

## Peszticidek növényi gyökéren át történő felvételének kockázata

Ujfaludi László

Eszterházy Károly Főiskola, Fizika Tanszék

**Abstract: Risk of pesticide uptake via root of plants.** Pesticide uptake via roots of crops and other food plants is a permanent problem in the modern agricultural practices. The objective of this research is to define a reliable coefficient to estimate the risk of pesticide uptake. The suggested risk factor is based on comparison of pesticide half life and infiltration period as well as the plant's vegetation period. Determination of the new risk factor is based on soil physical parameters and some characteristics of the pesticide to be used. On the basis of risk factors calculated for different chemicals users are able to select the one that causes the minimum risk at a given situation. The outline of the method seems completed but it needs some further refinement.

### Bevezetés, előzmények

A jelenlegi mezőgazdasági termelés egyik kritikus pontja a peszticidek széleskörű alkalmazása a termelés biztonsága érdekében. A peszticidek többsége az emberre is ártalmas, toxikus szerves vegyület, haszonnövényekbe történő bejutása nehezen kerülhető el. A peszticidek mennyisége azonban különböző természetes hatások eredményeképp csökken; ezek a hatások a következők (*Racskó-Budai, 2004*): (1) Fotodegradáció: a napsugárzásból származó ultraibolya-sugarak lebontják a peszticid-molekulákat. (2) Párolgás: az illékony herbicidek egy része elpárolog. (3) Kémiai degradáció: alacsony pH-értékű talajokban bizonyos növényvédő szerek könnyen lebomlanak. (4) Adszorpció (felületi megkötődés): a talajszemcsék felületén egyes peszticidek – különösen a poláros molekulájúak – könnyen megkötődnek. Különböző hatásokra (pl. a talaj elsavanyodása, magas hőmérséklet) a megkötött molekulák újra szabaddá válhatnak (deszorpció). (5) Mikrobiális lebomlás: számos mikroorganizmus képes aerob, vagy anaerob módon lebontani a talajba juttatott peszticid-molekulákat. Egyes mikroorganizmusok specializálódnak bizonyos peszticidfajták lebontására. Ismételt használat esetén a lebontó-szervezetek olyan mértékben elszaporodhatnak, hogy

teljesen hatástalaníthatják az adott növényvédő szert. A lebomlás után a vegyszer hatása az élő szervezetekre gyakran nem szűnik meg. A keletkezett új vegyületek lehetnek ártalmatlanok, de esetenként ártalmasabbak az eredeti molekuláknál.

Az EKF-en működő EGERFOOD Regionális Tudásközpont kutatási programjában az alkalmazások biztonságosabbá tétele érdekében évek óta kiterjedten vizsgálják a peszticidek transzport- és átalakulási folyamatait.

A fotodegradációs vizsgálatok során négy, egymástól szerkezetileg jelentősen eltérő növényvédő szer UV-sugárzás hatására bekövetkező bomlásának mechanizmusát vizsgálták (Virág, 2006). Az eredmények szerint a négy peszticid (karbendazim, acetoklór, simazin, klórpírifosz) fotodegradációjának reakciókinetikája jelentős eltéréseket mutatott. A peszticidek és bomlástermékek biológiai hatását tesztorganizmusokon vizsgálták. Megállapították, hogy a bomlástermékek jelentősen módosíthatják a talaj mikrobiota összetételét.

A vizsgálatok másik célkitűzése a növények számára biológiailag hozzáférhető peszticid mennyiségek becslése. Ennek előzetes vizsgálatai során kiterjedten vizsgálták különböző szerkezetű peszticidek talajszemcséken történő adszorpciós folyamatait. Az egyik vizsgálat során négy peszticid adszorpciós karakterét vizsgálták homok- és barna erdőtalajon (az előbbieken vizsgált peszticidek közül három itt is szerepelt, a karbendazim helyett azonban itt diuront vizsgáltak). A peszticiddel kezelt talajmintákból öt különböző extraháló szerrel távolították el a szermaradványokat (kloroformot, metanolt, acetát-puffert, kalcium-klorid- és humuszsav-oldatot használtak extraháló szerként). A  $K_d$  megoszlási tényezőre kapott értékek a talajtól és az extraháló szertől függően széles tartományban változtak (Virág-Kiss, 2007).

Az említett „*in vitro*” vizsgálatokon kívül „*in vivo*” vizsgálatokra is sor került; ennek során közvetlen mérésekkel vizsgálták egyes növények peszticid-felvételét (Szováti és mások, 2007). A laboratóriumi kísérletek során zárt edényekben búza-ültetvényeket kezeltek négy peszticiddel (simazin, diuron, klórpírifosz és acetoklór). A kísérletek során a peszticideket 3 féle talajhoz (homok, barna erdei talaj és alluviális öntéstalaj) keverték 4 különböző koncentrációban (4; 8; 20 és 200 ppm), majd beültették az előre csíráztatott búza-palántákat. Az ültetvényeket ezután 21 napig öntözték, majd learatták és elkülönítették a talajt, valamint a gyökereket és meghatározták a peszticid-maradványokat a növények gyökér- és zöld-állományában, és a talajban. Vegyszer-maradványok egyedül a 200 ppm-es mintákban voltak kimutathatók, az alacsonyabb koncentrációjú peszticiddel kezelt minták gyökerében és zöld állományában a kimutathatósági határ alatt maradtak. A simazin meglehetősen jól felszívódott a növények zöld állományába, a gyökérben egy nagyságrenddel kevesebb volt mérhető; a vegyszer túlnyomó része a talajban maradt. A diuronnál az arányok hasonlóan alakultak, de a gyökérben és a szárban sokkal kevesebb vegyszermaradvány volt, mint

a simazinnál; megjegyzendő, hogy itt csak a homoktalajt vizsgálták. A mérési adatok magyarázhatók azzal, hogy a diuron talajhoz történő adszorpcióképessége jóval nagyobb, mint a simaziné (*Extoxnet*). A gyökérbe és a zöld-állományba történő vegyszer-felszívódás mértékére a következő (csökkenő) sorrendet észlelték: *simazin-diuron-acetoklór-klórpirifosz*. A talajok közötti különbségeket tekintve: a legnagyobb növényi felszívódás a homoktalaj esetén mutatkozott, ami érthető, hiszen a homoktalajnak, alacsony agyag- és szerves anyag tartalma miatt sokkal kisebb az adszorpcióképessége, mint a másik két talajfajtának.

A zárt edényben végzett laboratóriumi vizsgálatok eredménye valószínűleg jelentős eltéréseket mutat a terepen várható eredményektől. A peszticidek talajba történő keverése alapvetően különbözik a terepi beviteltől; a kapott koncentrációk valószínűsíthetően jóval magasabbak a terepen várható értékeknél. (Ezt akár biztató jelnek is tekinthetjük, hiszen a három kis koncentrációjú adagoláskor – ezek állnak a terepi koncentrációkhoz közel – nem volt kimutatható szermaradvány a növényekben.) A homoktalaj esetén tapasztalt nagymértékű növényi felvétel terepen valószínűleg nem következhet be, ha megfelelő intenzitású csapadék követi a vegyszer kihelyezését, mivel ebben az esetben a vegyszer a csapadékvízzel gyorsan leszivárog – a másik két talajtípusnál ez a folyamat jóval lassúbb, sokkal hosszabb idő áll rendelkezésre a növényi beépülésre. A kísérletekből így is sok hasznos tanulság levonható; érdemes lenne azokat más növényekre is elvégezni.

### A szennyezések transzportjának elméleti alapjai

Talajban történő transzport esetén a szennyezőanyag részecskéi az áramló vízrel a pórusokban haladnak, és elkeveredésüket három különböző folyamat is elősegíti: (1) az egyes pórusokban az áramlási sebesség a keresztmetszeten belül változik, (2) a nagyobb átmérőjű pórusokban az áramlás átlagsebessége nagyobb (ez a két hatás a kapilláris áramlás Poiseuille-törvényéből következik), (3) a szemcsék jelenléte elterelő hatást gyakorol a vízre és a szennyezőanyagra egyaránt. Az említett három hatás eredője az ún. *hidrodinamikai diszperzió*, amely egy viszonylag homogén talajrétegen belül is jelentős elkeveredést okoz (*Bear, 1972*). Nagy kiterjedésű, inhomogén szerkezetű (rétegzett, vagy anizotrop) talajformációkban ehhez járul még a különböző áteresztőképességű rétegekben a különböző áramlási sebességek miatt létrejött elkeveredés. Az előbbi jelenséget mikro-, az utóbbit makro-, vagy regionális diszperzióknak nevezik. („Elkeveredés”, vagy „diszperzió” alatt azt a folyamatot értjük, amelynek során a szennyezőanyag részecskéi szétszóródnak – diszpergálódnak – azaz egyre nagyobb térfogatban oszlanak el, tehát a koncentrációjuk csökken.) A diszperzió mindkét esetben jóval nagyobb az áramlás főirányában, mint az arra merőleges irányokban. Az áramlás irányában ható elkeveredést a hosszirányú (longitudinális) disz-

perziós tényezővel ( $D_L$ ), az áramlásra merőleges elkeveredést a keresztirányú (transzverzális) diszperziós tényezővel ( $D_T$ ) jellemezzük. A továbbiakban kizárólag függőleges beszivárgással foglalkozunk, ekkor csak a hosszirányú (függőleges) diszperzió érvényesül. Az irodalomban használatos az ún. diszperziós hossz ( $\alpha$ ), amelynek longitudinális komponense  $\alpha_L$ , ennek kapcsolata a  $D_L$ -lel:

$$D_L = \alpha_L U \quad (1)$$

ahol  $U$  az áramlás (beszivárgás) középsebessége.

*Szennyezőanyag transzportja párhuzamos áramlásban*

A peszticidek és más, felszínről a talajba jutó szennyezések transzportja a csapadékvíz függőleges beszivárgása útján történik, ilyenkor *egydimenziós (fügőleges) transzportról* beszélhetünk. Egyes szennyezők a transzportfolyamat közben lebomlanak (pl. radioaktív izotópok, szerves anyagok, peszticidek, mikroorganizmusok) ezek koncentrációja az idő függvényében az alábbi egyenlet szerint csökken (*Bear, 1972*):

$$C = C_0 e^{-\lambda t} \quad (2)$$

ahol  $C$  a  $t$ -időpontbeli,  $C_0$  a kezdeti koncentráció,  $\lambda$  a bomlási állandó. A bomlási állandó és a  $T$  felezési idő között a

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T} \quad (3)$$

összefüggés érvényes. Talajvizekben történő áramláskor egyes szennyezőanyagok megkötődnek (adszorbeálódnak) a talajszemcsék felületén, vagy a talajban lévő szerves anyagokon. Az adszorpció mértékét a megoszlási tényezővel ( $K_d$ ) szokás jellemezni; ez az adszorbeálódott  $M_a$  és az oldatban maradt  $M_o$  anyagmennyiség hányadosa (*deSmedt, 1992*):

$$K_d = \frac{M_a}{M_o} \quad (4)$$

Az adszorpció révén megkötött szennyezőanyag nem halad tovább az áramlásban, ami a bebocsátástól távolabbi helyeken a szennyezés késleltetett megjelenését eredményezi. A késleltetés mértékét az ún. retardációs tényező ( $R$ ) fejezi ki:

$$R = \frac{U}{U_a} \quad (5)$$

ahol  $U$  az áramlás sebessége,  $U_a$  az adszorbeálódó szennyezőanyag előrehaladási sebessége. A retardációs- és a megoszlási tényező kapcsolata:

$$R = 1 + \frac{1 - n_e}{n_e} \rho_t K_d \quad (6)$$

ahol  $n_e$  a talaj effektív hézagterfogata,  $\rho_t$  a talajszemcsék sűrűsége. A hézagterfogat a talajban lévő pórusok  $V_p$  térfogatának és a talaj teljes  $V_t$  térfogatának hányadosa:

$$n = \frac{V_p}{V_t} \quad (7)$$

míg az effektív hézagterfogat a hézagterfogatnak az a hányada, amelyben áramlás van. Ez általában kisebb a hézagterfogatnál; a tapasztalat szerint:  $n_e = 0,2 \dots 0,8 n$ .

A koncentráció időbeli változását leíró differenciálegyenlet a legáltalánosabb esetet – bomló és adszorbeálódó szennyezőanyagot – feltételezve (Clark, 1996):

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - U \frac{\partial C}{\partial y} - \lambda C \quad (8)$$

ahol  $C$  a szennyezőanyag koncentrációja,  $y$  beszivárgás esetén a függőleges helykoordináta,  $t$  az idő. Ennek egzakt matematikai megoldása függőleges áramlás esetére:

$$C = C_0 \frac{V}{An\sqrt{4\pi D_L / R}} \exp \left[ - \frac{\left( y - U \frac{t}{R} \right)^2}{4D_L \frac{t}{R}} - \lambda t \right] \quad (9)$$

ahol  $C_0$  a kezdeti koncentráció, amely a  $t = 0$  időpontban az  $y = 0$  helyen történő beszivárgáshoz tartozik,  $V$  a szennyezőanyag teljes térfogata,  $A$  a beszivárgási keresztmetszet. A megoldás alakilag megegyezik a Gauss-féle valószínűségi eloszlás sűrűségfüggvényével; az idő függvényében egyre inkább ellapuló ha-

ranggörbét kapunk. Az adszorpció miatt azonban a szennyezőanyag itt  $R$ -szer lassabban halad, mint az áramlási sebesség, a bomlás és az adszorpció együttes hatása következtében pedig a szennyező mennyisége egyre csökken. A fenti, általános eset egyenleteiből  $R=1$  és  $\lambda=0$  helyettesítéssel adódnak az ún. konzeratív (nem adszorbeálódó és nem bomló) szennyezés egyenletei.

### A függőleges beszivárgás dugattyú-modellje

A továbbiakban a peszticidek függőleges beszivárgásának vizsgálatára szorítkozunk. Az áramlási sebesség estünkben a függőleges beszivárgási sebesség. A (9) egyenlet szerinti egzakt matematikai megoldásokban  $U$  értékét állandónak feltételezték (ezért viszonylag „egyszerű” a megoldások alakja). A beszivárgási sebesség valójában időben változik. Változó sebesség számításba vételére a (9) egyenlet csak úgy használható, ha a beszivárgást szakaszokra bontjuk és egy-egy szakaszon belül a sebességet állandónak tekintjük. (Az irodalomban ezt az eljárást a probléma *szemidiszkrét* megoldásának nevezik – szembeállítva a *folytonos* megoldásokkal, amit a tisztán analitikus megoldások nyújtanak.) A szakaszokra bontás a pontos leírás érdekében szükséges, viszont jelentősen megnöveli a számításigényt.

A hosszirányú diszperziós tényező ( $D_L$ ) a sebességgel az (1) egyenlet szerint szoros kapcsolatban van. Az 1970-es és a 80-as években számos törekvés történt arra, hogy meghatározzák  $D_L$  és egyes talajfizikai jellemzők (szemcseméret, vízáteresztési tényező, stb.) kapcsolatát (*Jackson, 1980*). Saját korábbi vizsgálataink során (*Ujfaludi, 1986/a*) természetes talajmintákkal végzett laboratóriumi vizsgálatok alapján a talaj szemcsemérete és az  $\alpha_L$  diszperziós hossz között a következő empirikus összefüggést határoztuk meg:

$$\alpha_L = 48d_{50}^{1,5} \quad (10)$$

ahol  $d_{50}$  a talaj közepes szemcsemérete, amely az egyenletbe  $m$ -ben helyettesítendő és  $\alpha_L$ -et is  $m$ -ben kapjuk.

A beszivárgás időben változó sebességének becslésére a korábban (*Ujfaludi, 1986/b*) kidolgozott dugattyú-modellt alkalmazhatjuk. Ennek lényege, hogy a beszivárgó víz frontját úgy tekintjük, mint egy függőlegesen egyre csökkenő sebességgel lefelé haladó dugattyút. A beszivárgás függőleges sebessége:  $U = dy/dt$ , a talajvízáramlás Darcy-egyenletéből számítható:

$$\frac{dy}{dt} = \left(\frac{k}{n}\right) \left(\frac{y + h_k}{y}\right) \quad (11)$$

ahol  $k$  a talaj szivárgási (vízáteresztési) együtthatója,  $h_k$  a talaj kapilláris emelőmagassága. A változókat szétválasztva, majd a két oldalt integrálva az alábbi egyenletet kapjuk:

$$y - h_k \ln(y + h_k) = \frac{k}{n} t + C \quad (12)$$

Az integrálási állandó a  $t=0$  esetén  $y=0$  feltételből:  $C = -h_k \ln h_k$ , ezt a (12) egyenletbe beírva, majd  $t$  értékét kifejezve megkapjuk az adott  $y$  mélység eléréséhez szükséges  $t$  időt:

$$t = \frac{n}{k} \left\{ y + h_k \ln \frac{h_k}{y + h_k} \right\} \quad (13)$$

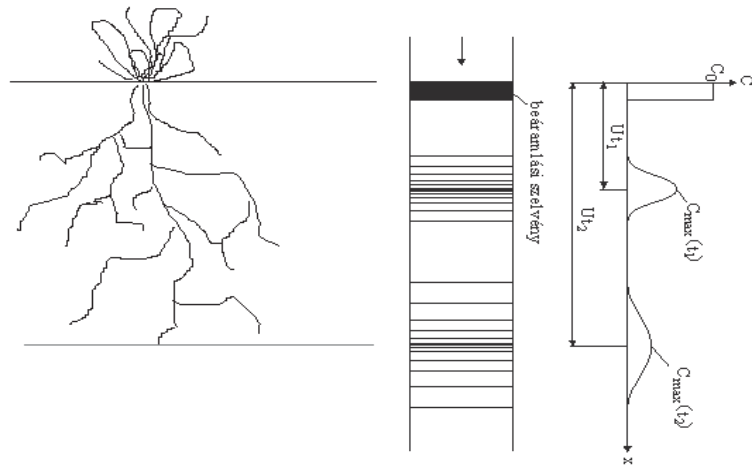
Az adszorbeálódó anyagok  $R$ -szer lassabban haladnak, mint az áramlási sebesség (9. egyenlet) ezért azokra az elérési idő:

$$t_a = R \frac{n}{k} \left\{ y + h_k \ln \frac{h_k}{y + h_k} \right\} \quad (14)$$

Ha a kapilláris-hatásoktól eltekintünk ( $h_k=0$ ), akkor  $y$  mélység elérési idejére az alábbi (közelítő) formulát kapjuk:

$$t_a = R \frac{n}{k} y \quad (14a)$$

Az 1. ábrán a növény és gyökérszónája látható (balra), valamint a beszivárgó szennyezés koncentráció-eloszlása egymást követő időpontokban.



1. ábra: A növény gyökérzónája és a beszivárgó szennyezés koncentráció-változása

Agyagos, kötött talajoknál hosszabb száraz időszak alatt a felszín közelében repedések keletkeznek. Ha ilyenkor történik a peszticid kihelyezése, az ezt követő csapadékkal a vegyszer beszivárog a talajba, de kezdetben a repedéseken (csatornákon) keresztül a beáramlás gyors. Az átmedvesedés hatására aztán a talaj megduzzad, a repedések összezáródnak és ettől kezdve a beszivárgás már csak a kötött talaj mikropórusain keresztül, tehát igen lassan megy végbe. A talajrepedéseken (csatornákon) át történő beszivárgás jellemző vízáteresztési együtthatója – lamináris áramlást feltételezve – az alábbi egyenlettel becsülhető (Jackson, 1980):

$$k = \frac{b^3 \rho g}{12 \eta \Delta} \quad (15)$$

ahol  $b$  a csatornák átlagos szélessége,  $\rho$  és  $\eta$  a víz sűrűsége és dinamikai viszkozitása,  $g$  a gravitációs gyorsulás,  $\Delta$  a repedések átlagos távolsága. A csatornákon keresztül a víz (és a benne oldott anyag) gyorsabban szivárog le, mint a mikropórusokon keresztül. A csatornák faláról oldalirányban diffúzió révén terjed a szemsék közötti mikropórusokba; összességében gyorsabban halad lefelé, mint a repedésmentes területeken beszivárgó szennyezés. Vízben jól oldódó szennyezőanyag esetén ennek eredményeképp a függőleges szelvény mentén (az 1. ábra Gauss-görbétől eltérően) egyenletes koncentráció-eloszlás jöhet létre. Kévésbé vízoldható anyagok (pl. egyes peszticidek) esetén az ilyen kiegyenlítőds



esélye kisebb. Mindkét esetben félbeszakad a kiegyenlítődés folyamata, amikor – röviddel a talaj átnedvesedése után – a csatornák összezáródnak.

### Kockázati tényezők

Talajszennyezéseknél a talaj és a szennyezőanyag tulajdonságainak figyelembevételével becsülhető a szennyezés kockázata. Talajvízbázisok szennyeződésének kockázatbecslésére az alábbi kockázati tényezőt dolgozták ki (*de Smedt, 1992*):

$$K = \frac{T}{t_a} \quad (16)$$

$T$  a szennyező felezési ideje,  $t_a$  az az időtartam, ami alatt a szennyezés eléri a vízbázist. Ez – adszorbeálódó szennyező figyelembevételével – az átlagsebesség

$$U_a = \frac{H}{t_a} \quad (17)$$

egyenletéből fejezhető ki, ahol  $H$  a vízbázis felszín alatti mélysége; (17)-ből (5) figyelembevételével:

$$t_a = R \frac{H}{U} \quad (18)$$

Utóbbi egyenletet (16)-ba helyettesítve a kockázati tényező végleges alakja:

$$K = \frac{UT}{RH} \quad (19)$$

A peszticideket a növények felvehetik a talajból, a gyökereken és/vagy a talaj fölötti zöld állományon keresztül; a továbbiakban csak a gyökéren át történő felszívódás esetével foglalkozunk. Ennek időkorlátja két időtartamtól függ: a peszticidnek a gyökér aljáig történő behatolási idejétől és a gyökéraktivitás időtartamától (ez nagyjából a tenyészidővel egyenlő). Nyilvánvaló ugyanis, hogy a növénybe a gyökereken keresztül csak a tenyészidő alatt, vagy a gyökér aljáig való behatolási ideje alatt juthat be a peszticid. Ezért két kockázati tényezőt definiáltunk, az alábbiak szerint:

$$K' = \frac{t'}{T} \quad \text{és} \quad K'' = \frac{T}{t''} \quad (20)$$

ahol  $t'$  az az idő, ami alatt a peszticid a gyökér aljáig leszivárog,  $t''$  pedig a tenyészidő. Az előzőek alapján nyilvánvaló, hogy  $t = t_a$  a (14), vagy – közelítőleg

– a (14a) egyenlet alapján számolva, ahol  $y$ -értéknek a gyökér behatolási mélységét tekintjük.

Könnyen belátható, hogy  $K'$  értéke kicsi pl. homoktalajnál, ahol a gyors beszivárgás miatt  $t' \ll T$ , de nagy a kötött talajoknál;  $K''$  kicsi a rövid felezési idejű peszticideknél, ahol  $T \ll t''$  és nagy a fordított esetben. Az effektív kockázati tényezőt úgy kell definiálni, hogy két feltételnek eleget tegyen: (1) mindkét kockázati tényezőt magába foglalja, (2) ha a két kockázati tényező közül az egyik lényegesen kisebb, akkor az effektív érték ennek közelében legyen. Ez utóbbi követelmény belátható, ha meggondoljuk, hogy pl. homoktalaj esetén, amikor a gyors beszivárgás miatt a szennyezés hamar elhagyja a gyökérszót (  $K'$  kicsi), akkor hiába hosszú a felezési idő (vagyis  $K''$  értéke nagy), a peszticid jelenléte már nem jelent kockázatot, tehát az effektív kockázat kicsi. Ugyanakkor kötött talaj és rövid felezési idejű peszticid esetén, ahol  $t'$  nagy, tehát  $K'$  nagy,  $K''$  pedig kicsi, ott ez utóbbi hatása kell, hogy érvényesüljön az effektív kockázati tényező értékében. Az (1) és (2) feltétel analóg a radioaktív anyagok élő szervezetből történő kiürülésének jellemzésére használatos ún. effektív felezési időnél megadott feltételekhez. Az effektív felezési (kiürülési) idő ( $T_{eff}$ ) a fizikai lebomlás felezési ideje ( $T_f$ ) és a biológiai felezési idő ( $T_b$ ) alapján a következőképp számolható (Boeker-Grondelle, 1994):

$$\frac{1}{T_{eff}} = \frac{1}{T_f} + \frac{1}{T_b} \quad (21)$$

Az így számolt effektív felezési idő mindig a kisebbik értékhez közelebbi, ha  $T_f$ , vagy  $T_b$  bármelyike lényegesen kisebb a másiknál, ha pedig a két felezési idő azonos nagyságrendbe esik, akkor az effektív érték nagyjából a számtani közép fele. (Könnyű észrevenni, hogy a fenti egyenlethez hasonlóan számoljuk a párhuzamosan kapcsolt elektromos ellenállások eredőjét – ott is a kisebbik ellenállás meghatározó az effektív ellenállás értékénél.) Az ismert analógiák alapján a következőképpen definiáltuk az effektív kockázati tényezőt:

$$\frac{1}{K} = \frac{1}{K'} + \frac{1}{K''} \quad (22)$$

Ha a (22) egyenletbe behelyettesítjük a (20) szerinti értékeket, azonos átalakítások után az effektív kockázati tényezőre a következő összefüggést kapjuk:

$$K = \frac{Tt'}{t't'' + T^2} \quad (23)$$

A különböző esetekben várható kockázati tényező-értékek szemléltetésére három példát mutatunk be:

1. *Homoktalajba történő beszivárgás.* A beszivárgás időtartama:  $t' = 0,1$  nap; a peszticid felezési ideje:  $T = 30$  nap; a tenyésztési idő:  $t'' = 90$  nap. A (20) egyenletek alapján  $K' = 0,0033$ ,  $K'' = 0,33$ , (23) alapján  $K = 0,0033$ , tehát a kisebbik kockázati tényező érvényesül és a gyors beszivárgás miatt a kockázat kicsi (a peszticidnek nincs ideje felszívódni a gyökéren át).
2. *Kötött talajba történő beszivárgás.* A beszivárgás időtartama:  $t' = 120$  nap; a peszticid felezési ideje:  $T = 10$  nap; a tenyésztési idő:  $t'' = 90$  nap. A (20) egyenletek alapján  $K' = 4$ ,  $K'' = 0,111$ , (23) alapján  $K = 0,110$ , tehát a kisebbik kockázati tényező érvényesül – a peszticid gyors lebomlása miatt a kockázat kicsi, a lassú beszivárgás ellenére.
3. *Kötött talajba történő beszivárgás.* A beszivárgás időtartama:  $t' = 120$  nap; a peszticid felezési ideje:  $T = 120$  nap; a tenyésztési idő:  $t'' = 90$  nap. A (20) egyenletek alapján  $K' = 1$ ,  $K'' = 1,33$ , (23) alapján  $K = 0,57$ . Itt  $K'$  és  $K''$  azonos nagyságrendbe esik, az effektív  $K$  pedig a számtani közép feléhez közeli érték.

A 3. és a 2. példa közötti különbség egyedül a peszticid felezési ideje. A hosszabb felezési idő (3. példa) – a várakozásnak megfelelően – szignifikánsan nagyobb kockázati tényezőt eredményez.

#### A paraméterek bizonytalansága

A talajok hidraulikai paraméterei, mint a  $k$  szivárgási együttható, vagy az  $n$  hízagtérfogat a legtöbb esetben csak igen nagy bizonytalansággal határozhatók meg. Ráadásul az ún. fizikai talajféléseket (pl. *iszapos homok, agyagos iszap, stb.*) sokszor nehéz azonosítani a mezőgazdasági talajokkal (pl. *csernozjom, barna erdei talaj stb.*)

A mérgező anyagok tulajdonságainak egyik frekvenciált információforrása az *Extoxnet* weboldal, tulajdonképpen a mérgező anyagok internetes adatbázisa. Ennek alapján adjuk meg néhány gyakrabban használt peszticid jellemző paramétereit az 1. táblázatban. Látható, hogy a felezési idő értékében igen nagy a szórás. A megoszlási tényező ugyancsak széles értéktartománya a táblázat adataiból nem látható

1. táblázat

Peszticid	Felezési/lebomlási idő (nap)	Particionálási tényező ( $K_{od}$ )	Megoszlási tényező ( $K_d$ )
Diuron	30...365	480	nincs adat
Acetoklór	56...84	nincs adat	3,03
Simazin	28...149	130	1,96
Klórpirifosz	60...120	6070	4,699
EPTC	6...32	200	3,204

A megoszlási tényező a „klasszikus” módszer (Jackson, 1980) szerint az ún. particionálási tényező (ld. táblázat) és a talajban lévő szerves anyag részarányának szorzata. Ennek ellenére a megoszlási tényezőt sok esetben egyetlen számértékkel adják meg (pl. a táblázat alapjául szolgáló, említett web-oldalon is, ami igen megtévesztő.  $K_d$  értéke a tapasztalat szerint egyéb paramétereiktől (pl. a talaj agyagtartalmától és pH-értékétől) is függ. (Weber és mások, 2003) irodalmi adatokra épülő részletes elemzésük során több mint 50 peszticidre empirikus összefüggéseket állapítottak meg a fenti tényezők hatásának figyelembevételére. Példaképpen idézzük simazinra és diuronra megadott empirikus egyenleteiket:

$$\text{simazin: } K_d = 5.3 + 0.2(\text{OM}) + 0.02(\text{Cl}) - 0.73(\text{pH}) + 0.7$$

$$\text{diuron: } K_d = -1.4 + 3.26(\text{OM}) - 0.1(\text{OM})^2 + 1.1$$

ahol  $OM$  a szerves anyag (organic matter) részaránya,  $Cl$  az agyagtartalom (clay) részaránya. Mind a lebomlás, mind az adszorpció paramétereinek bizonytalanságát illetően utalunk a bevezető fejezetben részletezett mechanizmusokra.

### Összefoglalás, következtetések

Jelen dolgozatban bemutatott módszerünk lehetővé teszi, hogy a felhasználó becslést végezzen a különböző növényvédő szerek gyökéren át történő felszívódásának kockázatára. A  $K$  kockázati tényező értelmezésünk szerint a haszonnövény által felvehető peszticid-mennyiséggel arányos, értéke a (23) egyenlet alapján becsülhető.  $K$  valójában a (21) egyenlettel definiált két kockázati tényező ( $K'$  és  $K''$ ) kombinációja, ahol  $K'$  a beszivárgás időtartamának,  $K''$  pedig a gyökéraktivitás időtartamának a peszticid lebomlási idejéhez viszonyított arányát fejezi ki. A  $K'$ -érték meghatározásához szükséges  $t'$  beszivárgási időtartam a (14), vagy közelítőleg a (14a) egyenlettel becsülhető. Mint fentebb utaltunk rá, a peszticidek adszorpcióját és bomlását jellemző paraméterek bizonytalansága igen nagy; ugyanez mondható el az egyes talajféleségek hidraulikai paramétereiről. Következésképp a  $K$  kockázati tényező bizonytalansága is nagy. A különböző talajok, növényfajták és peszticidek kombinációjára számított  $K$ -értékek egymáshoz viszonyított értékei azonban (a szcenárió-modellezéshez hasonlóan) reális összehasonlítási lehetőséget adnak, amelynek alapján kiválasztható az adott esetre legkisebb kockázatot jelentő növényvédő szer. A kutatás még korántsem tekinthető befejezettnek. A következőkben a módszer részletes kidolgozását tervezzük konkrét talajféleségekre, növénykultúrákra és peszticidekre. További lépés a kockázati tényező bizonytalanságának (szórásértékének) meghatározása a többi paraméter szórásának függvényében. A végső cél olyan megbízható összehasonlítási eljárás kidolgozása, amelynek segítségével a termelők

kiválaszthatják adott talaj és növénykultúra esetén azt a növényvédő szert, amely a legkisebb egészségi kockázatot jelenti a fogyasztók számára.

#### Hivatkozások

- Racskó J. – Budai L.: Az ökológiai tényezők hatása a gyomirtó szerek (herbicidek) hatékonyságára és hatásosságára. *Mezőhír (Mezőgazdasági szaklap)* 2004/3.
- Virág, D.: Peszticidek fotodegradációs mechanizmusának elemzése és lehetséges biológiai hatásának modellezése. *XXVII. OTDK díjazott hallgatóinak dolgozatai, EKF Líceum Kiadó, Eger, 2006.*
- Virág, D., Kiss, A.: Comparative studies to model bioavailability of pesticides in distinctive soil types. *Acta Agraria Debreceniensis, 2007.*
- Szováti, K., Kiss, A., Murányi, Z., B. Tóth, Sz., Virág, D.,: Comparative examination on model systems of pesticides' biological uptake. Transactions of XIII. Symposium on Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, 2007.
- <http://extoxnet.orst.edu.htm> (Toxikus anyagok nemzetközi adatbázisa.)
- Bear, J.: Dynamics of fluids in porous media. Elsevier, New York, 1972.
- de Smedt, F.: Groundwater pollution. Laboratory of Hydrology, Free University of Brussels, 1992.
- Clark, M. M.: Transport modeling for environmental engineers and scientists. *Wiley Interscience Publication, New York, 1996.*
- Jackson, R. E. (ed.): Aquifer contamination and protection. UNESCO, Paris, 1980.
- Ujfaludi, L.: Longitudinal dispersion tests in non-uniform porous media. *Hydrological Sciences Journal, 1986. No. 12.*
- Ujfaludi, L.: Terepkísérletek a Szigetköz szivárgási viszonyainak feltárása céljából. *Kutatási zárójelentés, VITUKI, Budapest, 1986.*
- Boeker, E., van Grondelle, R.: Environmental Physics. John Wiley & Sons, New York, 1994.
- Weber, J.B., Wilkerson, G.G., Reinhardt, C.F.: Calculating pesticide sorption coefficients ( $K_d$ ) using selected soil properties. *Cemosphere 55 (2004) pp. 157–166.*