

A vonalas- és lepelerózió arányának vizsgálata vízgyűjtő léptékben

Jakab G.¹, Kertész Á., Madarász B., Dezső Z.

Abstract

Kulcsszavak: Vonalas erózió, szediment, lepelerózió, cézium-137, Tetves-patak

A talajerózió hatása a termőföldek mennyiségi és minőségi romlására közismert. Az elhordott, majd máshol lerakott talaj káros hatásairól valamivel kevesebb szó esik, pedig e folyamatok szintén jelentős problémákat okozhatnak. A szántóföldön eltemetik a növényeket, betakarják az utakat, feltöltik a csatornákat, tavakat, csökkentik a sankolóterek kapacitását, sőt közvetlen veszélyt jelentenek lakóépületekre, esetenként egész falvakra.

Jellemzően a felszínen elmozduló talaj nem tesz meg nagy távolságot, jelentős része néhány 100m-en belül lerakódik. Bizonyos esetekben azonban a hordalék nagy távolságot képes megtenni és a pusztuló felszíntől távol halmozódik fel. Ahhoz, hogy a hordalék ellen hatékonyan tudjunk védekezni, szükséges az elhordott talaj eredeti helyzetének megállapítása. Egy durva csoportosítás szerint egy talajszelvényt két fő részre bonthatunk: a felső, kb. 20cm-es rétegre és az alatta fekvő, a talajművelés által szinte alig bolygatott részre. E felső réteg kiváló nyomjelzője a Cs-137 izotóp, mely kizárólag a közelmúlt légköri kihullásából származik és a talajhoz jól kötődik.

A felületi rétegerózió, a csepperózió és a vonalas erózió egyes fajtái kizárólag csak a felszíni néhány cm-es réteget pusztítják. Egyedül az árkos erózió és a szuffózió erodálja a talajok mélyebb rétegeit is. A vízgyűjtő kifolyásánál felhalmozódó altalaj ez utóbbi két eróziós forma jelenlétére, minőségére és arányára utal.

A Tetves-patak vízgyűjtő területe a Balaton D-i részvízgyűjtőjéhez tartozik. A völgyben hosszabb ideje folynak részletes talajeróziós mérések és kutatások. E területen vizsgáltuk a felhalmozódási térszíneken felgyűlt szedimentet.

A sankoló nagymennyiségű hordalékot tartott vissza, feltöltődése szakaszosan, különböző szemcseösszetételű rétegekkel zajlott. A hordalék a sankolóban szétterülve nem osztályozódott a távolság függvényében. A minimális növényi keverés és átrétegződés ellenére a Cs-137 izotóp aktivitása vízszintesen és függőlegesen is nagy szórást mutatott a sankolótérben. A Cs-137-es módszer segítségével kimutattuk, hogy a sankolóban lerakott talaj nem csak a felületi rétegerózió hatására lepusztult feltalaj, hanem jelentős mennyiségű altalaj, illetve homokos lösz is. A vízgyűjtőn tehát jelentős a szerepe a vonalas erózióknak.

1. Bevezetés

A recens felszínfejlődés legmeghatározóbb eleme a talajerózió, melynek a termőföldet veszélyeztető hatása közismert. Az elragadott talaj lerakása más területeken, esetleg az élővizekben szintén a talajerózió számlájára írható. A szedimentáció ugyanolyan jelentős károkat okozhat, mint az erózió. A talajpusztulást vízgyűjtő léptékben vizsgálva fontos kérdés, hogy a megmozdított talajnak mekkora hányada halmozódik át a vízgyűjtőn belül, és mekkora az a rész, amely elhagyja a vízgyűjtő területét. A védekezés szempontjából szintén nem mellékes, hogy a vízgyűjtőt elhagyó talajmennyiséget az erózió melyik összetevője

¹ MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, H-1112 Budapest, Budaörsi út 45. tel: (+36) 1-319-31-19/1486, fax: (+36) 1-309-26-86, e-mail: jakabg@mtafki.hu

pusztította le és szállította el ilyen nagy távolságra. A vonalas- és a lepelerózió egymáshoz viszonyított aránya egy vízgyűjtőn belül igen széles keretek között mozoghat. A klasszikus talajpusztulási modell, az USLE annyira kizárólagosnak ismeri el a felületi rétegerózió szerepét, hogy a vonalas erózióval nem is számol (Wischmeier és Smith, 1978). Kertész és Centeri (2006) rámutatnak, hogy egészen a közelmúltig a hazai felfogás szerint is a talajelhordásban a felületi rétegerózió szerepét tartották meghatározónak. Ezért a vonalas erózió részletekbe menő vizsgálata háttérbe szorult. Jelen cikkünkben arra keressük a választ, hogy a vízgyűjtőt elhagyó talajvesztés a vonalas erózió, vagy a lepelerózió hatására pusztult-e le. Más szavakkal, hogy a távozó szediment mennyiség mekkora hányada volt eredetileg feltalaj, és mekkora része származik az eredeti talajprofil mélyebb rétegeiből.

2. Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Tetves-patak vízgyűjtőjén végeztük, mely kb. 120km² nagyságú és a Balaton D-i vízgyűjtőjének része. A területet már több helyen részletesen bemutatták (Tóth, 2004; Jakab és Szalai; 2005), ezért itt csak a vizsgálat szempontjából fontos momentumokat emeljük ki. A patak felső szakasza nagyeresű, bevágó jellegű, míg az alsó szakaszon igen kicsi az esés, ezért itt jelentős mennyiségű hordalék rakódhat le a mederben. A hordaléknak csak csekély hányada származik mederelfajulásból, zömét a mezőgazdaságilag művelt területek eróziós talajpusztulása teszi ki (Dél-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság, 1985). A nagymennyiségű hordalék visszatartására 1970-ben, a patak jobb partján, a 3+500 és a 4+400 szelvények között mintegy 13ha területű, 95300m³ kapacitású sankolóteret alakítottak ki. Egy 1998-ban kelt tanulmány már a sankolót teljesen feltöltöttként jelöli meg (Dél-Dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség, 1998). Ennek ellenére a patak a mai napig a sankolón keresztül éri el a Balatont, néhol saját hordalékába vágódva, néhol szétterülve. Már 1985-ben magváltak a tervek egy új sankoló létesítésére, mely 236000m³ hordalékot lenne képes visszatartani kb. 35 év feltöltődési idővel. A második sankoló megépítésére eddig nem került sor.

Közvetlenül a sankoló előtt egy vízkivételi műtárgy található a patakon, mely az irmapusztai halastavak vízellátását biztosítja. A tavak vízutánpótlására csak közepes, vagy nagy víz esetén van lehetőség, ez általában a tavaszi és nyár végi időszakokban következik be. Mivel mind a IV. sz. halastó, mind a sankoló ülepített formában tartalmazza a patak által szállított hordalékot, elvi lehetőség nyílik e szediment vizsgálatára. A vizsgálatok során elsődleges cél volt a szedimentálódott anyag elkülönítése feltalajból származó, illetve az altalajból származó részekre. Nyilvánvaló, hogy a felszín alatti réteg erodálásában és elszállításában szerepe van a vonalas erózióknak, míg a talaj felső rétegének lepusztításában együttesen működhet közre a vonalas- és a lepelerózió (Fitzpatrick, 1986). A talajelhordás és lerakás pontos nyomkövetésére mind vonalas, mind felületi erózió esetében Panin et al. (2001) alkalmazták a Cs-137 nyomjelzés módszerét.

A Cs-137 izotóp mérésén alapuló eróziómérési technika gyors eredményt ad és jól mutatja a területen lejajlott eróziós és szedimentációs folyamatok nagyságát és térbeli eloszlását (Bouhlassa et al., 1995), bár a hagyományos méréstechnikáknál pontatlanabb (Wicherek és Bernard, 1995). A Cs-137 izotóp a természetben csak emberi tevékenység hatására fordul elő. Eredeti forrása az U-235, melynek maghasadási termékeként atomfegyverek, nukleáris balesetek során jut a légkörbe. A talajra ható közvetlen forrása a légköri kihullás. Az izotóp a talajra érve szorosan kötődik annak agyagásványaihoz és szerves-anyagához (MABIT és BERNARD, 1998). Mivel a Cs-137 egy alkálifém kation, viselkedése nagyon hasonló a foszforéhoz annak ellenére, hogy sokkal nagyobb az átmérője (Killham, 2001). Ezért oldott formában szinte egyáltalán nem migrál, jelenléte eredetileg csak

a talaj felső 20-30cm-es rétegében mutatható ki (Szerbin et al., 1999), feldúsulása a felszín alatti rétegekben az agyagásványok vándorlása révén képzelhető el (Chapell et al., 1998). Aktivitása a felszíntől távolodva exponenciálisan csökken (Porto et al. 2001). Feltételezve, hogy a kihullás egy kisebb területen egyenletes nagyságú volt, a Cs-137 terhelés a talajt fedő vegetáció függvényében többé-kevésbé egyenletesnek tekinthető (Csepinszky et al., 1999). Quine et al. (1999) szerint az atomkísérletekből származó kihullás sokkal egyenletesebb, mint a csernobili reaktorbalesetből származó, tehát a feltalaj nyomkövetésére is alkalmasabb. Ha tehát egy lejtőszakasz vizsgált pontján nem mutatható ki a Cs-137 aktivitás, akkor onnan szükségszerűen hiányzik (lepusztult) a feltalaj. Ahol viszont az aktivitás nagyobb mélységekben is mérhető, ott vélhetően szedimentálódott feltalaj található (Govers et al., 1996; Lu és Higgitt, 2000, 2001). A nyomkövetés ilyen technológiája mellett lehetőség nyílt az erózióbecslő modellek kalibrálására is (Quine, 1999). A talaj mintázása rétegenként történik és kellő körültekintést igényel (Connor et al., 1997). A vizsgálat célja tehát a talajmintákban előforduló Cs-137 abszolút aktivitásának meghatározása Bq kg⁻¹ mértékegységben.

A talajminták abszolút aktivitásának meghatározását részben a Központi Fizikai Kutató Intézet, Atomenergia Kutató Intézet, Neutronfizikai Csoport, részben a Debreceni Egyetem TTK-MTA Atommagkutató Intézet Környezetfizikai Tanszéke végezte.

Tekintettel arra, hogy a radioaktív bomlás folyamatosan zajlik, a mintákban a mért értékeket egy időponthoz tartozó abszolút aktivitás értékekre érdemes átszámolni. Mivel a megelőző kutatás során ez az alapidőpont 2001. május 01./0:00. volt, ezért célszerűnek láttuk a jobb összehasonlíthatóság miatt a fenti időpontot alkalmazni jelen minták esetében is.

3. A kihullás mértékének meghatározása

Első lépésben meg kellett határozni a vízgyűjtőt ért Cs-137 terhelés, vagyis a kihullás mértékét. Ebben a témában több vizsgálat is készült Magyarországon (Szerbin et al, 1999; Koblingerné et al., 1995), sőt a Tetves-patak vízgyűjtőjén is (Csepinszky et al., 1998, 1999). Tekintve, hogy ezek a munkák kimerítően foglalkoztak a Cs-137 kihullásának mennyiségével és talajhoz kötődésével jelen vizsgálatához a szerzők által közölt adatokat vettük referenciának. A vízgyűjtő területe alatta marad a 150 km² határnak, így a kihullást egyenletesnek tételeztük fel, bár Owens és Walling (1996) szerint még kisebb területeken is csak nagyszámú mintavétellel lehet kis szórású referencia-értéket meghatározni. Ezek az értékek szolgálatják tehát az etalont a további vizsgálatokhoz. Csepinszky et al. (1998) 2 bolygatatlan pontban mintázták Somogybabod környékét. A rétegenkénti aktivitás értékekre függvényt illesztve határozták meg a kihullás értékét, mely így 7,93KBq m⁻²-nek adódott. Szerbin et al., (1999) Kaposvár és Balatonfüzfő környékén határoztak meg 7,4KBq m⁻² illetve 6,1KBq m⁻² értéket. Csepinszky (2003) Somogybabodon két újabb referenciaszelvény feltárásával 2,7KBq m⁻² és 11,3KBq m⁻² értékről számol be, melyek valamely ismeretlen külső körülmény hatására kilógnak ugyan a sorból, de átlaguk jól közelít a többi mérés eredményeihez..

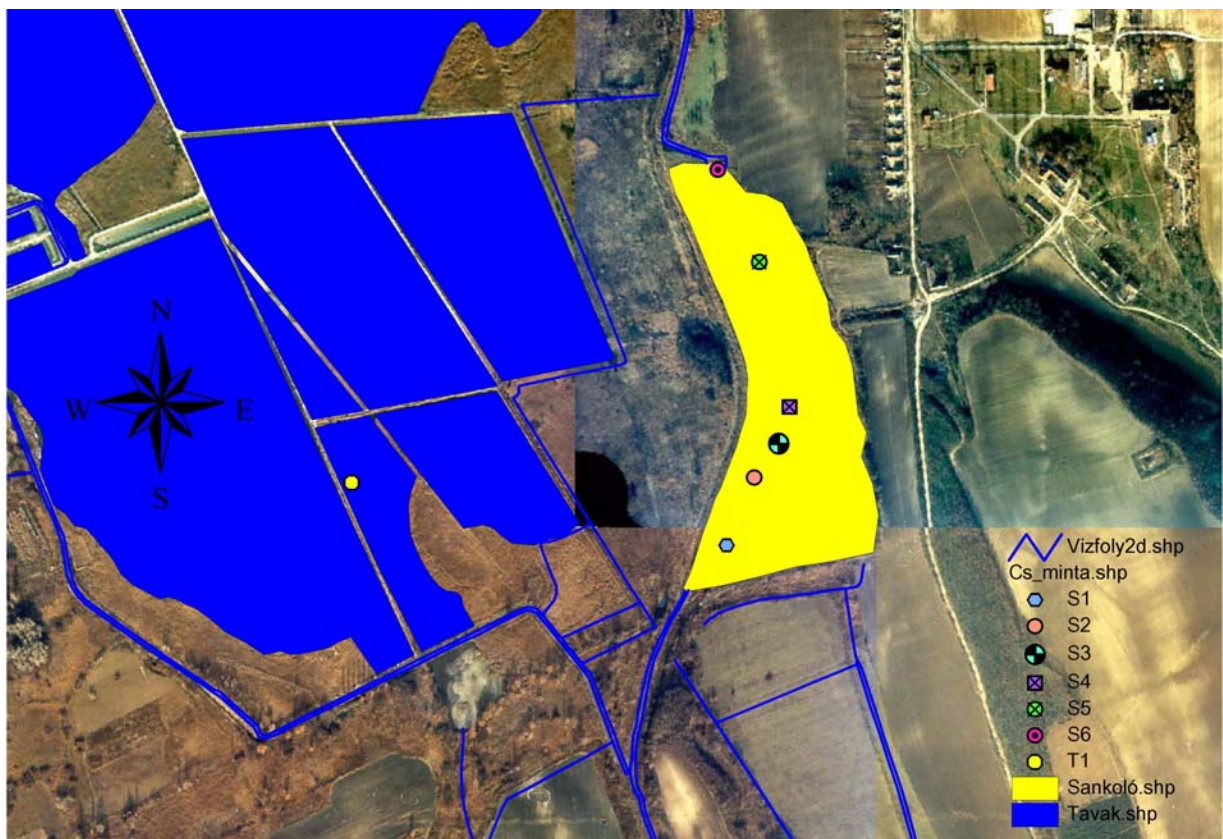
A Cs-137 izotóp eloszlásának ismerete a bolygatatlan talajban elengedhetetlen a szediment vizsgálatának szempontjából. A szerzők a rétegenként vett minták elemzésével tapasztalati értékeket határoznak meg, majd ezen értékekre illesztett függvény segítségével határozzák meg a Cs-137 függőleges eloszlását. A referenciamérések a Tetves vízgyűjtő domináns talajtípusán, Ramann-féle barna erdőtalajon történtek.

Vizsgálataink során a Csepinszky (1998, 2003) által felvett szelvények átlagát és eloszlását fogadtuk el referencia értéknek, vagyis az általunk vizsgált értékeket ehhez az értékhez fogjuk hasonlítani.

4. Mintavétel Cs-137 meghatározásához

A mintákat a hordalék várható felhalmozódásának térszínén, a sankoló és a halastó anyagából vettük. A minták egyrészt az Irmapusztai Halastavak IV. számú tavának üledékéből származnak. A tavakat a XIX. sz végén alakították ki, közvetlenül a tőzegbe vágva, azóta folyamatosan működnek. A tavak vízutánpótlását a Tetves-patak biztosítja, a beérkező patakvíz közvetlenül a IV. számú tóba jut. A mintavétel időpontjában a tó leeresztett állapotban volt. A fenéken ásott szelvény és szúróbotos mintavételezések alapján a tó eredeti fenekét a jelenlegi felszín alatt kb. 60cm-re találtuk meg. Az eredetileg tőzegbe ásott tavakban jelentős üledék-lerakódás volt megfigyelhető. A 60cm-es szediment réteg homogén, szerkezet nélküli, szürke színű és magas agyagtartalmú volt. A mintavételezést a felső 30cm-es rétegből 5cm-enként, alóla 10cm-enként végeztük egészen a tőzegig. Így összesen tíz mintát vettünk a Cs-137 aktivitásának rétegenkénti meghatározására.

Hat pontban mintáztuk a sankolóban található hordalékot (1. kép). A sankoló K-i oldala a természetes völgyoldal, ezért a Ny-i, gáthoz közeli, mély szediment-rétegeket mintáztuk. A sankoló mintázása üzemi vízszinten, azaz víz alól történt speciális üledék-mintavevővel. Az üzemi vízszint biztosította a korrekt mélységmérést, ugyanis a feltöltés során a sankolótér nem egyenletesen szedimentálódott. A hat pontot úgy jelöltük ki, hogy jól reprezentálják a sankoló egészét. A vett mintákat rétegenként tagoltuk és az egyes rétegeknek külön a vizsgáltuk mechanikai összetételét és Cs-137 aktivitását. Az izotóp mérése nagy mennyiségű, 0,75-1dm³ mintát igényel, ezért valamint a mintavétel terepi nehézségei miatt nem tudtuk a néhány cm-es rétegeket külön-külön mintázni. A szediment rétegzettsége egyértelműen eltérő mechanikai összetételű szintekre osztotta a minták nagy részét. A rétegeket ezért szemcseösszetétel tekintetében is vizsgáltuk.



1. kép. A vízgyűjtő szedimentjének mintavételi pontjai (folyásirány: É)

A megvett mintákat bezacskozva szállítottuk a laboratóriumba, ahol szárítószekrényben, 85°C-on súlyállandóságig szárítottuk azokat. A száraz minták ezután őrlésre kerültek, őrlés után a maximális aggregátum méret nem haladta meg a 2mm-t.

5. Eredmények és értelmezésük

A vízgyűjtő talajeróziós szempontból köztudottan a Balatont leginkább terhelő területek közé tartozik (Dél-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság, 1985). A sankoló 1970-2000-ig tartó feltöltődése során a patak 95300m³ sankolóteret töltött meg hordalékkal. A feltöltődést és az átfolyó víz szűrését a sankolón belüli nagy biomassza produkció is segítette. A vizes élőhely ismeretében jó közelítéssel becsülhetjük a képződő szervesanyag mennyiségét, mely ez esetben kb. 2kg m⁻² év⁻¹ (Begon et al., 1996). A sankoló nagyságának (13ha) és a képződött szervesanyag térfogattömegének (kb. 1.0 g cm⁻¹) az eltelt 30 év biológiai feltöltődését kb. 7800m³-re tehetjük. Vagyis a maradék 87500m³ feltöltődése nagy valószínűséggel a vízgyűjtőről elragadott talaj szedimentálódásával történt meg. A sankolóból vett bolygatatlan talajminták térfogattömegeinek átlaga 1,3g cm⁻¹.



2. kép. Fúrás a sankoló S2 pontjában

legtöbbször jól elkülöníthetően rétegződött egymásra a néhány cm vastagságú, eltérő mechanikai összetételű szediment (2. kép). E rétegződés megvolt a sankoló egész hosszában, tehát a hordalék nem a szétterüléstől való távolság függvényében osztályozódott, hanem sokkal inkább az idő szerint. Valószínűleg a patak által szállított hordalék a sankoló jelentős részének felületén szétterült, ezzel új réteget hozott létre a meglévő felett.

E két adat ismeretében azt mondhatjuk, hogy a vízgyűjtőről kb. 113750 t talaj erodálódott 30 év alatt. A talajlehordást éves szintre és a vízgyűjtő potenciálisan fenyegetett, mezőgazdasági területeire vetítve (kb. 4800ha, 2. táblázat) a 0,79t ha⁻¹ év⁻¹ érték adódik. Mivel ez az érték a fent levezetett durva becslésen alapul, messzemenő következtetések levonására nem alkalmas, nagyságrendként azonban elfogadható. Hangsúlyoznunk kell azonban, hogy ez a talajmennyiség eljutott a vízgyűjtő aljára, vagyis a viszonylag lapos völgyfenék és a patakot néhol határoló töltések dacára belépett az élővizekbe. Az irodalomból ismert, hogy a megmozdított talaj mennyisége sokszorosa a vízzel valóban eltávozó anyagmennyiségnek (Kirkby és Morgan, 1980). Azaz a sankolóban felhalmozott anyag, csak a „jéghegy csúcsa”, a vízgyűjtőn belül ennél sokkal nagyobb anyagmozgások zajlanak.

A sankolót mintázó fúrások

Vizsgálataink szerint e vízszintes rétegek mechanikai összetételének változása nem a sankolóban lejátszódó osztályozási folyamatok, hanem sokkal inkább az aktuális csapadékesemény erodáló hatása miatt következnek be. Valószínűleg egy bizonyos csapadékmennyiség és –intenzitás alatt a vízmosások főképpen anyagszállítóként viselkednek, azaz a lepelerozió által megmozdított feltalajt továbbítják az erózióbázis felé. Ha azonban a csapadék meghalad egy bizonyos intenzitásértéket, a vízmosás maga is erodálódni kezd, és nagy mennyiségű talajképző kőzetet szállít az erózióbázis felé és a sankolóba.

6. A szediment Cs-137 tartalma

Mivel a vizsgált tóban folyamatosan intenzív haltenyésztés folyik, az üledék nem csupán a patak hordalékából képződik. Az üledékképződés ezen „szerves” összetevőjét – a folyamatosan változó technológia és a tenyésztés kezdete óta eltelt hosszú idő miatt – nagyon nehéz számszerűsíteni. Az üledék az ásott szelvény tanúsága szerint teljesen homogén, szürke színű, kis szervesanyag, és nagy agyag-tartalmú. A mintavételi helyek üledékének rétegenkénti Cs-137 aktivitását a 6. táblázat mutatja be.

Az 1. táblázatból jól látható, hogy a IV. sz. halastó esetében a Céziummal szennyezett üledék vastagsága 15 – 20cm között van, a pontos érték a mintavételi határok miatt nem ismert. A kihullás az atombomba kísérletekkel egyidőben, azaz az 1950-es évektől kezdve megindult, következésképpen az elmúlt kb. 50 év üledékének vastagsága nem éri el a 20cm-es vastagságot. Mivel az eloszlás szabályos, feltételezhetjük, hogy a tóban nem játszik jelentős szerepet a felkeveredés és az átrétegződés.

A halastó üledékében a Cs terhelés nem hoz létre olyan szabályos eloszlású profilt, mint a szárazföldi szelvények esetében. Ennek oka, hogy itt teljesen hiányzik a lefelé irányuló vízmozgás, mely a többé-kevésbé kötött szennyezést mozgatni tudná. Nagy valószínűséggel a vízfelszín elérő izotópok jó része már a vízben kötődik a lebegő agyagásványokhoz, és azokkal együtt ülepedik. Az atombomba kísérletek, illetve az azokból származó kihullás nem köthető egy jól definiált időponthoz, ezért itt nem szükségszerű egy viszonylag magas aktivitású, de vékony üledékréteg megléte a szennyezett réteg legalján. A Csernobili katasztrófa valószínűleg létrehozott ilyen réteget a tóban, de a vízgyűjtőről folyamatosan érkező, bombakísérletekből származó izotóptömeg és e feltételezett réteg vékonysága nagyon nehezíti teszi kimutatását.

A tó több mint száz éves múltja és a szennyezett hordalékréteg vékonysága azt sugallja, hogy a tóba csak nagyon csekély mértékű hordalék kerül a vízgyűjtőről. Ennek ellentmondani látszik a tófenék több mint háromszoros aktivitás értéke. Jól ismert, hogy a Cs-137 elsősorban az agyagásványokhoz kötődik. Az agyagásványok méretüknél fogva a vízben nagyon sokáig diszpergálva maradnak és a vízzel együtt eljutnak olyan helyekre is, ahová a görgetett hordalék nem tud. Ez a helyzet a halastavak esetében is, ahová csak a talaj legfinomabb alkotóelemei kerülnek be a patakából. Mivel azonban a nyomjelzésre használt anyag nagy része is hozzájuk kötődik e kevés hordalék nagy aktivitást mutat. Ezért pontos talajelhorás és áthalmazódás értékeket osztályozott szedimentálódás esetén csak nagyon nagy körültekintéssel tehetünk (Chapell, 1999).

Strand et al. (1999) Oroszországban vizsgálták egyes sankolók szedimentjének Cs-137 tartalmát. 27 cm mélységig. A mintázott sankolóknál egymás mellett találtak a mélységgel szabályosan csökkenő aktivitású és a rétegenként eltérő, pulzáló aktivitású szelvényeket. Lu és Higgitt (2001) egy kínai sankoló szedimentjének vizsgálatakor kimutatta a kihullási csúcsokat.

1. táblázat. A mintavételi helyek üledékének Cs-137 aktivitása rétegenként.

Mintavételi hely	Mélység (cm)	Akt. (Bq kg ⁻¹)	St. dev	Akt. (Bq m ⁻²)
halastó	0-5	159.4	2.9	10361.48
	5-10	152.98	3.4	9944.25
	10-15	82.49	5.6	5362.36
	15-20	5.57	7.1	362.07
	20-60	0.2		
	tőzeg	0.2		
	összesen			26030.16
S1	0-20	25.0	0.5	
	20-40	46.4	0.7	
	40-60	9.2	0.3	
	60-80	3.8	0.2	
	80-100	2.8	0.2	
	összesen			11674
S2	0-20	23.5	0.5	
	20-40	30.9	0.5	
	40-60	34.4	0.5	
	60-80	12.4	0.3	
	80-100	7.3	0.3	
	összesen			12615
S3	0-10	26.6	0.6	
	10-20	103.0	0.7	
	20-30	24.7	0.4	
	30-40	11.1	0.3	
	40-50	7.7	0.2	
	50-60	3.8	0.1	
	összesen			15773
S4	0-20	46.8	2	
	20-40	14	0.5	
	40-60	9.2	0.4	
	összesen			16492
S5	0-25	30.2	1.6	
	25-50	3.3	0.2	
	50-80	0.48	0.11	
	80-110	0.07	0.06	
	összesen			10756
S6	0-12	53.2	1.8	
	12-24	1.35	0.1	
	24-36	17.9	0.4	
	összesen			8412

Szembetűnő, hogy a mintavételi helyek mindegyikének esetében jellemző a mélységgel csökkenő Cs-137 izotóp aktivitás. Néhány szelvény esetében a maximum nem a felszínen, hanem valamivel alatta található, de ezek esetében is igaz a mélységgel csökkenő aktivitás érték. Ez alól csak a 2 szelvény kivétel, ahol a maximum a 40-60cm rétegben van. A mechanikai összetétel vizsgálatával meghatározott 3-8cm-es rétegzettség feltételezi a Cs-137 sokkal finomabb eloszlását is, de a mintavétel durvasága miatt ezeket a részleteket nem vizsgáltuk.

Az izotóp aktivitásának változása nem csak függőlegesen, hanem a sankoló hossz tengelye mentén is megfigyelhető. A patak szétterülése után közvetlenül sokkal magasabb területegységre vetített aktivitáskoncentrációkat mértünk, mint a sankoló távolabbi részeiben.

A szemcseösszetétel – szűkebben az agyagtartalom – és a Cs-137 aktivitás között ez esetben nincs közvetlen összefüggés.

A sankolóból származó minták területre vetített aktivitása nagyságrendileg megegyezik a halastó 1m²-ére eső aktivitással. A lényeges különbség, hogy míg a halastó

esetében az aktivitás csak a hordalék felső ~18cm-es rétegében mutatható ki, addig a sankolóban a hasonló aktivitásérték 120cm vastagságú szedimentréteg összes aktivitását jelenti. Ez a különbség jól látható a Bq kg⁻¹ értékek jelentős eltérésében a halastó és a sankoló mintái között.

Ha elfogadjuk a fent kifejtett álláspontot, miszerint a halastó szennyezett hordaléka a sankolóban leülepedett hordalék része, akkor kézenfekvő, hogy a két hordalékot együtt vizsgáljuk (6. táblázat). A halastó és a sankolóban mért értékek átlagát összeadva ~ 39KBq m⁻² aktivitás adódik. Mivel a kihullás zöme a sankolót (~ 6000Bq kg⁻¹) és a halastavakat (7900Bq kg⁻¹) már elkészült állapotukban érte, ezért ez a terhelés „in situ” vagyis nem a leülepedett hordalékkal érkezett, hanem a hordalék a felhalmozódása után/közben további szennyezést kapott a kihullásból. Vagyis, a szediment származási helyének megállapítása szempontjából ez az „in situ” terhelés nem játszik szerepet, tehát értéke levonható. Ezért a vízgyűjtőről származó szediment átlagos aktivitása ~ 33000Bq m⁻².

A bolygatatlan, referencia talajszelvények jellemzője a vízgyűjtőn, hogy a szennyezés a felszíntől távolodva exponenciálisan csökken, 90%-a a felső 10cm-es rétegben található, és nem hatol mélyebbre, mint 20cm.

Kézenfekvő, hogyha a vízgyűjtőn kizárólag a felületi rétegerózió okozna talajelhordást, úgy a sankolót feltöltő hordaléknak nagyon magas aktivitásúnak kellene lennie. Mivel azonban a vízgyűjtőn jelentős a szántóföldek aránya, ahol a talajműveléssel a Cs-137 szennyezés természetes rétegződését összekeverték, homogenizálták, jó közelítéssel vehetjük alapul a talajok felső 20cm-es rétegének egyenletes lepusztulását. Ha tehát azt feltételezzük, hogy a talajpusztulás nem csak a felszínen, hanem a szelvény felső 20cm-es rétegében egyforma intenzitással hat, úgy a sankolóban és a halastóban található ~ 110cm vastag hordalék 33KBq m⁻² aktivitása helyett ~ 46KBq m⁻² értéknek kellene szerepelnie. A mért érték alatta marad a feltételezettnek, eszerint nem csak a felső 20cm-es talajréteg erodálódik egyenletesen, hanem a talajpusztulás mélyebb, a szennyezés által nem érintett rétegeket is lepusztított, ezzel mintegy hígítva a sankolóban és a halastóban található hordalék aktivitását. hiszen a talajpusztulás ezen fajtája képes a felszín alatti rétegek elhordására. Ezen általános példa mellett a mintavételi pontokon tapasztalt eredményeket a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat. A mért és modellezett aktivitásértékek összehasonlítása a mintavételi helyeken.
(Korr.A = Mért – kihullás a sankolóra (~6000Bq); Korr.A2 = Korr.A + halastó; Feltalaj = felső 20cm-es talajréteg)

Minta hely	Kihullás Bq m ⁻²	∑ mért aktivitás Bq m ⁻² 110cm ⁻¹	Korrigált aktivitás	Korrigált aktivitás2 Bq m ⁻² 130cm ⁻¹	Modell	Feltalaj aránya %
S1	7900	11674	5674	23774	51350	47
S2	7900	12615	6615	24715	51350	49
S3	7900	15773	9773	27873	51350	55
S4	7900	16492	10492	28592	51350	56
S5	7900	10756	4756	22856	51350	45
S6	7900	8412	2412	20512	15800	131

A „Feltalaj aránya” oszlopban szereplő értékek megmutatják, hogy az egyes mintavételi pontokon felgyülemlett hordalék mekkora hányada származik a vízgyűjtő felső 20cm-es talajrétegének lepusztulásából. Az S6 pont irreális értékét az okozza, hogy e pont közvetlenül a sankolót lezáró műtárgy mellett van, itt az eredeti talajszint csak néhány cm-es ülepedést tett lehetővé. Az innen származó minta felső ~10cm-es része hordalék, az ez alatti részek pedig az eredeti talajszelvény tetejéhez tartoznak. A többi vizsgálati pont értékét átlagolva elmondhatjuk, hogy igen durva becslés alapján a sankolóban lévő hordalék fele

származik a felső talajrétegből, a másik fele az altalaj lepusztulásának terméke. Ebből pedig az következik, hogy a vízgyűjtőn meghatározó szerepe kell, hogy legyen a vonalas erózióknak,

7. Következtetések

Valószínűsíthető, hogy a vízgyűjtőn lepusztuló talaj nagy része a lepelerozió hatására erodálódik, ám az így keletkező hordalék jelentős része nem lép ki a vízgyűjtőből, hanem azon belül rakódik le. A vízgyűjtőt elhagyó anyagmennyiségben már sokkal nagyobb arányban található a vonalas erózió által lepusztított hordalék. Vizsgálataink szerint a vízgyűjtőt elhagyó hordalék fele altalaj eredetű. Ez a tény a vonalas erózió sokat hangsúlyozott szállító szerepe mellett a talajvesztés jelentős forrásaként is e folyamatot jelöli meg.

A sankolóban lévő szediment mennyisége, illetve a feltelés üteme feltétlenül szükségessé teszi egy újabb hordalékfogó telepítését a Tetves-patakra. Stratégiaileg pedig nagyobb odafigyelést kíván a vonalas eróziós formák megkötésére, stabilizálására.

Irodalom

- BEGON, M., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R. 1996: Ecology. Third Edition. Blackwell Science Malden, USA., p. 715.
- BOUHLASSA, S., AZENFAR, A., MACHROUH, A. 1995: Caesium fallout as a tracer of erosion-sedimentation in big catchment. Appl. Radiat. Isot. 46 (6-7): 659-660.
- CHAPPELL, A., WARREN, A., OLIVER, M. A., CHARLTON, M. 1998: The utility of ^{137}Cs for measuring soil redistribution rates in south-west Niger. Geoderma 81 (3-4): 313-337.
- CHAPPELL, A. 1999: The limitations of using ^{137}Cs for estimating soil redistribution in semi-arid environments. Geomorphology 29 (1-2): 135-152.
- CONNOR, D. M., HINTON, T. G., BELL, C. M. 1997: Variance partitioning as a guide for sampling and comparing spatial distributions of Hg and Cs-137 in sediments. The Science of the Total Environment 206 (2-3): 167-176.
- CSEPIN SZKY B., CSISZÁR B., JAKAB G., JÓZSA S. 1998: A Balaton három vízgyűjtő-területén domináns talajok vizsgálata eső-szimulátorral. Jelentés FVM 22.626/96
- CSEPIN SZKY B., DEZSŐ Z., JAKAB G., JÓZSA S. 1999: Az eróziós kutatás lehetőségei a légkörből kihullott radioaktív anyagok követésével - A sugárzástechnika mező- és élelmiszeripari alkalmazása VI. szimpózium, Szarvas Különszám, pp. 61-66.
- CSEPIN SZKY B. (szerk) 2003: A légkörből kihullott radioaktív anyagok követésén alapuló új erózió-kutatási módszer alkalmazhatóságának vizsgálata a Balaton vízgyűjtő-területén. Jelentés, FVM, KF- 289/1.
- DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG 1998: A Balatoni Intézkedési Terv 1068/1996. (VI. 21.) Kormányhatározat végrehajtása A Balaton vízgyűjtőn folytatott mezőgazdasági tevékenység hatásának vizsgálata, mintavízgyűjtők, Tetves-patak kisvízgyűjtő. Pécs
- DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985: Tetves-patak Vízgazdálkodási – Környezeti Tanulmánya. Pécs
- FITZPATRICK, E. A. 1986: An introduction to soil science Second Edition. Longman Scientific & Technical Harlow, UK., p. 147.
- GOVERS, G., QUINE, T. A., DESMET, P. J. J., WALLING, D. E. 1996: The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. Earth surface processes and landforms 21 (10): 929-946.
- JAKAB G., SZALAI Z. 2005: Barnaföld erózióérzékenységének vizsgálata esőztetéssel a tetves-patak vízgyűjtőjén. Tájékológiai Lapok 3 (1): 177-189.
- KERTÉSZ Á., CENTERI CS. 2006: Soil erosion in Hungary In: BORDMAN, J.; POUSEN, J.: Soil erosion in Europe. Wiley, UK. Megjelenés alatt
- KILLHAM, K. 2001: Soil ecology. Cambridge University Press, pp. 175-176.
- KIRKBY, M. J., MORGAN, R. P. C. 1980: Soil erosion, John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- KOBLINGERNÉ BOKORI E., SZERBIN P., KOBLINGER L., UGRON Á., STÚR D. 1995: Cs¹³⁷ és Sr⁹⁰ izotópok vándorlásának vizsgálata különböző hazai talajtípusokon. Agrokémia és talajtan 44 (1-2): 125-137.
- LU, X. X. – HIGGITT, D. L. 2000: Estimating erosion rates on sloping agricultural land in the Yangtze Three Gorges, China, from caesium-137 measurements. Catena 39 (1): 33-51.

- LU, X. X., HIGGITT, D. L. 2001: Sediment delivery to the Three Gorges 2: Local response *Geomorphology* 41., pp. 157–169.
- MABIT, L., BERNARD, C. 1998: Relationship between soil ^{137}Cs inventories and chemical properties in a small intensively cropped watershed. *Earth & Planetary Sciences* 327 (8): 527-532.
- OWENS, P. N., WALLING, D. E. 1996: Spatial variability of Caesium-137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe. *Applied Radiation and Isotopes* 47 (7): 699-707.
- PANIN, A. V., WALLING, D. E., GOLOSOV, V. N. 2001: The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl derived Cs^{137} : a case study of the Lapki catchment, Central Russia. *Geomorphology* 40 (3-4): 185-204.
- PORTO, P., WALLING, D. E., FERRO, V. 2001: Validating the use of caesium-137 measurements to estimate soil erosion rates in a small drainage basin in Calabria, Southern Italy. *Journal of Hydrology* 248 (1-4): 93-108.
- QUINE, T. A., WALLING, D. E., CHAKELA, Q. K., MANDIRINGANA, O. T., ZHANG, X. 1999: Rates and patterns of tillage and water erosion on terraces and contour strips: evidence from caesium-137 measurements. *Catena* 36 (1-2): 115-142.
- QUINE, T. A. 1999: Use of caesium-137 data for validation of spatially distributed erosion models: the implications of tillage erosion. *Catena* 37 (3-4): 415-430.
- STRAND, P., BROWN, J. E., DROZHKO, E., MOKROV, YU., SALBU, B., OUGHTON, D., CHRISTENSEN, G. C., AMUNDSEN, I. 1999: Biogeochemical behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the artificial reservoirs of Mayak PA, Russia. *The Science of the Total Environment* 241 (1-3): 107-116.
- SZERBIN P., KOBLINGER-BOKORI E., VÉGVÁRI I., UGRON Á. 1999: Caesium-137 migration in Hungarian soils. *The Science of the Total Environment* 227 (2-3): 215-227.
- TÓTH A. 2004. Egy dél-balatoni vízgyűjtő (Tetves-patak) környezetállapotának vizsgálata a természeti erőforrások védelmének céljából Doktori értekezés ELTE
- WICHEREK, S. P., BERNARD, C. 1995: Assessment of soil movements in a watershed from Cs-137 data and conventional measurements (example: the Parisian Basin) *Catena* 25 (1-4): 141-151.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. 1978: Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning – USDA Agricultural Handbook 537, US Government Printing Office, Washington D. C.