > 4$ ). A  $P_{ow}$  érték meghatározására nagyhatékonyságú folyadékkromatográfias és fordított fázisú vékonyréteg-kromatográfias módszerek is alkalmazhatók (VEITH & MORRIS, 1978; BIAGI et al., 1979; EADSFORTH, 1986.; KLEIN et al., 1988.; KONDA et al., 2002a).

#### *A növényvédő szerek átalakulása a környezetben*

*Lebomlás emlősökben és növényekben.* – Ezeket a vizsgálatokat a humán toxikológiai (farmakokinetikai és metabolizmus vizsgálatok) értékelése során rendszerint elvégzik, ezért ezek itt nem kerülnek ismertetésre.

*Lebomlás a talajban.* – A vizsgálatok során a talajban végbemenő mikrobiológiai, kémiai és fotokémiai bomlás sebességét és a szer jellemző bomlástermékeit határozzák meg. A talajban a legfontosabb lebomlási út a mikrobiológiai átalakulás. Sok esetben a mikrobiológiai és kémiai bomlási termékek kémiai szerkezete azonos. A kísérleti talaj jellemzőit (kémhatás, szerves-szén-tartalom, kationcserélő kapacitás, részecskeméret-eloszlás, vízmegkötő képesség, nedvességtartalom, mikrobiológiai aktivitás) minden esetben meg kell határozni. Abban az esetben, ha a degradációs termék, metabolit vagy valamely reakciótermék koncentrációja meghaladja az aktív hatóanyag kezdeti koncentrációjának 10 %-át, a vizsgálatokat ezekre vonatkozóan is el kell végezni. A lebomlás és a talajban végbemenő fotolízis értékelésére alkalmazható laboratóriumi kísérleti elrendezések és modellek összefoglaló kritikai értékelését HILL és ARNOLD (1987), GUTH (1980, 1981), valamint LEAHEY (1988) ismerteti.

Szermaradék-vizsgálatot abban az esetben szükséges végezni, ha a szántóföldi kísérletekre vonatkozó  $DT_{50}$  érték (azon időtartam, ami alatt a kijuttatott szer mennyisége a kezdeti koncentráció érték felére csökken) nagyobb, mint a kezelés és betakarítás közti idő 1/3-a. A vizsgálatokat a betakarításig, a vetés, vagy ültetés időpontjáig kell folytatni, vagy mindaddig, amíg a szermaradék mennyisége alacsonyabb szintre nem csökken, mint a kezdeti koncentráció 10 %-a ( $DT_{90}$ ). Abban az esetben, ha a szántóföldi kísérletek során megállapított  $DT_{90}$  érték nagyobb, mint 1 év, illetve ismételt kezelések alkalmazása esetén a maximális feldúsulási érték megállapítása vagy becslése is szükséges.

*Lebomlás vízi környezetben.* – A növényvédő szerek vízi környezetben történő lebomlásának vizsgálati eredményei hasznos információkat nyújtanak a hidrolízis, fotolízis és biodegradáció sebességéről és termékeiről. Mivel a természetes vizek környezeti állapotának megfelelő vízminőséget laboratóriumban biztosítani szinte lehetetlen, a vízi környezet vizsgálatakor figyelembe kell venni, hogy a tavak, folyók, patakok fenék- és lebegő üledékanyaga fontos szerepet játszik a növényvédő szerek lebomlásában.

A vizsgálatok során kiindulási adatként a vizsgálandó vegyület hidrolízisére vonatkozó adatokra van szükség. A természetes édesvizek kémhatása lényeges tényezője a lebomlásnak (MILL, 1980; MABEY & MILL, 1978). Laboratóriumi vizsgálatok során puffertolt steril oldatok alkalmazhatók. A vizsgálatokhoz jól záró, steril, az ultraibolya sugárzást 290 nm felett átengedő üveg edényzet és a napfény emissziós spektrumához hasonló fényforrás szükséges (xenon töltésű ívfénylábák, higanygőz töltésű kislési

csövek). A növényvédő szer víz/üledék rendszerben végbemenő lebomlása rendszerint nem követi a természetes fotodegradáció útját, mivel a lebomlást a fényelnyelő anyagok jelenléte befolyásolja (pl. huminsavak, fulvosavak, riboflavin). A vizsgálati eljárásokat a szakirodalom ismerteti (CROSSLAND & WOLFF, 1988; FAO, 1985; OECD, 1981a). Biodegradációs vizsgálatokhoz az adott környezeti viszonyokra jellemző víz/üledék rendszereket kell alkalmazni. Az üledék kémhatását, szerves-szén-tartalmát, kationcsere kapacitását, részecskeméret-eloszlását, a mikrobiális biomassa mennyiségét, és a vizes fázis kémhatását előzőleg meg kell határozni. A vizsgálatot állandó hőmérsékleten, olyan koncentrációnál kell elvégezni, amely megfelel a természetes környezetben az ajánlott felhasználást követően kialakuló koncentrációnak. Ha az üledékben anaerob viszonyok biztosítása szükséges, a víz/üledék rendszert inkubálni kell és a redoxpotenciált meg kell határozni (GUTH, 1980, 1981).

#### *Elmozdulás a környezetben*

A mozgékonyság a növényvédő szer azon képessége, amelynél fogva a hatóanyag vagy annak átalakulási terméke a természetben az alkalmazás helyéről elmozdul. A mozgékonyság becslésekor és a környezeti egységek közötti megoszlás vizsgálatakor számos tényező hatását kell figyelembe venni. A legfontosabb jellemzők az adszorpciós/deszorpciós tulajdonságok, a bemosódás és az illékonyosság. Az alkalmazás során fellépő elsodródás és az eróziós folyamatok következtében való elmozdulás itt most nem kerül ismertetésre.

*Adszorpció/deszorpció.* – A hatóanyag és a talaj adszorpciós/deszorpciós folyamatainak vizsgálata fontos adatokat szolgáltat a vegyület környezeti megoszlásának előrejelzéséhez. A talajba történő bemosódást és a nedves talajfelületről való elpárolgást az adszorpciós/deszorpciós egyensúly közvetlenül befolyásolja. Az adszorpciós/deszorpciós jellemzők meghatározása minden olyan növényvédő szer esetén szükséges, amely feltehetően eljut a talajba vagy a vízi környezetbe.

A talajadszorpciós vizsgálatok előtt értékelni kell a vegyület stabilitását és ismerni kell a vizsgálandó vegyület vízdoldhatóságát. A kísérleti talajok fizikai és kémiai jellemzőit előzőleg meg kell határozni. A talajon történő adszorpció/deszorpció vizsgálatára a legszélesebb körben alkalmazott eljárás a rázatásos (Batch Equilibrium) módszer. A vizsgálat során a talajt állandó hőmérsékleten, a hatóanyag ismert koncentrációjú vizes oldatával az egyensúly beállásáig rázatják, majd fázissztésválasztás után meghatározzák a vizes fázis növényvédőszer-koncentrációját (OECD, 2000). Az adszorpció leírására alkalmas matematikai modellek közül a leggyakrabban a Freundlich- és a Langmuir-típusú összefüggést alkalmazzák (SPOSITO, 1984; NICHOLS, 1992). A deszorpciós viselkedést jellemző adatok szintén fontos információkat nyújthatnak a vegyület környezetben való megoszlására vonatkozóan. A növényvédő szer/talaj rendszerben zajló szorpciós folyamatok kutatási területén alkalmazott vizsgálati módszerek köre folyamatosan bővül (JIMÉNEZ-CARMONA et al., 1997; CRESCENZI et al., 1999, 2000; KONDA et al., 2002a,b,c).

*Bemosódás.* – A talajba történő bemosódásra jellemző adatok meghatározása minden kültéri felhasználásra szánt növényvédő szer esetén szükséges. Mivel a bemosódási és az adszorpciós tulajdonságok között összefüggés van, az adszorpciós folyamatokat leíró matematikai összefüggésekből levezethető egyensúlyi megoszlási állandó ( $K_d$ ),



illetve annak a talaj szerves-szén-tartalmára vonatkoztatott értéke ( $K_{oc}$ ) felhasználható a szer mozgékonyságának értékelése során. A növényvédő szer bemosódási tulajdonságainak modellezésére többféle laboratóriumi és szántóföldi kísérleti módszer ismeretes. Az anyavegyület bemosódási tulajdonságainak vizsgálata talajmetszeten vagy talajoszlopon végzett kromatográfia segítségével végezhető. A talajoszloppal végzett bemosódási kísérlettel mind a lebomlás, mind a bemosódás modellezhető. A vékony és vastag talajrétegen végzett kromatográfia egyszerű és értékes módszer a növényvédő szer mozgékonyságának becslésére (HELLING, 1971; GERBER et al., 1970). Adsorbensként a vizsgált talajt, mozgó fázisként desztillált vizet vagy vizes sóoldatot (0,01 M  $\text{CaCl}_2$  vagy  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  oldat) alkalmaznak. Az alkalmazható talajoszlopos vizsgálatokat a szakirodalom részletesen tárgyalja (US EPA, 1982a). A nehezen lebomló vagy nagy mozgékonyssággal rendelkező vegyületek tulajdonságainak értékelése további, valós környezeti körülmények között végzett vizsgálatokat igényel. A bolygatatlan talajréteggű liziméterek hasznos modellt jelentenek a növényvédő szerek üvegházi körülmények közötti vizsgálatához. A szabványosított liziméterek alkalmazásával kapcsolatban a szakirodalomban számos leírás található (FHÜR et al., 1975; KUBIAK et al., 1988). A szabadföldön végzett bemosódási vizsgálatok fő nehézsége az alsóbb talajrétegek keresztzennyeződése a felső rétegekből a mintavétel során. Ennek kiküszöbölése érdekében a mintavételhez speciális, fűrómag előállítására alkalmas szerszámot kell alkalmazni (HAYDEN & ROBBINS, 1975; KONDA & PÁSZTOR, 2001).

*Párolgás.* – A párolgás a növényvédő szer levegő, talaj és víz közötti megoszlását módosíthatja. A párolgás lehetősége és mértéke a gőznyomás, vízdoldhatóság és a talajon történő adszorpciós/deszorpciós folyamatok ismeretében becsülhető (BURKHARD & GUTH, 1981). A szabadföldi párolgás mértéke számos tényezőtől függ (pl. talajjellemzők, meteorológiai adatok), ezért a vizsgálatok során a kísérleti körülmények pontos dokumentálása szükséges. A párolgás mérésére mind laboratóriumi, mind szántóföldi körülmények között alkalmazható kísérleti módszerek ismertek (PARMELE et al., 1972; HARPER et al., 1976; CLIATH et al., 1980).

#### *Környezeti hatások*

*Gerinces vadon élő állatokra gyakorolt hatás.* – Az emlősökre és madarakra vonatkozó alapvető adatokat minden kültéri felhasználásra szánt növényvédő szer esetén meg kell határozni. Az emlős toxikológiai és metabolizmus-vizsgálatok során a vegyület általános toxikológiai tulajdonságait és hatásmechanizmusát határozzák meg. Az emlős-toxikológiai vizsgálatból származó eredmények felhasználhatók a vadon élő állatokra vonatkozó esetleges veszélyek előrejelzésére. A madarakra vonatkozó hatások értékelésekor különös figyelmet kell szentelni a magok kezelésére alkalmazott szerek, granulátumok vagy a talajra kijuttatott anyagok esetén. Ha az akkumuláció lehetősége hosszú távú, szignifikáns mértékű expozícióval együtt valószínűsíthető, hosszú távú laboratóriumi vizsgálatokra van szükség. A vizsgálatok során a reprodukciós funkcióra gyakorolt hatások jellemzése mellett a megfelelő szervekben akkumulálódó szermaradékok minőségi és mennyiségi meghatározása is szükséges. Így a maradékanyagok toxikológiai jelentősége nemcsak a fogyasztó, hanem a tápláléklánc további tagjai szempontjából is értékelhető.

A madarakon végzett egyszeri adagolású LD<sub>50</sub> vizsgálatokhoz, az etetéses LC<sub>50</sub> meghatározásához és a reprodukciós vizsgálatokhoz szükséges vizsgálati módszereket standardizált eljárások rögzítik (US EPA, 1982b; OECD, 1984c,d). A madarakon és emlősökön végzett szántóföldi vizsgálatok kivitelezéséhez szükséges irányelveket EDWARDS és munkatársai (1984), ill. GREAVES és munkatársai (1988) foglalják össze. Nagy volumenű szántóföldi vizsgálatok kivitelezéséhez alkalmazható irányelveket az Amerikai Egyesült Államok Környezetvédelmi Hatósága dolgozott ki (US EPA Guideline Document for Conducting Terrestrial Field Studies).

*Vízben élő, nem célzott szervezetekre gyakorolt hatás.* – A modell- vagy valós környezeti körülmények között végzett kísérletek célja a vízi környezetben való lebomlás lehetőségének és a vizsgált vegyület hatásainak vizsgálata, valamint az érintett fajokra vonatkozó regenerálódó képesség és az indirekt hatások értékelése (pl. hatás a halivadék növekedésére vagy az algavirágzásra). A vízben élő nem célzott szervezetekre vonatkozó veszélyesség megítélése a hal és egyéb vízi gerincesekre, és a fitoplanktonra vonatkozó vizsgálatok eredményein alapul. A vizsgálati eredmények értékelése során figyelembe kell venni azokat a fizikai-kémiai folyamatokat, amelyek a természetes vizekben kialakuló expozíciót befolyásolják, így az oldhatóságot, szorpciós és lebomlási folyamatokat. A vízi élőlényekre gyakorolt hatás erősen függ a vegyszer vízben való stabilitásától. Ha a vegyület bomlása gyors, akkor az expozíció kicsi a toxicitási vizsgálatokból ismert LC<sub>50</sub> értékekhez képest, ezért várható, hogy a hatás kis ökológiai jelentőséggel bír majd. A hosszú távú toxicitási vizsgálatok elvégzése – beleértve a haltoxicitás értékelését is – akkor szükségesek, ha a szert közvetlenül a vízi környezetben alkalmazzák. Az akut haltoxicitás vizsgálatára hosszú ideje, széleskörűen alkalmazott, jól bevált módszerek állnak rendelkezésre (US EPA, 1982d; OECD, 1981b; EEC Directive 79/831; ISO DP 7346/I–III.). Ha feltételezhető, hogy az expozíció időtartama hosszú, vagy az akut toxicitási vizsgálatok a mortalitás vagy morbiditás növekedését mutatják a vizsgálat előrehaladtával, akkor célszerű hosszú távú haltoxicitási kísérletet végezni, és a vizsgálatokat a halivadéokra is kiterjeszteni (OECD, 1984b). A halakban végzett bioakkumulációs vizsgálatokra abban az esetben van szükség, ha az oktanol/víz megoszlási hányados értéke nagyobb, mint 1000 és a vízdoldhatóság kevesebb, mint 1,0 mg/l. A vizsgálatok során mind a szövetekbe történő felvételt, mind a szövetekből történő eliminációt vizsgálni kell. A halakon végzett bioakkumulációs vizsgálatoknál alkalmazható módszereket nemzetközi ajánlások rögzítik (OECD, 1996; US EPA, 1982e).

A *Daphnia magna* elterjedten alkalmazott teszt-faj a vízi Crustacea nemzetséghez tartozó fajokra vonatkozó toxicitás mérésére, mivel ezek a fajok különösen érzékenyek a növényvédő szerekre. Ezek az élőlények fontos haltáplálékot képeznek és a vízi gerinctelen élővilág fontos képviselői. A *Daphniára* vonatkozó akut vizsgálati módszereket és a *Daphnia* reprodukciós vizsgálat leírását a szakirodalom tartalmazza. (OECD, 1984a; EEC Directive 79/831; US EPA, 1982c). A szimulált környezeti körülmények között végzett, a növényvédő szerek lebomlásának és hatásainak tisztázására irányuló kísérletek mesterséges tavak vagy a vízi környezet elhatárolt részeinek kezelésén alapulnak (CROSSLAND & WOLFF, 1988; SOLOMON & LIBER, 1988).

*Talajban élő, nem célzott mikroorganizmusokra és talajlakó férgekre gyakorolt hatás.* – Természetes körülmények között, külső beavatkozás hatására, gyakran előfordul a talajban élő mikroorganizmus-populáció lényeges megváltozása, amely azon-

ban a talaj termőképességére nincs hátrányos hatással. Ez azért lehetséges, mert a talaj-mikroflóra egy komponensének lényeges változását más komponensek kiegyenlítik, így annak egészére jellemző funkciók nem szenvednek lényeges zavart. Általánosan elfogadott vélemény, hogy a növényvédő szerek talaj-mikroorganizmusokra gyakorolt hatását nem az egyes szervezetekre gyakorolt hatás, hanem a talajfunkciók változása révén célszerű tanulmányozni. A növényvédő szerek talaj-mikroorganizmusokra gyakorolt hatásának vizsgálatát az EU tagállamaiban kötelező jelleggel el kell végezni. A vizsgálatot rendszerint laboratóriumban végzik, célja a növényvédő szer hatására bekövetkező légzési sebesség (C-ciklus) és a N-asszimiláció változásának tanulmányozása. A talajmikroflóra funkcióinak vizsgálatára szolgáló módszerek leírását SOMERVILLE és GREAVES (1987) összefoglaló munkája tartalmazza, amely egyben irányelveket is ad az eredmények értékelésére vonatkozóan.

Néhány hatású a talajlakó férgekre vonatkozó hatástanulmány benyújtását is megköveteli, amely laboratóriumi toxicitási vizsgálatból, esetenként szántóföldi körülmények között végzett vizsgálatból áll. A növényvédő szerek talajlakó férgekre gyakorolt hatásának vizsgálata során alkalmazható, laboratóriumban is tenyészhető faj az *Eisenia foetida*. A vizsgálati módszert és a féregpopulációra gyakorolt hatás kiértékelésére szolgáló eljárásokat az irodalom ismerteti (OECD, 1984e; RAW, 1979; SOUTHWOOD, 1978).

*Méhekre gyakorolt hatás.* – A méhek növényvédő szerek által előidézett veszélyeztetettsége akkor alakul ki, amikor virágzó kultúrákat kezelnek növényvédő szerekkel, vagy a kultúra olyan virágzó gyomnövényeket tartalmaz, amelyek a méhek számára vonzóak. Az expozíció létrejöhet, mint direkt kontakthatás a kiszórás során, vagy a kezelt növényi anyag elfogyasztása révén (pl. pollen). A vizsgálatokat csak olyan vegyületekre kell elvégezni, amelyek felhasználása során felmerülhet a méhek veszélyeztetése (nem kell elvégezni a kelés előtti herbicidek, csávázószeres, granulátumok vagy tárolás során alkalmazott inszekticidek esetén).

Hasznos mérőszám a laboratóriumi vizsgálatok során meghatározható veszélyességi arány, mely mérőszám a laboratóriumi toxicitási vizsgálatok (orális és kontakt toxicitás) eredményeit ( $LD_{50}$ ) a kezelési dózishoz (gramm a.i./ha) viszonyítja, így a szántóföldi körülmények közötti veszélyességet jellemzi (SMART & STEVENSON, 1982). A kísérletek során mind a rövid távú (mortalitás, viselkedés stb.), mind a hosszú távú hatásokat (méhcsalád fejlődése, peterakás stb.) meg kell figyelni. Meg kell határozni a maradékanyagokat a pollenben, mézben és viaszban. A mézben megjelenő maradékanyagok méhekre vonatkozó toxicitásának vizsgálatára laboratóriumi vizsgálatok alkalmazhatók (MURRAY, 1985). Ezek során vizsgálhatók a méhek számára taszító formulációk és meghatározhatók a maradékanyagok időbeli átalakulása során keletkező esetlegesen toxikus termékek. Ha a vegyület által jelentett veszély nem értékelhető laboratóriumi modellkísérlet alapján, szükséges szántóföldi kísérleteket beállítani (SHIRES et al., 1984). Számos esetben a szántóföldi kísérlet által szolgáltatott információkkal egyenértékű adatok nyerhetők egy kisebb méretű kaptaras- vagy „alagút”-kísérlettel (WILKINSON et al., 1986). Az „International Commission for Bee Botany” számos harmonizált ajánlást jelentetett meg a helyes laboratóriumi és szántóföldi kísérletek módszertana tekintetében a méheket illető veszélyesség értékelésére (FELTON et al., 1986).

*Ragadozó és élősködő izeltlábuakra gyakorolt hatás.* – A ragadozó és élősködő izeltlábuakra vonatkozó veszélyesség meghatározása lényeges szempont az integrált növényvédelmi rendszerek alkalmazása során. Az egyes fajokra vonatkozó értékelési módszereket BURN és munkatársai (1987) munkája tartalmazza. A vizsgálatok során nagy súlyt kell fektetni a ragadozó/kártevő és az élősködő/gazda kölcsönhatások kimutatására. A kísérleteket úgy kell megtervezni, hogy a ragadozó/kártevő és az élősködő/gazdaállat relatív toxicitás értékelhető legyen. A kísérletek időtartamának elegendő hosszúnak kell lennie a másodlagos hatások megfigyelésére és értékelésére. A kísérletek eredményeinek értékelésekor az ökológiai fontosság szempontjait is figyelembe kell venni.

Az „International Organization for Biological Control” munkacsoport „Pesticides and Beneficial Organisms” címmel irányelveket jelentetett meg és a növényvédő szerek hatásának értékelésére alkalmas metodikát dolgozott ki (HASSAN, 1985). Egyéb módszereket GREAVES és munkatársai (1988), CRANHAM és munkatársai (1984), valamint GRUYS (1982) ismertetik.

*Növényekre gyakorolt hatás.* – A nem célzott növényekre vonatkozó hatásokat a fitotoxicitási adatokból, az általános szűrő- és szántóföldi vizsgálatok adataiból ki lehet értékelni, ezért további vizsgálatokra környezetvédelmi szempontból nincs szükség.

### Összefoglalás

A környezeti változások hosszú távú folyamatok, amelyek nem, vagy csak késve mutathatók ki közgazdaságtani mutatókkal. A mezőgazdaság által előállított élelmiszer-mennyiség növekedésével párhuzamosan a felhasznált kemikáliák száma és mennyisége is folyamatosan emelkedett. A növényvédőszer-felhasználásban bekövetkezett minőségi és mennyiségi változás hatására a környezet-szennyezettség jellege megváltozott. Az 1960-as évekig a légtér növényvédő szer szennyeződése helyi jelenség volt, melynek elsődleges oka a helytelen alkalmazás során fellépő elsodródás volt. Az 1970-es évektől a levegő és a csapadék (esővíz, hó, köd) kontaminációja globális jelenséggé vált (MAJEWSKI & CAPEL, 1995). Az 1970-es évek közepéig a talajon, mint természetes védő-szűrő korlát, a szennyeződések nagy része nem jutott át a felszín alatti vizekbe. Az 1990-es években már a környezeti szennyeződések közel 3 %-át a helytelen, vagy túlzott mértékű növényvédőszer-felhasználásnak tulajdonították (CAREY, 1991). Napjainkban a talaj állapotának, termékenységének megőrzése, elszennyeződésének megakadályozása, valamint vízkészleteink megóvása kiemelten fontos környezetvédelmi feladattá vált. A növényvédő szerek környezeti hatásainak felmérése, a lehetséges veszélyforrások felismerése és a környezetbarát, fenntartható mezőgazdasági technológiák kidolgozása mind nagyobb kihívást jelent a kutatók és az emberiség számára.

Jelen közlemény összefoglalja az Európai Unióban és Magyarországon alkalmazott növényvédő szer engedélyezési eljárásában érvényesülő főbb irányelveket és törekvéseket. Áttekinti a mezőgazdasági technológiák során felhasznált kemikáliák környezeti hatásainak felmérésére irányuló erőfeszítéseket és a környezeti terhelés csökkentése érdekében tett gazdasági lépéseket. Ismerteti a környezeti veszélyértékelés és -becslés alapfogalmait és az értékelési folyamat alapelemeit. Részletesen bemutatja azokat a vizsgálati és értékelési eljárásokat, amelyek szükségesek a növényvédő szerek felhasz-

nálásával kapcsolatos környezeti hatások felméréséhez, a lehetséges veszélyforrások felismeréséhez és a hatékony peszticid-szabályozási program megvalósításához.

### Irodalom

- ASTM D 2879-75. Standard Test Method for Vapour Pressure.
- BIAGI, G. L. et al., 1979. R values of naphthols and acetophenones in structure activity studies. *Journal of Chromatography*. **177**. 34–49.
- BURKHARD, N. & GUTH, J. A., 1981. Rate of volatilization of pesticides from soil surfaces. Comparison of calculated results with those determined in a laboratory model system. *Pestic. Sci.* **12**. 37–44.
- BURN, A. J., COAKER, T. H. & JEPSON, P. C. (Eds.) 1987. *Integrated Pest Management*, Academic Press. New York.
- CAREY, A. N., 1991. Agriculture, agricultural chemicals, and water quality. In: *Agriculture and the Environment. The 1991 Yearbook of Agriculture*. 78–85. U.S. Government Printing Office, Washington, D. C.
- CLIATH, M. M. et al., 1980. Volatilization of S-ethyl-N, N-dipropylthiocarbamate from water and wet soil during and after flood irrigation of an alfalfa field. *J. Agric. Food Chem.* **28**. 610–613.
- CRANHAM, J. E., TARDIVEL, G. M. & KAPETANAKIS, E. G., 1984. Orchard trials to assess the effects of pesticides on *Typhlodromus pyri* and its prey *Panonychus ulmi*. *Acarology* VI. 680–685.
- CRESCENZI, C. et al., 1999. Multiresidue analysis in soil: subcritical water extraction with on-line sorbent Trap. *Anal. Chem.* **71**. 2157–2163.
- CRESCENZI, C. et al., 2000. Hot phosphate-buffered water extraction coupled on-line with liquid chromatography/mass spectrometry for analysing contaminants in soil. *Anal. Chem.* **72**. 3050–3055.
- CROSSLAND, N. O. & WOLFF, C. J. M., 1988. Outdoor ponds: their construction, management and use in environmental toxicology. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 2, Part D. (Ed.: HUTZINGER, O.) Springer Verlag. Berlin.
- EADSFORTH, CH. V., 1986. Application of reverse-phase HPLC for the determination of partition coefficients. *Pest. Sci.* **17**. 311–325.
- EDWARDS, P. J. et al., 1984. The use of a bird territory mapping method for detecting mortality following pesticide application. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **5**. 271–282.
- EEC Directive 79/831, Annex V, ENV/286/80, Part C: Methods for the Determination of Ecotoxicity 5.1.1. Acute Toxicity for Fish.
- EEC Directive 79/831, Annex V, ENV/920/80, Part C. Methods for the Determination of Ecotoxicity 5.1.2. Acute Toxicity to Daphnia.
- FAO, 1985. *Guidelines for the Registration and Control of Pesticides*. FAO. Rome,
- FELTON, J. C., OOMEN, P. A. & STEVENSON, J. H., 1986. Toxicity and hazard of pesticides to honey bees: harmonization of test methods. *Bee World*. **67**. 114–124.
- FHÜR, F., CHENG, H. H. & MITTELSTAEDT, W., 1975. Pesticide, balance and metabolism studies with standardized lysimeters. *Landwirtschaftliche Forschung*. **32/I**. Sonderheft, 271–275.
- GERBER, H. R., ZIEGLER, T. & DUBACH, P., 1970. Leaching as a tool in the evaluation of herbicides. In: *Proc. 10<sup>th</sup> Brit. Weed Control Conf.* 118–125. London.
- GREAVES, M. P., SMITH, B. D. & GREIG-SMITH, P. W. (Eds.) 1988. *Field Methods for the Study of Environmental Effects of Pesticides*. British Crop Protection Council Monograph No. 40, Thornton Heath, U.K.
- GUTH, J. A., 1980. The study of transformation. In: *The Interactions between Herbicides and the Soil*. (Ed.: HANCE, R. J.) 133–157. Academic Press. London–New York.

- GUTH, J. A., 1981. Experimental approaches to studying the fate of pesticides in soil. In: *Progress in Pesticide Biochemistry*. (Eds.: HUTSON, D. H. & ROBERTS, T. R.) Vol. I. 85–114. John Wiley & Sons, Ltd. New York.
- GRUYS, P., 1982. Hits and misses. The ecological approach to pest control in orchards. *Entomol. Exp. Appl.* **31**. 70–87.
- HARPER, L. A. et al., 1976. Soil and microclimate effects of trifluralin volatilization. *J. Environ. Qual.* **5**. 263–342.
- HASSAN, S. A., 1985. Standard methods to test the side-effects of pesticides on natural enemies of insects and mites developed by the IOBC/WPRS Working Group „Pesticides and Beneficial Organisms”. *EPPO Bulletin.* **15**. 214–255.
- HAYDEN, C. W. & ROBBINS, C. W., 1975. Mechanical snake river undisturbed soil core sampler. *Soil Science*, **120**. 153–155.
- HELLING, C. S., 1971. Pesticide mobility in soils I. Parameters of soil thin-layer chromatography. II. Application of soil thin-layer chromatography. III. Influence of soil properties. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.* **35**. 732–737; 737–743; 743–749.
- HILL, I. R. & ARNOLD, D. J., 1987. Transformations of pesticides in the environment – The experimental approach. In: *Pesticide Microbiology. Microbiological Aspects of Pesticide Behaviour in the Environment*. (Eds.: HILL, I. R. & WRIGHT, S. J. L.) 203–345. Academic Press.. London–New York.
- HULSHOFF, A. & PERRIN, J. H., 1976. A reversed-phase thin-layer chromatographic method for the determination of relative partition coefficient of very lipophilic compounds. *J. Chromatogr.* **120**. 65–69.
- International Organization for Standardization (ISO). Determination of Acute Lethal Toxicity of Substances to a Freshwater Fish (Brachydaniorerio) Hamilton-Buchanan; Teleostei, Cyprinidae using a Static (I)/Semistatic (II)/Flow-through (III) Procedure. ISO DP 7346/I to III.
- JIMÉNEZ-CARMONA, M. M. et al., 1997. Sub- and supercritical fluid extraction of trichloropyridinol from soil prior to immunoassay. *J. Chromatogr.* **785**. 329–336.
- KLEIN, W. et al., 1988. Updating of the OECD Test Guideline 107, „Partition coefficient n-octanol/water”: OECD laboratory intercomparison test on the HPLC method. *Chemosphere*, **17**. 361–386.
- KONDA, L. N. & PÁSZTOR, ZS., 2001. Environmental distribution of acetochlor, atrazine, chlorpyrifos and propisochlor under field conditions. *J. Agric. Food Chem.* **49**. 3859–3863.
- KONDA, L. N., FÜLEKY, GY. & MOROVJÁN, GY., 2002a. Subcritical water extraction to evaluate desorption behaviour of organic pesticides in soil. *J. Agric. Food Chem.* **50**. 2338–2343.
- KONDA, L. N. et al., 2002b. Sorption behaviour of acetochlor, atrazine, carbendazim, diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian agricultural soil. *Chemosphere.* **48**. 545–552.
- KONDA, L. N. et al., 2002c. Mathematical modelling of single- and multi-step adsorption isotherms of organic pesticides on soil. *J. Agric. Food Chem.* **50**. (In press).
- KUBIAK, R. et al., 1988. Transferability of lysimeter results to actual field situations. *Weed Science*, **36**. 514–518.
- LEAHEY, J., 1988. Development of a method to investigate the photodegradation of pesticides. In: *Brighton Crop Protection Conference, Pests and Diseases, 7c-2*, 663–668.
- MABEY, W. R. & MILL, T., 1978. Critical review of hydrolysis of organic compounds in water under environmental conditions. *J. Phys. Chem. Data.* **7**. 383–387.
- MAJEWSKI, M. S. & CAPEL, P. D., 1995. Pesticides in the Atmosphere of the United States: A Review of Occurrence and Geographic Distribution. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Abstracts Book, Second SETAC World Congress, 5–9 November 1995, Vancouver, B.C.
- MAY, W. E., WASIK, S. P. & FREEMAN, D. H., 1978. Determination of solubility behaviour of some polycyclic aromatic hydrocarbons in water. *Anal. Chem.* **50**. (7) 997–1007.

- MILL, T., 1980. Chemical and photo-oxidation. In: Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 2. Part A. Reactions and Processes. (Ed.: HUTZINGER, O.) 77–97. Springer Verlag. Berlin.
- MURRAY, A., 1985. Acute and residual toxicity of a new pyrethroid insecticide, WL85871, to honey bees. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **34**. 560–564.
- NICHOLS, P. H., 1992. Organic contaminants in soils and ground-waters. In: *Organic Contaminants in the Environment* (Ed.: JONES, K. C.) 87–129. Elsevier. Amsterdam.
- OCSKO Z., 1998. Állat-egészségügyi és növényvédelmi igazgatás. BM kiadó. Budapest.
- OECD, 1981a. OECD Test Guideline No.111. Hydrolysis as a function of pH. Paris.
- OECD, 1981b. OECD Test Guideline 203. Fish, acute toxicity test. Paris.
- OECD, 1984a. OECD Test Guideline 202. *Daphnia* Sp., acute immobilization test and reproduction test. Paris.
- OECD, 1984b. OECD Test Guideline 204. Fish prolonged toxicity test: 14-day study. Paris.
- OECD, 1984c. OECD Test Guideline 205. Avian Dietary Toxicity Test. Paris.
- OECD, 1984d. OECD Test Guideline 206. Avian Reproduction Test. Paris.
- OECD, 1984e. OECD Guideline 207. Earthworm, Acute Toxicity Tests. OECD Guidelines for Testing of Chemicals, Paris.
- OECD, 1995a. OECD Test Guideline No. 104. Vapour pressure curve. Paris.
- OECD, 1995b. OECD Test Guideline No. 105. Water solubility. Paris.
- OECD, 1995c. OECD Test Guideline No. 107. Partition coefficient (n-octanol/water): Shake Flask Method. Paris.
- OECD, 1996. OECD Test Guideline 305. Bioconcentration Paris.
- OECD, 2000. OECD Test Guideline No. 106. Adsorption/Desorption Using a Batch Equilibrium Method. Paris.
- PARMELE, L. H., LEMON, E. R. & TAYLOR, A. W., 1972. Micrometeorological measurement of pesticide vapour flux from bare soil and corn under field conditions. *Water, Air and Soil Pollut.* **1**. 533–541.
- RAW, F., 1979. Estimating earthworm populations by using formalin. *Nature*, (Lond.) **184**. 1661–1662.
- SEIBER, J. N., WOODROW, J. E. & SANDERS, P. F., 1981. Estimation of ambient vapor pressures of pesticides from gas chromatographic retention data. Abstract, 82<sup>nd</sup> Amer. Chem. Soc. Meeting. New York.
- SHIRES, S. W. et al., 1984. A field trial to assess the effects of a new pyrethroid insecticide, WL85871, on foraging honey bees in oilseed rape. *J. Apic. Res.* **23**. 217–226.
- SMART, L. E. & STEVENSON, J. H., 1982. Laboratory estimation of toxicity of pyrethroid insecticides to honey bees: relevance to hazard in the field. *Bee World* **63**. 150–152.
- SOLOMON, K. R. & LIBER, K., 1988. Fate of pesticides in aquatic mesocosm studies an overview of methodology. In: *Proc. 1988 British Crop Protection Conference, Pests and Diseases*. Vol. 1. 139–148.
- SOMERVILLE, L. & GREAVES, M. P. (Eds.) 1987. *Pesticide Effects on Soil Microflora*. Taylor and Francis, London–New York–Philadelphia.
- SOUTHWOOD, T. R. E., 1978. *Ecological Methods*. 2<sup>nd</sup> ed. Chapman and Hall. London.
- SPENCER, W. F. & CLIATH, M. M., 1983. Measurement of pesticide vapor pressures. *Residue Rev.* **85**. 57–71.
- SPOSITO, G., 1984. *The Surface Chemistry of Soil*. Oxford Univ. Press, New York.
- THOMPSON, G. W. & DOUSLIN, D. R., 1971. Vapour pressure in physical methods of chemistry, Vol. 1, Part V, Chap. II. (Ed.: WEISSBERGER, A. & ROSSITER, B. W. ) Wiley Interscience. New York.
- US EPA, 1982a. Registration of Pesticides in the United States, CFR 40, Subdiv. N, 163-1 (NTIS-PB83-153973 NTIS-PB86-129384)
- US EPA, 1982b. Pesticide Assessment Guidelines, Subdivision E, Hazard Evaluation: Wildlife and Aquatic Organisms, Series 71 - Avian and Mammalian Testing. 71-1. Avian single-dose oral LD<sub>50</sub> test.

- US EPA, 1982c. Environmental Effects Test Guideline EG1. Daphnia acute toxicity test. United States Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances, Washington. Doc. EPA (560/6-82-002).
- US EPA, 1982d. Environmental Effects Test Guidelines EG9. Fish acute toxicity test. United States Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances, Washington. Doc. EPA (560/6-82-002).
- US EPA, 1982e. Environmental Effects Test Guidelines EG10. Fish bioconcentration test. United States Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances, Washington. Doc. EPA (560/6-82-002).
- VEITH, G. D. & MORRIS, R. T., 1978. A rapid method for estimating log P for organic chemicals. EPA-600/3-78-049. NTIS PB-284386.
- WHITEHOUSE, B. G. & COOKE, R. C., 1982. Estimating the aqueous solubility of aromatic hydrocarbons by high performance liquid chromatography. Chemosphere, **11**. 689-699.
- WILKINSON, W., GOUGH, H. J. & COLLINS, I. G., 1986. PP321. Safety to honey bees (*Apis mellifera*) when used in cereals. In: Proc. 1986 British Crop Protection Conference, Pests and Diseases. Vol. 3. 1085-1092.
- World Health Organization., 1986. The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 1986-87. WHO-VBC/86.1.

*Érkezett: 2002. október 28.*

NÉMETHNÉ KONDA LÍVIA  
Állatgyógyászati Oltóanyag-, Gyógyszer-  
és Takarmány-ellenőrző Intézet, Budapest