LÉVAI PROJEKT

A KÖRNYEZETI HATÁSTANULMÁNY ÖSSZEÁLLÍTÁSÁT MEGALAPOZÓ SZAKTERÜLETI VIZSGÁLATI ÉS ÉRTÉKELÉSI PROGRAMOK KIDOLGOZÁSA ÉS VÉGREHAJTÁSA

Zárójelentés

AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉNEK JELLEMZÉSE

MVM Zrt szerződésszám: MVM TEVH/11C00039

MVM ERBE Zrt szerződésszám: S 11 122 0

„A környezeti hatástanulmány összeállítását megalapozó szakterületi vizsgálati és értékelési programok kidolgozása és végrehajtása”

MVM Zrt szerződésszám: MVM TEVH/11C00039
MVM ERBE Zrt szerződésszám: S 11 122 0

A szakterületi vizsgálati és értékelési programok kidolgozásában közreműködő szervezetek:

	MVM ERBE Zrt. Környezetvédelmi Osztály Építészeti és Tervezési Osztály Akkreditált Méréstechnikai Laboratórium Minőségellenőrzési és Minőségbiztosítási Osztály
	Központi Statisztikai Hivatal Népességtudományi Kutató Intézet
	Országos Meteorológiai Szolgálat Éghajlati Osztály Megfigyelési Főosztály Földfelszíni Megfigyelések Osztálya Módszerfejlesztési Osztály
	Golder Associates (Magyarország) Zrt.
	VITUKI Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet Nonprofit Kft.
	VITUKI Hungary Kft.
	Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék
	Isotoptech Zrt.
	Kék Csermely Kft.
	Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet Sugáregészségügyi Főosztály I. Munkahelyi Sugáregészségügyi Osztály Lakossági Környezetegészségügyi Osztály Sejt- és Immun-Sugárbiológiai Osztály
	Országos Környezetegészségügyi Intézet Környezetegészségügyi Főosztály Levegőhigiénés Osztály
	Tölgy Természetvédelmi Egyesület
	Nagy János György

Projektvezető:

Rudi Zsuzsanna
Környezetvédelmi osztályvezető

Jóváhagyó:

Dohán Farkas
Vezérigazgató

Módosítások

Módosítás jele	Módosított fejezet, oldal	Változtatás jellege	Dátum	Aláírás

ELŐZMÉNYEK

„A környezeti hatástanulmány összeállítását megalapozó szakterületi vizsgálati és értékelési programok kidolgozása és végrehajtása" tárgyú szerződés keretében vizsgálandó szakterületi programok és alprogramok a következők:

I. Telephely jellemzése

II. Időjárási jellemzők

a) Meteorológia

b) Mikro- és mezoklíma a telephely környezetében

III. Földtani közeg, felszín alatti és felszíni vízi környezet jellemzése

a) Földtani közeg bemutatása és jellemzése

b) Felszín alatti vízi környezet bemutatása és jellemzése

c) Telephely hidrológiai jellemzése

d) Duna és egyéb felszíni vizek állapota

e) Duna medrének és partfalának állapota

IV. Környezeti radioaktivitás általános jellemzése

V. Zaj- és rezgésterhelés felmérése

VI. Levegőminőség felmérése

VII. Élővilág állapotának jellemzése

a) Élővilág sugárterhelésének jellemzése (kivéve a humán sugárterhelést)

b) Minta értékű biomonitoring vizsgálatok végrehajtása

VIII. Lakosság állapotának jellemzése

a) Lakosság sugárterhelésének meghatározása

b) A telephely környezetében élők egészségügyi állapotának meghatározása

Egyes szakterületi programok, programcsoportok a környezeti hatásvizsgálat mellett a telephely engedélyeztetését is megalapozzák. Ezek az alábbiak:

Telephely jellemzése
Időjárási jellemzők
Földtani közeg, felszín alatti és felszíni vízi környezet jellemzése
Környezeti radioaktivitás általános jellemzése

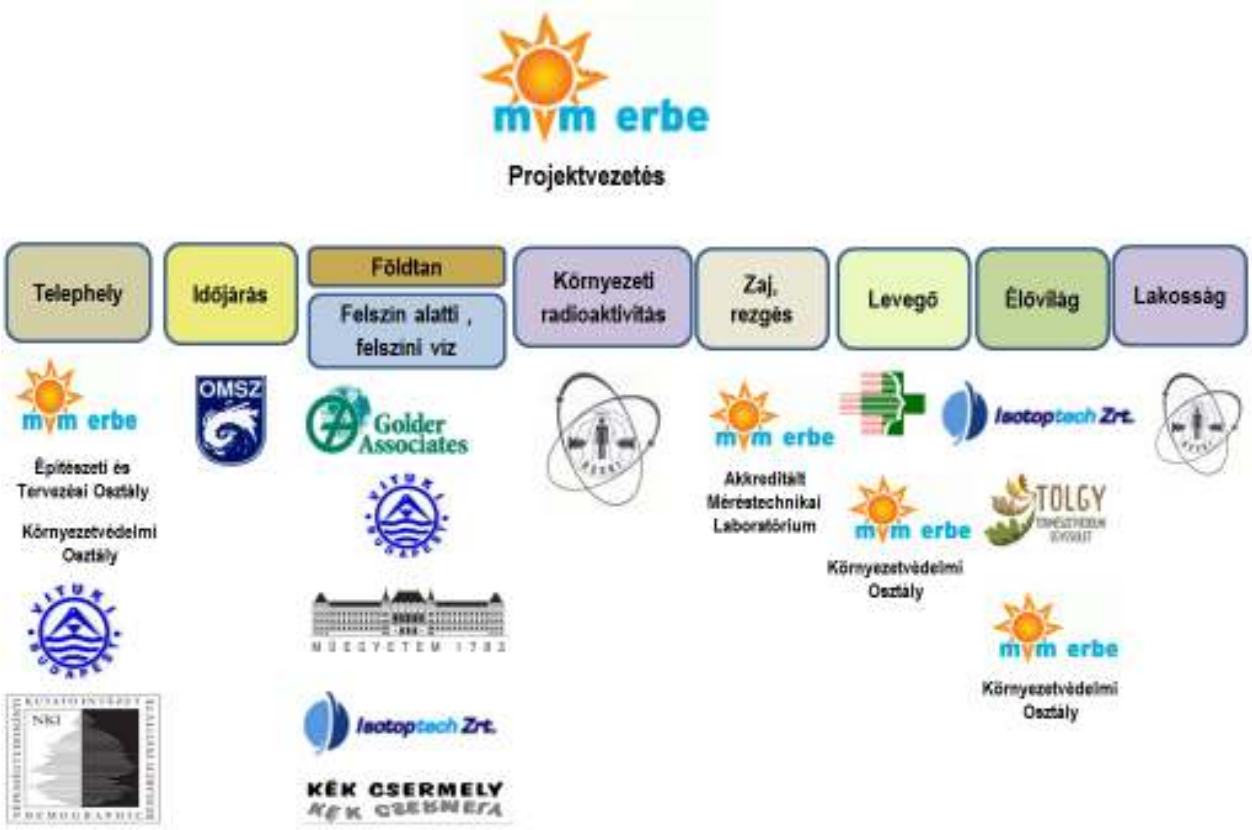
E szakterületi programok kidolgozása és végrehajtása során különös tekintettel voltunk arra, hogy a Szerződésben részletesen rögzített műszaki tartalom pontjai a 118/2011. (VII. 11.) Kormányrendelet alapján összeállítandó Telephely engedélyeztetési dokumentáció releváns fejezeteit a szerződésünkben rögzített terjedelemig megalapozzák.

Mind a Környezeti hatásvizsgálat, mind a Telephely engedélyeztetési dokumentáció – az ezen szerződés keretében kidolgozott szakterületi programokat is alapul véve - később készül el.

Két szakterületi programcsoport, az **Időjárási jellemzők** és a **Földtani közeg, felszín alatti és felszíni vízi környezet jellemzése** programcsoportok esetén a Szerződés célként jelölte meg a tervezési alaphoz történő felhasználást is.

SZAKTERÜLETI VIZSGÁLATI ÉS ÉRTÉKELÉSI PROGRAMOK

A szerződés keretében vizsgálandó fenti feladatsor igen sok szakterületet felölelő program, melynek végrehajtásához széles szakmai együttműködés szükséges. Ennek érdekében az MVM ERBE Zrt. (ERBE) szakmailag elismert, megfelelő referenciával rendelkező, minősített szakmai alvállalkozókat bevonva dolgozta ki a feladatait. A szakterületenként együttműködő szakmai szervezetek rendszere az alábbiak szerint alakult.



ALAPADATOK

A munkák megkezdéséhez a Lévai Projekt adatszolgáltatásként rendelkezésre bocsátotta az alábbi dokumentációkat:

- a telephely és környezete alapállapotának korábbi vizsgálati és értékelési eredményeit,
- az atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyezéséhez végzett vizsgálatokat,
- a vizsgálatokról készült zárójelentéseket,
- az üzemidő hosszabbítás Környezeti hatástanulmányát,
- az új blokkra vonatkozó Előzetes konzultációs dokumentációt.

A telephely alapállapotának új vizsgálatokkal történő felmérése és jellemzése a korábbi vizsgálatok kiegészítése, folytatása mindazon esetekben, ahol ezt szakmai vagy jogszabályváltozásból adódó indokok nem zárják ki és a korábbi adatok hozzáférhetőek.

Az alapadatokat áttekintve számos szakterület esetében további adatszolgáltatási igény merült fel, az adatszolgáltatás folyamatosan bővült.

EGYSÉGES KERETPROGRAM – MINŐSÉGTERV

Az ERBE. összeállította az érintett szakterületek és programok tartalmát tekintve szerteágazó szakterületi vizsgálati és értékelési programok Egységes Keretprogramját, valamint Minőségtervét.

Az MVM Lévai Projekt részére átadott dokumentációkat az MVM Lévai Projekt, az MVM Zrt. Környezetvédelmi Osztálya, a Paksi Atomerőmű (PA) Környezetvédelmi Osztálya és Vegyészeti Főosztálya részvételével lefolytatott zsűri elfogadta.

Hatósági egyeztetés

Az Egységes Keretprogram szakmai tartalmát a Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügy Felügyelőség (DdKTVF) véleményezte és a szakmai programot megfelelőnek találta.

MÓDSZERTANI ÉS KRITÉRIUM DOKUMENTUMOK (MKD – TMKD)

Az Egységes Keretprogramból, a Minőségtervből valamint az egyes szakterületekre meghatározott vizsgálati és értékelési terjedelemből kiindulva, az egyes programok kapcsolatát is figyelembe véve az ERBE szakmai alvállalkozóival együttműködve összeállította az egyes szakterületi vizsgálati és értékelési programok módszertani és kritérium dokumentumait, a környezeti hatásvizsgálatot megalapozó MKD-t, valamint a telephely engedélyeztetést megalapozó TMKD-t.

Az MVM Lévai Projekt részére átadott dokumentációkat az MVM Lévai Projekt, az MVM Zrt. Környezetvédelmi Osztálya, a PA Zrt. Környezetvédelmi Osztálya valamint Vegyészeti Főosztálya részvételével megtartott zsűrik elfogadták.

ZÁRÓJELENTÉS

Az új atomerőművi blokkok környezeti hatásvizsgálatát megalapozó szakterületi vizsgálati és értékelési programok végrehajtásának alapja a jóváhagyott Egységes Keretprogram, az MKD, valamint a TMKD.

A korábbi vizsgálatok és az egyes feladatok specialitásainak figyelembe vétele okán adódott a program alábbi 16 alprogramra osztása.

1. *A telephely jellemzése*
2. *Az időjárás jellemzése*
3. *A földtani közeg bemutatása és jellemzése*
4. *A felszín alatti vízi környezet bemutatása és jellemzése*
5. *A telephely hidrológiai jellemzése*
6. *A telephely hidrológiai modellezése*
7. *Duna és egyéb felszíni vizek állapota*
8. *Duna medrének és partfalának állapota*
9. *A környezeti radioaktivitás általános jellemzése*
10. *A zaj- és rezgésterhelés felmérése*
11. *A levegőminőség felmérése*
12. *Az élővilág sugárterhelésének jellemzése (kivéve a humán sugárterhelést)*
13. *Minta értékű biomonitoring vizsgálatok - Zoológia*
14. *Minta értékű biomonitoring vizsgálatok - Botanika*
15. *A lakosság sugárterhelésének meghatározása*
16. *A telephely környezetében élők egészségügyi állapotának meghatározása*

A jelen Zárójelentés is e 16 szakterületi alprogram szerint foglalja össze a vizsgálatokat, elemzéseket és azok eredményeit.

AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉNEK JELLEMZÉSE

Aláírólap

Az Élővilág sugárterhelésének jellemzése című szakterületi programot az *Isotoptech Zrt.* dolgozta ki.

A zárójelentés elkészítésében közreműködő szakértők:

Név	*Beosztás*	*Aláírás*
Veres Mihály	*vezérigazgató*	
Dr. Dezső Zoltán	tudományos főmunkatárs	
Czébely Andrea	tudományos munkatárs	
Vilmányi Csaba	tudományos munkatárs	
Bihari Árpád	tudományos munkatárs	
Janovics Róbert	tudományos munkatárs	

Tartalomjegyzék

12 AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉNEK JELLEMZÉSE 20

12.1 A vizsgálat célja 20

12.2 A vizsgálat terjedelme 20

12.3 A vizsgálati területek lehatárolása 21

12.4 A környezeti jellemzők bemutatása 26

12.5 Jogszabályi háttér 27

12.6 Alapadat források, előírások, szabályozások 29

12.6.1 Alapadatok 29
12.6.2 MVM Lévai Projekt által átadott dokumentációk 29
12.6.3 Szakirodalom 29
12.6.4 Hivatalos statisztikák, adattárak 30
12.6.5 Szoftverek 30
12.6.6 Ajánlások 30
12.6.7 Szabványok 30
12.6.8 Szabályzatok, tervek 31
12.6.9 Munkautasítások (felsorolás) 31
12.6.10 Tanúsítványok 32

12.7 Az alkalmazott módszertan 32

12.7.1 Az ERICA eszköztár 32
12.7.2 Környezeti (biológiai) minták vétele, feldolgozása és mérése 35

12.8 A rendelkezésre álló adatok, információk kritikai feldolgozása, értékelése 40

12.8.1 Az alapadatok forrása 40
12.8.2 A felhasznált alapadatok áttekintése 41
12.8.3 Szárazföldi élőhelyek 42
12.8.4 Vízi élőhelyek 60
12.8.5 A szárazföldi és vízi élőhelyek levegőkörnyezete 82
12.8.6 Az élővilágra vonatkozó radioaktivitási mérések az adatbázisokban 95

12.9 Az élővilág sugárterhelésére vonatkozó irodalom kritikai feldolgozása 101

12.9.1 Koncentráció arány információk kritikai feldolgozása, értékelése 101
12.9.2 Megoszlási hányados információk kritikai feldolgozása, értékelése 115

12.10 Biológiai minták mérése 119

12.10.1 Mintavételezés és mérés indoka 119
12.10.2 A CR-ek kísérleti meghatározásának indoklása 120
12.10.3 Saját radiológiai vizsgálatok a kijelölt élőhelyeken 122

12.11 Az élővilág sugárterhelésének jellemzése 142

12.11.1 A referencia élőlény koncepció bemutatása 142
12.11.2 Az ERICA Integrált Szemlélet bemutatása 165
12.11.3 Az élővilág sugárterhelésének becslése a Paksi Atomerőmű környezetében 172

12.12 Összefoglalás 193

Ábrajegyzék

12.3.1. ábra Élőhely vizsgálati területek a Paksi Atomerőmű körül. 22
12.3.2. ábra A nukleáris környezetellenőrzés helyszínei a Paksi Atomerőmű körül. 24
12.3.3. ábra Az A1 állomás környezetéről 2011. szeptemberben készült űrfelvétel. 25
12.3.4. ábra Az A6 állomás környezetéről 2011. szeptemberben készült űrfelvétel. 25
12.3.5. ábra Az A8 állomás környezetéről 2011. szeptemberben készült űrfelvétel. 26
12.8.1. ábra Az antropogén eredetű ^{137}Cs-izotóp koncentrációjának időbeli alakulása az A6 állomás környezetében. 53
12.8.2. ábra Az antropogén eredetű ^{137}Cs izotóp koncentrációjának időbeli alakulása az A1 állomás környezetében. 58
12.8.3. ábra Szektorbeosztás a Paksi Atomerőmű körül. 61
12.8.4. ábra: A ^{90}Sr aktivitáskoncentrációjának időbeli alakulása a Melegvíz-csatorna vizében. 69
12.8.5. ábra A ^{137}Cs fogyása a Melegvíz-csatorna üledékében. 72
12.8.6. ábra A Duna mederüledéke ^{137}Cs szennyezettségének ^{40}K-tartalom függő alakulása. 76
12.8.7. ábra A ^{7}Be aktivitáskoncentrációjának hosszú távú alakulása. 83
12.8.8. ábra A ^{7}Be hosszú távú átlagos koncentrációjának éves alakulása az A1 állomáson. 84
12.8.9. ábra A ^{7}Be levegőbeli aktivitáskoncentrációjának időbeli változása a paksi erőmű környezetében. 86
12.8.10. ábra A trícium kibocsátási sebessége az idő függvényében az A1, A6 és A8 állomások irányába. 89
12.8.11. ábra A radiokarbon kibocsátás időbeli alakulása az A1, A6, és A8 állomások irányába. 89
12.8.12. ábra A jód-izotópok kibocsátási sebességének időbeli változásai egyes mérőállomások irányába. 90
12.8.13. ábra Az A1, A6 és A8 állomások irányába történő ^{137}Cs kibocsátás sebességének időfüggése. 90
12.8.14. ábra A radiokarbon koncentrációjának szezonális alakulása a Paksi Atomerőmű környezetében. 91
12.8.15. ábra A ^{7}Be kihullás sokéves átlagának szezonális alakulása az A1, A6 és A8 állomásokon. 94
12.10.1. ábra Talajminta vétele a 20-25 cm-es szelvényből az A1 állomás környezetében. 123
12.10.2. ábra Mintavételi pont rögzítése kézi GPS készülékkel az A1 állomáson. 123
12.10.3. ábra Selyemkóró (jobbra) és csiga (balra) gyűjtése az A1 mérőállomás mellett. 124
12.10.4. ábra Aranyvessző szedése az erőmű ipari vágánya mentén. 124
12.10.5. ábra Fenyő mintázása az A1 mérőállomás körüli élőhelyen. 125
12.10.6. ábra Mintavételi hely az A6-os mérőállomás környezetében. 125
12.10.7. ábra Moha-telep egy kidőlt, korhadó fatörzsön az A6 állomás közelében. 126
12.10.8. ábra Az A8 körüli élőhely látképe a talaj-mintavételi helyről. 126
12.10.9. ábra Iszapminta előkészítése rétegekre bontásra. 130
12.10.10. ábra Pontos geometriájú korong-minta növényi hamuból előállítva. 131
12.11.1. ábra A radionuklidok mozgását befolyásoló folyamatok az ökoszisztémában (Whicker & Shultz, 1982). 154
12.11.2. ábra Szárazföldi expozíciós útvonalak 155
12.11.3. ábra Kitettség-válasz kapcsolatok ökotoxicitási teszteknél. 159
12.11.4. ábra Az EDR_{10} származtatása. 161
12.11.5. ábra A HDR_5 származtatása. 162
12.11.6. ábra SSD görbe egy átlagos ökoszisztémában krónikus külső γ-sugárzás hatásának vizsgálata alapján. 163
12.11.7. ábra Limitáló organizmusok kitettség megoszlása taxononként szárazföldi ökoszisztémában 63 radionuklidra. 164
12.11.8. ábra Limitáló organizmusok kitettség megoszlása taxononként édesvízi ökoszisztémában 63 radionuklidra. 164
12.11.9. ábra Az ICRP által definiált DCRL a RAPs csoportokra. 165
12.11.10. ábra Mesterséges radionuklidok dózisteljesítményének valószínűségi eloszlása az A1 állomás fűmintáira. 185
12.11.11. ábra Mesterséges radionuklidok dózisteljesítményének valószínűségi eloszlása az A6 állomás fűmintáira. 185
12.11.12. ábra Mesterséges radionuklidok dózisteljesítményének valószínűségi eloszlása az A8 állomás fűmintáira. 185

Táblázatjegyzék

12.7.1-1. táblázat Az ERICA programban vizsgált fajok. ... 34
12.7.1-2. táblázat Az ERICA program izotópkönyvtára. ... 35
12.8.2-1. táblázat A rendelkezésre bocsátott alapadatok összegzése. ... 41
12.8.3-1. táblázat Talajminták radioaktivitása az A8 állomás környezetében. ... 43
12.8.3-2. táblázat Az atomerőműtől 3.5 km-re, DK-re gyűjtött talajminták radioaktivitása. ... 45
12.8.3-3. táblázat A8 állomáson vett fűmintából mért radionuklid koncentrációk. ... 46
12.8.3-4. táblázat Az atomerőműtől 3.5 km-re, DK-re gyűjtött fűminták radionuklid koncentrációja. ... 49
12.8.3-5. táblázat Az atomerőműtől 3.5 km-re, DK-re gyűjtött gyomnövények radionuklid koncentrációja. ... 50
12.8.3-6. táblázat A talaj radioaktivitása az A6 állomás környezetében. ... 52
12.8.3-7. táblázat Fűminták radioaktivitása az A6 állomás környezetében. ... 55
12.8.3-8. táblázat A talaj radioaktivitása az A1 állomás környezetében. ... 57
12.8.3-9. táblázat Fűminták radioaktivitása az A1 állomás környezetében. ... 60
12.8.4-1. táblázat Néhány ritkán előforduló radionuklid koncentrációja a Melegvíz-csatornában. ... 62
12.8.4-2. táblázat Néhány rendszeresen előforduló radionuklid koncentrációja a Melegvíz-csatornában. ... 68
12.8.4-3. táblázat A trícium aktivitáskoncentrációja a Melegvíz-csatornában. ... 71
12.8.4-4. táblázat Természetes és mesterséges radionuklidok aktivitáskoncentrációja a Melegvíz-csatorna üledékében. ... 73
12.8.4-5. táblázat Melegvíz-csatorna alatt a Duna vízéből mért trícium aktivitáskoncentráció. ... 74
12.8.4-6. táblázat Melegvíz-csatorna alatt dunai alga mintából mért radionuklid koncentrációk. ... 75
12.8.4-7. táblázat Melegvíz-csatorna alatti Duna iszapjából mért radionuklidok aktivitáskoncentrációja. ... 75
12.8.4-8. táblázat Gamma-sugárzó radionuklidok koncentrációja a Duna vizében. ... 77
12.8.4-9. táblázat Radionuklidok koncentrációja a Duna vizében Mohácsnál, mBq/l. ... 79
12.8.4-10. táblázat Kondor-tóból származó iszapminták radioaktivitása. ... 80
12.8.4-11. táblázat A Kondor-tó vízének trícium aktivitáskoncentrációja. ... 81
12.8.5-1. táblázat A ^{7}Be-izotóp levegőbeli aktivitáskoncentrációja március közepén az A1 állomáson. ... 83
12.8.5-2. táblázat A ^{7}Be levegőbeli aktivitáskoncentrációja a nyár közepén az A1 állomáson. ... 84
12.8.5-3. táblázat A ^{7}Be koncentrációjának szezonális alakulása néhány állomáson hosszú időtávú átlagok alapján. ... 86
12.8.5-4. táblázat A kibocsátási sebesség radionuklidonkénti alakulása az A1 állomás környezetének irányába. ... 87
12.8.5-5. táblázat A kibocsátási sebesség radionuklidonkénti alakulása az A6 állomás környezetének irányába. ... 88
12.8.5-6. táblázat A kibocsátási sebesség radionuklidokkénti alakulása az A8 állomás környezetének irányába. ... 88
12.8.5-7. táblázat A légkörbe kibocsátott izotópok terjedésének számításához használandó kibocsátási sebesség adatok. ... 90
12.8.5-8. táblázat A levegőpára trícium koncentrációjának éves átlagai néhány állomás környezetében. ... 92
12.8.5-9. táblázat Az erőmű becsült járuléka az egyes állomásokon. ... 93
12.8.6-1. táblázat A PA laboratóriumában mért halminták radionuklid koncentrációi. ... 96
12.8.6-2. táblázat Az ERŐTERV-OSSKI mérési adatai nyers tömegre számítva a könnyen mérhető radionuklidokra. ... 98
12.8.6-3. táblázat Az ERŐTERV-OSSKI mérési adatai nyers tömegre számítva a földkérgi radionuklidokra. ... 98
12.8.6-4. táblázat Az ERŐTERV-OSSKI növényekre kapott mérési adatai a könnyen mérhető radionuklidokra. ... 99
12.8.6-5. táblázat Az ERŐTERV_OSSKI növényekre vonatkozó mérési adatai az U- és Th-sor tagjaira. ... 99
12.8.6-6. táblázat Az Isotoptech mért adatai a természetes és mesterséges eredetű radionuklidokra vízi élőlényekben. ... 100
12.8.6-7. táblázat Az Isotoptech mért adatai a természetes és mesterséges radionuklidokra szárazföldi élőlényeken ... 100
12.8.6-8. táblázat Az Isotoptech élőlényekre mért adatai vízi élőlényekre, nyers tömegre vonatkoztatva. ... 101
12.9.1-1. táblázat Békák CR értékei. l/kg_{nedves} ... 103
12.9.1-2. táblázat Rovarlárvák CR értékei. l/kg_{nedves} ... 104
12.9.1-3. táblázat Halak CR értékei. l/kg_{nedves} ... 105
12.9.1-4. táblázat Kagylók CR értékei. l/kg_{nedves} ... 106
12.9.1-5. táblázat Csigák CR értékei. l/kg_{nedves} ... 107
12.9.1-6. táblázat Edényes növények CR értékei. l/kg_{nedves} ... 108
12.9.1-7. táblázat Fitoplanktonok CR értékei. l/kg_{nedves} ... 109
12.9.1-8. táblázat Repülő rovarok (ízeltlábúak) CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 111
12.9.1-9. táblázat Talajlakó gerinctelenek (gyűrűsféregek) CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 111
12.9.1-10. táblázat Csigák (puhatestűek) CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 111
12.9.1-11. táblázat Kétéltűek CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 112
12.9.1-12. táblázat Hüllők CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 112
12.9.1-13. táblázat Madarak CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 112
12.9.1-14. táblázat Kis- és nagytestű emlősök CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 113

12.9.1-15. táblázat Zuzmók és mohák CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 113
12.9.1-16. táblázat Lágyszárú növények CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 114
12.9.1-17. táblázat Fás szárú növények CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$ ... 114
12.9.2-1. táblázat Kobalt K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg. ... 116
12.9.2-2. táblázat Cézium K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg. ... 116
12.9.2-3. táblázat Mangán K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg. ... 117
12.9.2-4. táblázat Stroncium K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg. ... 118
12.10.1-1. táblázat Eredetileg tervezett mintavételek szárazföldi élőhelyekről ... 119
12.10.1-2. táblázat Eredetileg tervezett mintavételek vízi élőhelyekről ... 120
12.10.2-1. táblázat Fenéklakó halak CR értékei. ... 121
12.10.2-2. táblázat Füvek, gyom- és gyógynövények CR értékei ... 121
12.10.3-1. táblázat Mintavételek az A1-es állomás környezetéből. ... 128
12.10.3-2. táblázat Mintavételek az A6-os állomás környezetéből. ... 128
12.10.3-3. táblázat Mintavételek az A8-as állomás környezetéből. ... 128
12.10.3-4. táblázat Mintavételek az V2-es Melegvíz-csatorna alatti Duna szakaszról. ... 129
12.10.3-5. táblázat Mintavételek az V2-es Melegvíz-csatorna torkolatával szemközti Duna szakaszról. ... 129
12.10.3-6. táblázat Mintavételek az V2-es meleg víz csatornából. ... 129
12.10.3-7. táblázat Mintavételek az Kondor-tóból. ... 129
12.10.3-8. táblázat Mintavételek az A6-A8 közötti területről. ... 129
12.10.3-9. táblázat A1 körüli élőhely, réteges talajminta (T1) és átlag talajminta (T2) radionuklid koncentrációi. ... 132
12.10.3-10. táblázat Növényminták radionuklid koncentrációi az A1 körüli élőhelyen. ... 133
12.10.3-11. táblázat A6 körüli élőhely, réteges talajminta radionuklid koncentrációi. ... 134
12.10.3-12. táblázat Növényminták radionuklid koncentrációi az A6 körüli élőhelyen. ... 134
12.10.3-13. táblázat A8 körüli élőhely mérési eredményei. ... 135
12.10.3-14. táblázat A vadkacsára és vaddisznóra mért radionuklid koncentrációk összefoglalása. ... 136
12.10.3-15. táblázat V2 torkolatától kb. 100 m-re vett réteges iszapminta radionuklid koncentrációja. ... 136
12.10.3-16. táblázat A V2 alatti Duna szakaszról szedett Isz2 jelű minta radionuklid koncentrációi. ... 137
12.10.3-17. táblázat V2 torkolatával szemközti Duna szakasz, réteges iszapminta (Isz3). ... 138
12.10.3-18. táblázat V2 alatti Duna-szakasz, víz és élőlények aktivitáskoncentrációi. ... 138
12.10.3-19. táblázat V2 torkolatával szemközti Duna szakaszon mintázott fajok mérési eredményei. ... 139
12.10.3-20. táblázat Melegvíz-csatornában mért víz, átlag iszapminta és élőlény aktivitáskoncentrációk. ... 140
12.10.3-21. táblázat A Kondor-tóból vett iszapminta radionuklid koncentrációi a mélység függvényében. ... 141
12.10.3-22. táblázat Kondor-tóból származó halminta radionuklid leltára. ... 141
12.11.1-1. táblázat Szárazföldi élőhelyeken kijelölt élőlények megfeleltetése a referencia szervezetekkel. ... 143
12.11.1-2. táblázat Édesvízi élőhelyeken kijelölt élőlények megfeleltetése a referencia szervezetekkel. ... 143
12.11.1-3. táblázat A referencia állatok és növények populációs jellemzői. ... 153
12.11.1-4. táblázat Az expozíció hatásai a referencia állatok/növények populációira ... 158
12.11.2-1. táblázat Alapértelmezett elemek és radionuklidok az ERICA programban. ... 166
12.11.3-1. táblázat Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken. ... 173
12.11.3-2. táblázat Vegyes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken. ... 173
12.11.3-3. táblázat Becsült aktivitáskoncentrációk az élőlényekben egyes természetes radionuklidokra. ... 174
12.11.3-4. táblázat A1, természetes radionuklidoktól származó dózisteljesítmény a limitáló organizmusra. ... 175
12.11.3-5. táblázat A1, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre. ... 175
12.11.3-6. táblázat A1, mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a limitáló organizmusra. ... 175
12.11.3-7. táblázat A1, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre. ... 176
12.11.3-8. táblázat Erőművi eredetű radionuklidok, maximális külső, belső és összes dózisteljesítmény az A1 élőhelyre... 176
12.11.3-9. táblázat A6, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a limitáló organizmusra. ... 177
12.11.3-10. táblázat A6, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre. ... 177
12.11.3-11. táblázat A6, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye az limitáló organizmusra. ... 177
12.11.3-12. táblázat A6, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre. ... 178
12.11.3-13. táblázat Erőművi radionuklidok, maximális külső, belső és összes dózisteljesítmény az A6 élőhelyre. ... 178
12.11.3-14. táblázat A8, természetes radionuklidoktól származó dózisteljesítmény a limitáló organizmusra. ... 179
12.11.3-15. táblázat A8, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre. ... 179
12.11.3-16. táblázat A8, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye az limitáló organizmusra. ... 179
12.11.3-17. táblázat A8, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre. ... 180
12.11.3-18. táblázat Erőművi eredetű radionuklidok, maximális külső, belső és összes dózisteljesítmény az A8 élőhelyre. 180

12.11.3-19. táblázat Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A1 állomás környezetében. 181
12.11.3-20. táblázat Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A6 állomás környezetében. 182
12.11.3-21. táblázat Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A8 állomás környezetében. 182
12.11.3-22. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő össz. dózisteljesítmény az A1 élőhelyre. 183
12.11.3-23. táblázat Az egyes radionuklidoktól eredő összes dózisteljesítmény értékek az A1 élőhelyre. 183
12.11.3-24. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő össz. dózisteljesítmény az A6 élőhelyre. 183
12.11.3-25. táblázat Az egyes radionuklidoktól eredő összes dózisteljesítmény értékek az A6 élőhelyre. 183
12.11.3-26. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő össz. dózisteljesítmény az A8 élőhelyre. 184
12.11.3-27. táblázat Az egyes radionuklidoktól eredő összes dózisteljesítmény értékek az A8 élőhelyre. 184
12.11.3-28. táblázat Mesterséges radionuklidok összes dózisteljesítménye az A1, A6 és A8 élőhelyek fűmintáira. 184
12.11.3-29. táblázat Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen. 186
12.11.3-30. táblázat Globális eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen. 186
12.11.3-31. táblázat Erőművi eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen. 187
12.11.3-32. táblázat Duna vízi élőhely, természetes eredetű radionuklidok, 1. szint. 187
12.11.3-33. táblázat Duna, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre. 188
12.11.3-34. táblázat Globális radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a limitáló szervezetekre dunai vízi élőhelyen. 188
12.11.3-35. táblázat Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a Duna vízében. 188
12.11.3-36. táblázat Limitáló szervezetek dózisteljesítménye a természetes radionuklidoktól a V2-ben. 189
12.11.3-37. táblázat Referencia szervezetek háttér-sugárterhelése a Melegvíz-csatornában. 189
12.11.3-38. táblázat Melegvíz-csatorna, globális eredetű radionuklidok 1. szintű felmérés. 189
12.11.3-39. táblázat Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a V2 élőhelyen. 190
12.11.3-40. táblázat Az erőmű adta járulékos sugárterhelés becslése a felmérés 1. szintjén. 190
12.11.3-41. táblázat Referencia szervezetek erőműtől eredő járulékos sugárterhelése a V2-ben. 190
12.11.3-42. táblázat Limitáló szervezetek dózisterhelése természetes radionuklidoktól a Kondor-tónál. 191
12.11.3-43. táblázat Referencia szervezetek háttér sugárterhelése a Kondor-tó élőhelyen. 191
12.11.3-44. táblázat Kondor-tó, globális eredetű radionuklidok 1. szintű felmérés. 191
12.11.3-45. táblázat Globális forrásoktól származó sugárterhelés a Kondor-tó vízi referencia lényire. 192
12.11.3-46. táblázat Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Duna élőhelyre. 192
12.11.3-47. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a Duna élőhelyen. 192
12.11.3-48. táblázat Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Melegvíz-csatorna alatti dunai élőhelyre. 192
12.11.3-49. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a Melegvíz-csatorna alatti dunai élőhelyen. 193
12.11.3-50. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a V2 élőhelyen. 193
12.11.3-51. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a V2 élőhelyre. 193
12.11.3-52. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a Kondor-tó élőhelyen. 193
12.11.3-53. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a Kondor-tó élőhelyen 193

Rövidítésjegyzék

MVM	Magyar Villamos Művek Zrt.
ERBE	MVM ERBE Zrt.
PA	Paksi Atomerőmű Zrt.
MTA	Magyar Tudományos Akadémia
EOV	Egységes Országos Vetület
EU	Európai Unió
EGK	Egyesült Gazdasági Közösség
GPS	Global Positioning System
ÜKSER	Üzemi Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer
HAKSER	Hatósági Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer
IAEA	International Atomic Energy Agency
NAÜ	Nemzetközi Atomenergia Ügynökség
ICRP	International Commission on Radiological Protection
OSSKI	Országos „Frédéric Joliot-Curie" Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet
RAPs	Reference Animals and Plants (Referencia élőlények)
ERICA	Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management
kh	kimutatási határ
TRS	Technical Report Series
GSD	geometriai szórás
CR	koncentráció arány

AMS	gyorsítós tömegspektrométer
LSC	folyadék szcintillációs számláló
TU	Tricium Unit (trícium egység)
pMC	percent modern carbon (százalék modern szén)
AK, AC	aktivitáskoncentráció
EMCL	Environmental Media Concentration Limit (környezeti határkoncentráció)
DCC	Dose Conversion Coefficient (dóziskonverziós tényező)
nyt	nyers tömeg
RQ	Risk Quotient (kockázati tényező)
KHT	környezeti hatástanulmány

Mellékletek

- 12_Bio_Sugar_Mellekletek
  - 1_Adatforrasok
    - HAKSER
    - NKU
  - 2_Munkautasitasok
  - 3_Mintaveteli_jegyzokonyvek_mintakiserok
    - mintaveteli_jegyzokonyvek.pdf
  - 4_ERIKA_futtatasok_izotoponkent
    - szf_alap_tier1_2_melléklet_4_1.doc
    - szf_alap_tier1_2_melléklet_4_3.doc
    - vízi_alap_tier1_2_melléklet_4_2.doc
    - vízi_bio_tier2_melléklet_4_4.doc
  - 5_Meresi_jegyzokonyvek
    - C14_meresek
    - Gamma_meresek
    - Stroncium_mérések
    - Tricium_meresek

12 AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉNEK JELLEMZÉSE

A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (ICRP) jelenleg érvényes – 2007-es – átfogó sugárvédelmi ajánlása részletesen foglalkozik az élővilág sugárterhelésének kérdésével is. Az ICRP 103 8. fejezetében a Bizottság magáévá tette a biológiai diverzitás fenntartását, a fajok és a természetes élőhelyek megőrzésének igényét, az ökorendszerek védelmét szolgáló erőfeszítések fontosságát, és útmutatót adott a környezet védelme e kicsiny szeletének a részletes kimunkálásához. A Bizottság fontos referencia-forrásnak tekinti a természetes sugárzási hátteret, aminek minden élőlény folyamatosan ki volt, van és lesz téve, és amihez minden további – tipikusan emberi tevékenységtől eredeztethető jelenlegi és jövőben várható – dózis, ill. dózisteljesítmény növekmény hatása hasonlítható. Egy korábbi EU direktíva már megteremtette a jogi alapot a sugárvédelmi szabályozás növényi és állati fajokra való kiterjesztésére. A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség is dokumentáltan azon az állásponton van, hogy az emberiségre vonatkozó dóziskorlátozási rendszerhez hasonló referenciaszintek elfogadásával és alkalmazásával elkerülhető az élővilág sugárterheléstől eredő túlzott kockázata.

Jóllehet e kérdéskörre konkrét jogszabályi előírás Magyarországon még nincsen érvényben, a természet védelméről szóló hatályos törvény védett fajokra vonatkozó általános tiltó rendelkezése miatt célszerű és előnyös a fent említett nemzetközi ajánlások hazai alkalmazása.

12.1 A VIZSGÁLAT CÉLJA

Az élővilág sugárterhelése jellemzésének célja a telephely környezetében élő növény- és állatvilág jelenlegi állapotának radiológiai szempontú felmérése, a későbbi hatásértékeléshez szükséges alapszint meghatározása

- a fennálló állapot értékeléséhez,
- a létesítmény környezeti hatásai értékelésének megalapozásához.

Az alapszint magába foglalja a természetes eredetű radioaktív izotópoktól származó külső és belső dózisteljesítményt, valamint az elmúlt bő fél évszázad során az emberi tevékenység következtében a környezetbe került radioaktív izotópoktól eredő sugárterhelést. A jelenlegi alapszint egyúttal a már üzemelő létesítmény, továbbá a jövőben megvalósításra tervezett új blokkok környezeti hatása értékelésének megalapozását is jelenti.

12.2 A VIZSGÁLAT TERJEDELME

- Összegyűjtöttük az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyezése során kiválasztott fajokra, vizsgálati irányokra, vizsgálati területre kapott eredményeket.
- Összegyűjtöttük és értékeltük a nemzetközi sugárvédelmi szervezet és az EU kutatási programok élővilág sugárterhelésére vonatkozó adatait.
- A jelenleg működő atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyezése során biológus szakértők által kiválasztott, de később részben módosított élőhelyekre és fajokra megbecsültük a sugárterhelés alapszintjét és az ebből származó kockázatot.
- Az összegyűjtött és mért adatok alapján megbecsültük az ICRP/ERICA szerinti referencia állatok és növények telephely körüli élőhelyeire jellemző sugárterhelési, kockázati alapszintet.
- Az élővilág sugárterhelésének jellemzése keretében biológiai minták begyűjtésére és mérésére is sor került, mivel a korábbi (hatósági, üzemi) mérések alapján nem állt rendelkezésre megfelelő mennyiségű mért adat egyes kijelölt élőhelyekre, ill. fajokra vonatkozóan.

12.3 A VIZSGÁLATI TERÜLETEK LEHATÁROLÁSA

Az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyezéséhez korábban készült, az élővilág sugárterhelésével foglalkozó hatástanulmányban a biológus szakértők által javasolt öt élőhelyre vizsgálták meg a radiológiai kockázatot.

A tervbe vett erőműbővítéshez kötődő jelen projektben az élővilág sugárterhelésének alapszintjét ugyanezen élőhelyekre kellett meghatározni, ennek megfelelően az eredetileg kijelölt vizsgálati helyek az alábbiak voltak:

1. a Kondor-tó (vízi környezet),
2. a Melegvíz-csatorna (folyóvízi környezet),
3. a Duna Melegvíz-csatornától délre eső, kb. 500 m hosszan elterülő területe (folyóvízi környezet),
4. a Foktő és Uszód közötti mezőgazdasági területek (szárazföldi környezet),
5. Hegyespuszta környéke (szárazföldi környezet).

A vizsgálandó fajok köre:

Szárazföldi élőhelyeken:

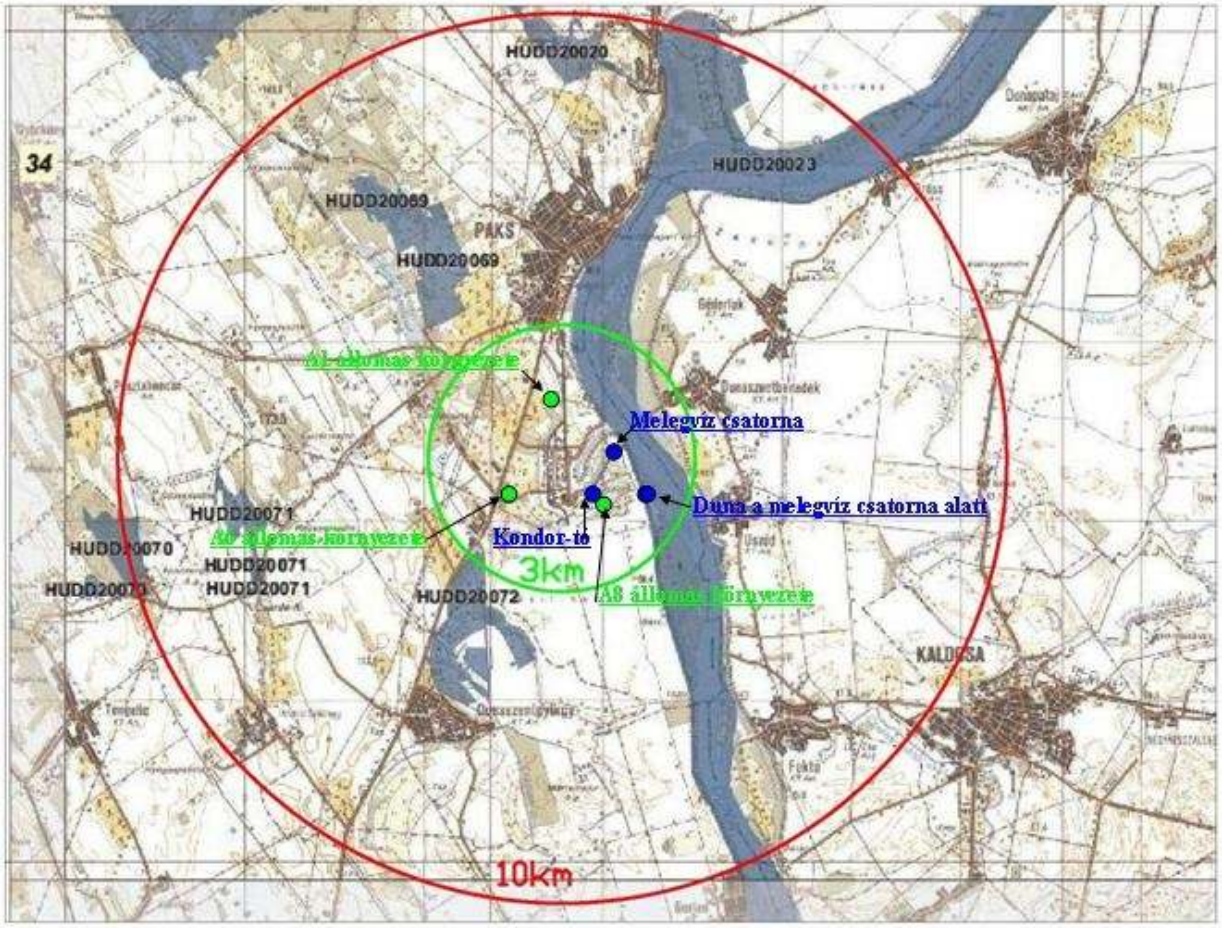
1. mezei poszméh (Bombus agrorum)
2. földigiliszta
3. csiga
4. béka
5. gyík
6. vadkacsa
7. patkány/szarvas
8. zuzmó/moha
9. selyemkóró (Asclepias syriaca),
10. magas aranyvessző (Solidago gigantea),
11. erdei fenyő (Pinus sylvestris).

Vízi élőhelyeken:

1. béka
2. rovarlárva
3. lesőharcsa (Silurus glanis),
4. dévérkeszeg (Abramis brama),
5. jászkeszeg (Leuciscus idus),
6. menyhal (Lota lota),
7. amuri kagyló (Sinanodonta woodiana),
8. tavi kagyló (Anodonta anatina),
9. elevenszülő csiga (Viviparus acerosus),
10. vadkacsa
11. süllőhínár (Miriophyllum sp.),
12. vidrakeserűfű (Polygonum amphybium),
13. fonalas zöldalga (Spirogyra sp.)

A sugárterhelés alapszintje felmérésének tényleges (indoklást lásd 12.8.2 fejezet) helyszíneit a 12.3.1. ábra szemlélteti, ahol a 3 szárazföldi élőhelyet zöld, míg a 3 vízi környezetet kék színű körök, ill. feliratok jelzik.

A térképen kiemelésre kerültek továbbá az erőmű 10 km-es körzetén belül elhelyezkedő Natura 2000 területek is, ahol e projekt keretében a biomonitoring vizsgálatok folytak. Ezek hozhattak volna olyan eredményt, amelynek nyomán a sugárterhelés alapszintjét további élőhelyekre is vizsgálni kellett volna az alprogram részeként. Erre vonatkozóan azonban konkrét felvetés a projekt megvalósításának ideje alatt nem érkezett.



12.3.1. ábra Élőhely vizsgálati területek a Paksi Atomerőmű körül.

A három szárazföldi élőhely a Paksi Atomerőmű Környezetellenőrző Laboratóriumának egy-egy mérőállomása körül terül el, tehát olyan helyeken, amelyekre nézve a környezet radioaktivitásának vizsgálata, ellenőrzése már hosszú évekre tekint vissza. Másrészt, ezek mindegyike az erőmű körül annak idején kijelölt 3 km-es védőzónán belül található, ennek megfelelően gyakorlatilag háborítatlan természeti környezetnek tekinthetők. Ez azt is jelenti, hogy e munka során a biológus szakértők által kijelölt szárazföldi növény- és állatfajokra, mint az élővilág részeire elkészülő sugárterhelés-becslés nem egy hipotetikus helyzetre vonatkozik, hanem az e világban ténylegesen létező konkrét ökoszisztémák radiológiai szempontú felmérését jelenti.főút közötti, az atomerőművet körül ölelő területet. Mivel a jelenlegi és a tervezett blokkok hatása ezeket a területeket érinthetik elsősorban, elmondható, hogy az élővilág e helyszíneken történő vizsgálatának eredményénél más, az erőműtől távolabbi helyszíneken a paksi atomerőművi eredetű radioizotópoktól az itteninél csak alacsonyabb sugárterhelési szint képzelhető el normálüzemi működés mellett.

az erőmű körül kialakított sugárvédelmi ellenőrző hálózatot szemlélteti. Látható egyrészt, hogy a tervbe vett bővítés jól beilleszthető ebbe a rendszerbe, hiszen az A1, A2, A3 és A7 állomásokat annak idején úgy helyezték el az erőmű körül, hogy azok a jelenleg üzemelőktől közvetlenül az északi szomszédságba telepítendő új blokkok környezetellenőrzését is el tudják látni. Az ábrán piros színű körök jelölik a kiválasztott szárazföldi élőhelyeket.

A 12.3.2. ábra azt is jól szemlélteti, hogy a vizsgált szárazföldi élőhelyek szinte teljesen lefedik a Duna és a 6. sz. főút közötti, az atomerőművet körül ölelő területet. Mivel a jelenlegi és a tervezett blokkok hatása ezeket a területeket érinthetik elsősorban, elmondható, hogy az élővilág e helyszíneken történő vizsgálatának eredményénél más, az erőműtől távolabbi helyszíneken a paksi atomerőművi eredetű radioizotópoktól az itteninél csak alacsonyabb sugárterhelési szint képzelhető el normálüzemi működés mellett.

12.3.2. ábra A nukleáris környezetellenőrzés helyszínei a Paksi Atomerőmű körül.

A 12.3.3. ábra az A1 állomás környezetének űrfelvételét mutatja, ahol magát az állomást sárga színű rajzszög jelöli. Az innen ~750 m-re, Ny-ra húzódó 6 sz. főút és az állomás között zárt kiserdő és jelenleg nem művelt terület, É-i és ÉK-i irányban pedig mezőgazdasági terület található. Ha a Duna közelségét is figyelembe vesszük, akkor elmondható, hogy a szárazföldi területen vizsgálandó kijelölt fajok közül e néhány négyzetkilométeres terület soknak biztosít élőhelyet**, í**gy a biológiai minták méréséhez szükséges anyagnak a releváns élőhelyről való gyűjtése – a szárazság okozta nehézségeket nem számítva – nem jelentett problémát.

12.3.3. ábra Az A1 állomás környezetéről 2011. szeptemberben készült űrfelvétel.

A 12.3.4. *ábra* az A6 állomást (sárga színű jelző) és annak környezetét mutatja, az űrből készült felvételen. A 6 sz. főút közvetlen szomszédságába, a kibocsátási helytől 1.4 km-re telepített mérőhelyet északi oldalról nagyobb összefüggő erdő határolja. Déli oldalát egy kb. 100 m széles sávban – az itt húzódó távvezetékek miatt – csak gyér növényzet övezi, amit váltakozva erdősávok és mezőgazdasági területek követnek. Az állomás nyugati szomszédságában, a műúton túl jelentős kiterjedésű szántóföldi és legelő területek fekszenek**.** A vizsgálandó növény fajok mind előfordultak e környezetben, így azok begyűjtése nem jelentett problémát.

12.3.4. ábra Az A6 állomás környezetéről 2011. szeptemberben készült űrfelvétel.

Az A8-as állomást a 12.3.5. ábra szemlélteti. Láthatóan egy szokatlan környezetben, az erőműtől K-re található halastavak közötti földnyelven helyezkedik el. Ettől néhány száz méterre, D-re azonban már kiterjedt mezőgazdasági területek vannak, DK-re pedig a Dunáig erdő borítja a területet. Maga a szárazföldi élőhely e területeket öleli fel, s kiválasztásában többek között az is szerepet játszott, hogy a hatósági ellenőrző rendszerben ez egy évtizedek óta rendszeresen mintázott terület (ebben szektorban az erőműhöz a legközelebbi). A területet ÉNy-on a vízi környezeti vizsgálatra kijelölt Kondor-tó zárja le. Az állomás közelsége lehetővé teszi, hogy a levegő radioaktivitására, a radioaktív aeroszolok kihullására rendszeresen végzett mérések eredményeit a területre hosszabb távon is mérvadónak tekintsük.

12.3.5. ábra Az A8 állomás környezetéről 2011. szeptemberben készült űrfelvétel.

12.4 A KÖRNYEZETI JELLEMZŐK BEMUTATÁSA

Természet közeli állapotban lévő vízi és szárazföldi élőhelyeket és az ezeken élő, a biológus szakértők által kiválasztott kritikus fajokat vizsgáltuk az erőmű környezetében. A biológus szakértők által összeállított, a térségre minden bizonnyal jellemző fajlistát a táplálékláncban elfoglalt helyük alapján vettük kritikai elemzés alá. A releváns fajok kiválasztásának fő kritériuma, hogy az adott élőlény radionuklid felhalmozási lehetősége és képessége maximális legyen a táplálékláncon belül.

12.5 JOGSZABÁLYI HÁTTÉR

Az élővilág sugárterhelésének jellemzése vizsgálati programra vonatkozóan a környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló 314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet az alábbi releváns előírásokat tartalmazza:

6. § (1) A környezeti hatásvizsgálati eljárás a környezeti hatásvizsgálatra kötelezett tevékenységnek

a) a környezeti elemekre (földre, levegőre, vízre, élővilágra, épített környezetre, ez utóbbi részeként a műemlékekre, műemléki területekre és régészeti örökségre is),

b) a környezeti elemek rendszereire, folyamataira, szerkezetére, különösen a tájra, településre, éghajlatra, természeti (ökológiai) rendszerre való hatásainak, továbbá

c) az előbbi hatások következtében az érintett népesség egészségi állapotában, valamint társadalmi, gazdasági helyzetében – különösen életminőségében, területhasználata feltételeiben – várható változásoknak az egyes esetek sajátosságainak figyelembevételével történő meghatározására, valamint a tevékenység ennek alapján történő engedélyezhetőségére terjed ki a 6–16. §-ok rendelkezései szerint.

A környezeti hatásvizsgálatot megalapozó szakterületi vizsgálati és értékelési programot a 314/2005. (XII.25.) Korm. rendelet mellett az országhatáron átterjedő környezeti hatások vizsgálatáról szóló Espoo-i Egyezmény (Espoo, Finnország, 1991), a vonatkozó EU előírások, a releváns és hatályos szakterületi jogszabályok és szabványok figyelembe vételével állítottuk össze és hajtottuk végre.

Munkánk során a következő hazai és nemzetközi jogforrásokra tudtunk támaszkodni:

Nemzetközi Egyezmények

Az ***országhatárokon átterjedő környezeti hatások vizsgálatáról szóló Egyezmény***. A röviden csak Espoo-inak nevezett egyezményt 1991-ben fogadták el, és 1997-ben lépett hatályba. Magyarországon a ***148/1999. (X. 13.) Kormányrendelet*** hirdette ki. A végrehajtás részletes szabályait a környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló ***314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet*** tartalmazza. Az Egyezmény alapján a részes államok a nemzeti hatóságuk előtt folyó eljárásban részvételi lehetőséget biztosítanak az érintett szomszédos országok hatóságainak és lakosságának. Lefekteti a hatásvizsgálat dokumentációs követelményének alapjait és az információ átadás követelményeit az eljárás során.

Európai Uniós joganyagok (Decision, Directive)

EU COM (2011) 593 a Tanács Irányelve az ionizáló sugárzás okozta sugárterhelésből származó veszélyekkel szembeni védelmet szolgáló alapvető biztonsági előírások megállapításáról. Ennek IX. fejezete négy cikk terjedelemben foglalkozik a környezet sugárvédelmére vonatkozó kritériumokkal. Megfogalmazza, hogy a tagországok saját jogrendszerükön belül olyan követelményrendszert vezessenek be, melyek biztosítják az élővilág reprezentatív vagy érzékeny állat- és növényfajai számára a védelmet, és ezt tartsák szem előtt a határértékek megállapítása során is. Tegyék meg továbbá a megfelelő intézkedéseket arra nézve, hogy egy esetleges baleset következtében a környezet ne károsodhasson jelentős mértékben. Megkívánja, hogy a tagországok hozzanak létre olyan monitoring programokat, melyekkel a fenti követelmények teljesülése folyamatosan ellenőrizhető.

Törvények

Az ***1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól*** rendelkezik. Ennek 23.§-a foglalkozik az élővilág védelmével. A törvény értelmében az élővilág védelme kiterjed valamennyi élő szervezetre, azok életközösségeire és élőhelyeire. Védelmüket oly módon kell biztosítani, hogy az ökológiai rendszer természetes folyamatainak működése fenntartható maradjon. Az élővilág igénybevétele az életközösségek természetes folyamatait és a biológiai sokféleséget nem károsíthatja, szabályozására igénybevételi határértéket kell megállapítani. A törvény 68.§ megfogalmazza, hogy a környezetre jelentős, vagy várhatóan jelentős hatást gyakorló tevékenységek megkezdése előtt környezeti hatásvizsgálatot kell végezni. A 110.§ 7. bekezdés 3. pontjában felhatalmazást kap a Kormány, hogy rendeletben megállapítsa a környezeti hatásvizsgálathoz kötött tevékenységek körét, a hatástanulmány tartalmi követelményeit és a hatásvizsgálati eljárás szabályait.

Kormányrendeletek

Az 1995. évi LIII. törvény felhatalmazása alapján jött létre a ***314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet***, melynek **1. számú melléklet**e sorolja fel a környezeti hatásvizsgálat köteles tevékenységeket. Ezen besorolás értelmében (**1. melléklet, 31. pont**) atomerőmű létesítése esetén, új blokkok kialakításához környezeti hatásvizsgálati eljárás alapján környezetvédelmi engedély szükséges. A környezeti hatásvizsgálati eljárást a területileg illetékes környezetvédelmi felügyelőség a környezethasználó kérelmére indítja meg (7.§ (1.)). A kérelem mellé csatolni kell a környezeti hatástanulmányt. A környezeti hatástanulmány általános tartalmi követelményeit a jogszabály 6. számú melléklete tartalmazza (7.§ (3)). A melléklet 4. pontja vonatkozik a várható környezeti hatások becslésére és értékelésre.

A nukleáris létesítmények nukleáris biztonsági követelményeiről és az ezzel összefüggő hatósági tevékenységről szóló 118/2011. (VII. 11.) Kormányrendelet mellékletei tartalmazzák a **Nukleáris Biztonsági Szabályzat** (NBSz) egyes köteteit. Munkánkra vonatkozóan az **NBSz 7. köte**tének megállapításai a mérvadóak, amely a nukleáris létesítmények telephelyének vizsgálatával és értékelésével foglalkozik. A kötet **7.2 pont**ja fogalmazza meg a telephely vizsgálatának általános követelményeit, amelyben többek között előírja, hogy a radioaktív kibocsátások hatásainak értékeléséhez adatokat kell szolgáltatni ***(7.2.1.0100)***. Számba kell venni továbbá a nukleáris létesítmény tervezése szempontjából fontos körülmények azonosítása során a telephely és környezetének azon jellemzőit, amelyek befolyásolhatják a kibocsátott radioaktív anyag terjedését és hatását, valamint a telephely környezetének olyan sajátosságait, amelyek a kibocsátások következményeit és a baleset-elhárítási intézkedések végrehajthatóságát befolyásolják ***(7.2.1.0300)***.

A ***275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről*** szóló jogszabály. Célja a Natura 2000 területeken előforduló, a mellékletekben meghatározott közösségi jelentőségű, valamint kiemelt közösségi jelentőségű élőhely típusok, illetőleg fajok megőrzéséhez szükséges előírások megállapítása. Különös tekintettel kell lennünk munkánk során a jogszabály azon paragrafusaira (8-13.§), melyek a Natura 2000 területekre vonatkozó szabályokat tartalmazzák. A jogszabály itt fogalmazza meg, hogy olyan terv vagy beruházás elfogadása, illetőleg engedélyezése előtt, amely valamely Natura 2000 területre akár önmagában, akár más tervvel vagy beruházással együtt hatással lehet, a terv kidolgozójának vizsgálnia kell a beruházás által, várhatóan a Natura 2000 terület jelölésének alapjául szolgáló, az 1–4. számú mellékletben meghatározott fajok és élőhely típusok természetvédelmi helyzetére gyakorolt hatásokat (10.§).

Miniszteri rendeletek

A ***14/2010. (V. 11.) KvVM rendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekkel érintett földrészletekről*** mellékletei tartalmazzák a ***275/2004. (X. 8.) Kormányrendeletben*** jellemzett Natura 2000 területekkel érintett földrészletek jegyzékét hazánkban, helyrajzi szám alapján. A mellékletekben felsorolja a különleges madárvédelmi területekkel érintett, kiemelt jelentőségű természet megőrzési területnek jelölt földrészleteket helyrajzi szám szerint. Ezen lista alapján dönthető el, mely területek tartoznak a vizsgálat tárgyát képező élőhelyek közül a ***275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet*** hatálya alá.

12.6 ALAPADAT FORRÁSOK, ELŐÍRÁSOK, SZABÁLYOZÁSOK

Az élővilág sugárterhelésének meghatározása során az alábbi adatforrásokat vettük igénybe.

12.6.1 Alapadatok

Az ICRP 108 kiadvány: a referencia növények és állatok radiológiai szempontból fontos paraméterei, tulajdonságai.

12.6.2 MVM Lévai Projekt által átadott dokumentációk

Cím	Szerző, kiadó, azonosító, kiadási idő
A Paksi Atomerőmű Üzemidő-hosszabbítása Környezeti Hatástanulmány	ETV-ERŐTERV Rt., 000000K00004ERE/A, 2006. február
Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében az élővilág sugárterhelésének meghatározásáról	ETV-ERŐTERV Rt., 0000K00ERA00051/A, 2004. december
A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága (Részjelentés)	Farkas Sándor, Paks, 2001. szeptember-október
A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága III. (Összesítő jelentés)	Farkas Sándor, Paks, 2002. december
A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága IV. (Év végi összesítő jelentés)	Farkas Sándor, Paks, 2003. december
Hidrobiológia, vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés a Paksi Atomerőmű térségében	ÖKO Rt., 2005.
Dunai környezetvédelmi monitoring rendszer a Paksi Atomerőmű kibocsátott hűtővizének a felszín alatti vizekre (parti szűrésű vízbázisokra) gyakorolt hatásának ellenőrzésére	Kék-Csermely Kft. 2006-2010 I. félév
Sugárvédelmi tevékenység a Paksi Atomerőműben 2000, 2001…2010 éves jelentések nukleáris környezetvédelemmel foglakozó fejezetei	PA Zrt.
HAKSER jelentése 2000-2010	OSSKI, 2001-2010
Előzetes konzultációs dokumentáció	Pöyry Erőterv Zrt. 6F111121/0002/O, 2012. 01. 31.
Élővilág sugárterhelésének vizsgálata 2010. évben	Isotoptech Zrt.
HAKSER adatbázis	OSSKI
ÜKSER adatbázis az A1, A6 és A8 állomásokra	PA Zrt.
A flóra és fauna sugárterhelése	Pöyry Erőterv Zrt.
A PA sugárvédelmi tevékenységét bemutató évkönyvek	PA Zrt.

12.6.3 Szakirodalom

The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. (*Ann. ICRP* **37** (2–4) 2007).

A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. ICRP Publication 91. (*Ann. ICRP* **33** (3) 2003).

Pentreath, R.J., Concept and use of reference animals and plants. In: Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, pp. 411–420, IAEA-CN–109, IAEA, Vienna, 2005.

Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Plants and Animals. ICRP Publication 108. (*Ann. ICRP* **38** (4–6) 2008).

Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. ICRP ref 4817-0544--3078.

A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota, Technical Standard DOE-STD-1153-2002. USDoE, Washington D. C., 2002.

RESRAD-BIOTA: A Tool for Implementing a Graded Approach to Biota Dose Evaluation. ISCORS Technical Report 2004-02 DOE/EH-0676. USDoE, Washington D. C., 2004.

12.6.4 Hivatalos statisztikák, adattárak

A munka során az alábbi adatforrásokat vettük igénybe:

FREDERICA adatbázis: az ERICA eszköztár kifejlesztői által előállított, a szakirodalomban fellelhető – az élővilág radioaktivitására vonatkozó – adatokat rendszerező, feldolgozó adattár.

12.6.5 Szoftverek

ERICA Tool: az élővilág egyes fajaira a sugárterhelésből eredő kockázat becsléséhez.

RESRAD-Biota: a táplálékláncban az izotópok felhalmozódását, a belső sugárterhelés számítását segítő program.

R&D 128: A légköri nemesgázoktól származó dózisteljesítmény becslésére.

E_TX2.0: Ökotoxikológiai kockázatot becslő program.

12.6.6 Ajánlások

Az élővilág sugárterhelésének jellemzésére, számszerűsítésére – a mai napig – szabvány nem vonatkozik.

ICRP 103 ajánlás: sugárvédelmi keretrendszer, egyebek mellett az élővilág ionizáló sugárzások miatti kockázatának korlátozására.

12.6.7 Szabványok

A helyszíni vizsgálatok végrehajtására vonatkozó szabványok:

MSZ 21470-1:1998 Környezetvédelmi talajvizsgálat. Mintavétel
MSZ EN ISO 5667-1:2007 Vízminőség. Mintavétel. 1. rész: Útmutató mintavételi programok és mintavételi technikák tervezéséhez
MSZ ISO 5667-4:1995 Vízminőség. Mintavétel. 4. rész: Útmutató a természetes és a mesterséges tavakból végzett mintavételhez
MSZ EN ISO 5667-3:2004 Vízminőség. Mintavétel. 3. rész: A vízminták tartósításának és kezelésének irányelvei

A növény- és állatfajokat érintő mintavételeknél a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokolljaiban részletezett mintavételi módszerek az irányadóak.

MSZ EN 14011:2003 (**angol nyelvű!)** Vízminőség. Halak mintavétele elektromos halászati módszerrel
MSZ EN 14184:2004 (**angol nyelvű!)** Vízminőség. Útmutató a folyóvizek vízi makrofitáinak felméréséhez
MSZ EN 14757:2006 (**angol nyelvű!)** Vízminőség. Halak mintavétele több nyílásméretű eresztő hálóval
MSZ EN 14962:2006 (**angol nyelvű!)** Vízminőség. Útmutató a halak mintavételi módszereinek alkalmazási területéhez és kiválasztásához

Minőség-és környezetközpontú irányítási rendszer szabványai:
MSZ EN ISO 9001:2009 Minőségirányítási rendszerek, követelmények

MSZ EN ISO 14001:2005 Környezetközpontú irányítási rendszerek. Követelmények és alkalmazási irányelvek

12.6.8 Szabályzatok, tervek

A PA Zrt. helyszíni munkavégzésre vonatkozó eljárásrendek, szabályzatok és utasítások az alábbiak:
IRK (Irányítási Rendszerkönyv) függelékek:

Biztonsági Szabályzat (BIZT)
Munkavédelmi Szabályzat (MVSZ)
Tűzvédelmi Szabályzat (TVSZ)
Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzat (MSSZ)

FIB 203 Vagyonvédelem
FIB 201 Nukleáris létesítmény radioaktív anyagok őrzése
FIB 401 Munkavédelmi feltételek biztosítása
FIB 402 Tűzvédelmi feltételek biztosítása
FEL003 Szuperkontroll
FEL005 Szállítók nukleáris biztonságú szempontú minősítése
FEL008 Műszaki biztonságtechnikai felülvizsgálatok
FSU001 Radioaktív és nukleáris anyagok kezelése
FSU201 Személyi dozimetriai ellenőrzés
FSU202 Dózistervezés
FSU204 Sugárveszélyes tevékenység felügyelete
FNU001 Belső események jelentése, kivizsgálása
IOP004 Nem-megfelelőségek kezelése
TLÜ502 Radioaktív hulladékok kezelése

12.6.9 Munkautasítások (felsorolás)

A feladathoz tartozó Munkautasítások áttekintését az elektronikus 12_Bio_sugar_melleklet 2_Munkautasitasok nevű könyvtárban csatoljuk.

MU-01. Mintavételi módszerek és követelményei
MU-01.4. Mintavételi módszer nemesgázok izotóparány méréséhez
MU-01.6. Vízminta ^{14}C aktivitáskoncentráció méréshez szükséges mintavételi módszer
MU-01.7. Talajvíz kutak, figyelő kutak mintavételi követelményei
MU-01.11. Talajminta-vétel
MU-01.12. Iszapminta-vétel
MU-01.13. Növényminta-vétel és feldolgozás
MU-01.14. Vízi puhatestű fauna mintavétele
MU-01.15. Hal mintavétel és feldolgozás
MU-01.16. Mintavétel nagytestű szárazföldi emlősből
MU-02.2. ^{14}C feltárás proporcionális számlálóval való méréshez
MU-02.4. Talajminták feldolgozása
MU-02.5. Iszapminták feldolgozása
MU-02.6. Minta előkészítés nagy nedvességtartalmú minták trícium méréséhez
MU-02.7. Minta előkészítés ^{90}Sr meghatározáshoz (növény, talaj, víz)
MU-03.2. Nemesgáz izotóparány mérési módszerek
MU-03.4. Trícium koncentráció meghatározás
MU-03.5. ^{14}C aktivitáskoncentráció mérése proporcionális számlálóval
MU-03.6. Folyadék szcintillációs mérések, T
MU-03.7. Gammasugárzó izotópok mérése
MU-03.11. Ioncserélő gyanta eluálása

MU-03.15. Folyadék szcintillációs mérések, ^{14}C
MU-03.35. Folyadék szcintillációs mérés ^{90}Sr aktivitáskoncentráció meghatározásához
MU-08. Adatbiztonsági utasítás

12.6.10 Tanúsítványok

Az Isotoptech Zrt. az alábbi tanúsítványokkal rendelkezik:

- MSZ EN ISO 14001:2005,
- MSZ EN ISO 9001:2009
- Paksi Atomerőmű Zrt. beszállítói minősítés
- RHK Kft. beszállítói minősítés.

12.7 AZ ALKALMAZOTT MÓDSZERTAN

Az Európai Unió 6. kutatástámogatási keretprogramja részeként kidolgozott ERICA projekt (**E**nvironmental **R**isks from **I**onising **C**ontaminants: **A**ssessment and Management) az ionizáló sugárzás környezeti kockázatbecslésére alkalmas eszköztárat hozott létre. Az ICRP 103-*as* publikációjának ajánlásait figyelembe véve jött létre, és alkalmazza az ICRP 108-as publikációjában meghatározott referencia állatok és növények (RAPs) listáján felsorolt referencia szervezeteket. Az ERICA projektben résztvevő szakértők ehhez fejlesztették ki az ERICA eszköztár szerves részét képező szoftvert, amely alkalmas az élővilág sugárterhelés eredetű kockázatának becslésére. A referencia élőlény koncepció leírását a 12.11.1 fejezet tartalmazza.

12.7.1 Az ERICA eszköztár

Az ERICA eszköztár egy szoftver rendszer, amely az ERICA integrált megközelítési szemléletet használva a biótára a környezet radioaktivitásától eredő radiológiai kockázatot becsüli meg. Az eszköztár végigkíséri a felhasználót a felmérés során, rögzíti a megadott információkat, döntéseket és elvégzi a szükséges számításokat, a rizikóbecslést. Az ERICA program 3 különböző szintet tartalmaz. Bizonyos esetekben az 1. és 2. szinten befejezhető az értékelés, ha az ionizáló sugárzás radiológiai kockázata a biótára alacsony, vagy elhanyagolható. A szintek között a számítási módok, és a bevitt adatok mennyisége között van különbség.

A hatás végső soron egy ún. kockázati tényezővel (RQ) kerül kifejezésre, amely egy bizonyos, nem kívánatos ökológiai kimenet bekövetkezési valószínűségének a mértéke. A kockázati hányadost az adott élőlényt a kiválasztott radionuklidoktól eredő teljes dózisteljesítmény és az ún. vonatkoztatási dózisteljesítmény hányadosaként kapjuk meg. Mértékegység nélküli szám. Ha a kockázati tényező kisebb, mint 1, akkor a környezet radioaktivitása bizonyosan nem jelent kockázatot még a sugárzásra leginkább érzékeny élőlényekre sem.

Vonatkoztatási dózisteljesítmény: A fajok radionuklidokkal szembeni érzékenységének megoszlása alapján becsülték meg azt a dózisteljesítményt, aminek 10%-a krónikus kitettség esetén a fajok 5%-ára van hatással. Figyelembe véve emellett a biztonsági faktort, kiszámítható az a dózisteljesítmény, melynek előreláthatóan nincs semmilyen hatása a biótára nézve. Így állapították meg a vonatkoztatási dózisteljesítmény értékét, ami 10µGy/h az ERICA programban. Az eszköztár más értékek használatát is megengedi, 40µGy/h szárazföldi állatokra vagy 400µGy/h szárazföldi növényekre. Ez utóbbi értékek az IAEA 1992-es és az UNSCEAR 1996-os riportjaiból származnak.

A program szintjei

Az 1. szinten előre definiált organizmusokra (ún. referencia élőlényekre), előre definiált környezeti közeg határkoncentrációk alapján becsli a rizikó hányadost. A szintek közül a legkonzervatívabb és ez igényli a legkevesebb bemenő adatot, mindössze a vízben, iszapban, levegőben vagy talajban mért, ill. jósolt maximális aktivitáskoncentráció értékeket kell megadni a vizsgálandó izotópokra.

Környezeti közeg határkoncentráció: egy közegben (ami szárazföldi környezetben lehet talaj vagy levegő, vízi környezetben üledék vagy víz) valamely izotóp aktivitáskoncentráció értéke, aminél az adott radionuklidtól származó teljes dózisteljesítmény eléri a vonatkoztatási dózisteljesítményt a leginkább kitett, ill. érzékeny referencia organizmusra. Minden radionuklidhoz egy adott környezeti közegben egy ilyen érték kapcsolható, és a limitáló organizmus minden radionuklidnál más és más lehet.

A közegbeli aktivitáskoncentráció értékeket kétféle módon lehet megadni. Az egyik eshetőség az, amikor mért adatokkal dolgozunk, a másik pedig amikor egy adott létesítmény kibocsátási adataiból számoljuk azokat, a beépített, SRS-19 alapú modellek segítségével. Az utóbbi esetben meg kell adni a radionuklidok kibocsátási sebességét (Bq/s), a kibocsátás helye és a receptor közti távolságot, a kibocsátó épület magasságát, meteorológiai adatokat (légköri kibocsátásnál), illetve hidrológiai adatokat (vízi kibocsátásnál). Ez utóbbi funkció a következő (második) szinten a felhasználó rendelkezésére áll.

A 2. szint ténylegesen kiszámítja az élőlényt érő dózisteljesítményt a közegbeli aktivitáskoncentráció értékek alapján, de lehetővé teszi a felhasználónak, hogy megvizsgálja és megváltoztassa a számítási paraméterek alapértelmezett értékét. Ilyen paraméter például:

- a koncentráció arány (CR), ami az adott közeg aktivitáskoncentrációjának és a bióta egésztest aktivitáskoncentrációjának a hányadosa; ennek használatával megbecsülhető, hogy egy adott élőlényben adott közegbeli aktivitáskoncentráció mellett milyen teljes test aktivitáskoncentráció alakul ki egyensúlyi állapotban;
- szilárd/folyadék megoszlási hányados (K_d): segítségével kiszámolhatjuk a víz aktivitáskoncentrációjából az üledékét és fordítva;
- talaj vagy az üledék száraz tömeg %-a, a nedvességtartalom figyelembevételére;
- sugárzási súlyfaktor, az adott sugárzás típus relatív biológiai hatékonyságának figyelembe vételére;
- tartózkodási faktor: az időnek az a része, amit az organizmus az élőhelye egy meghatározott helyén tölt, pl. a giliszta talajfelszíni tartózkodási faktora: 0.3, a talajban töltött tartózkodási időhányad pedig 0.7.

Itt már nem a legnagyobb aktivitáskoncentrációt kéri a program adatként, mint az 1. szinten, hanem a várt (legjobban megbecsült) aktivitáskoncentrációkat, mely a legjobban jellemzi a közeget.

Dózisteljesítmény számítása

- A teljes elnyelt dózisteljesítmény a külső és belső elnyelt dózisteljesítmény összege.
- Belső elnyelt dózisteljesítmény a radionuklid koncentrációja a referencia organizmusban és a radionuklid specifikus (adott méretű élőlényre számított) dózis konverziós koefficiensének a szorzata.
- Külső elnyelt dózisteljesítmény: Az elnyelt dózisteljesítmény külső expozíció esetén a tartózkodási faktor, a közegben mért radionuklid átlagos koncentrációja és a külső expozícióra vonatkozó dóziskonverziós tényező szorzataként határozható meg.
- A súlyozott teljes dózisteljesítményt az eszköztár α, kisenergiájú β és nagyenergiájú β-γ sugárzásra a veszélyességi tényező használatával becsüli meg. A veszélyességi tényező értéke alfa-sugárzásra 10, kisenergiájú béta-sugárzásra 3, nagyenergiájú béta- és gamma-sugárzásra 1.

Itt már lehetővé teszi a program, hogy a felhasználó kiválaszthassa az adott területhez a vizsgálandó élőlényeket. Abban az esetben, ha a program korábban nem tartalmazott megfelelő élőlényt, akkor a felhasználó megalkothatja a sajátját, az ismert paraméterek felhasználásával. Ezen a szinten a program már nemcsak a

kockázati tényezőt, hanem az egyedet ért teljes dózisteljesítményt is kiszámítja. Ebből meg lehet becsülni az adott élőlényre a sugárzás biológiai hatásait – lényegében egy krónikus expozíciós szituáció kimenetét – ami a morbiditás, mortalitás, reprodukciós képesség és a mutáció előfordulási gyakoriságával számszerűsíthető az adott populáción belül.

A felmérés 3. szintje hasonlóan működik, mint a második szint, csak itt majdnem minden paraméterhez hozzárendelhetünk valószínűségi eloszlásokat (pl. normális, log-normális, exponenciális, háromszög, stb.). Ennek megfelelően a végeredmény nem egy középértéken alapuló igen/nem válasz lesz, hanem hogy az adott élőlény adott forrásoktól milyen valószínűséggel milyen dózisteljesítményt fog elszenvedni. Az eloszlások Monte-Carlo szimulációszerű módon, nagyszámú random mintavétellel kerülnek kiszámításra, amelyek grafikus ábrázolását és főbb statisztikai paramétereit (átlag, variancia, medián, minimum, maximum, stb.) kapja eredményül a felhasználó.

Speciális esetek, melyekkel az ERICA nem számol:
A ^{3}H-ot, a ^{14}C-et, a ^{32}P-őt, a ^{33}P-at és a ^{35}S-öt leszámítva a program nem számol gázhalmazállapotban is előforduló radionuklidokkal (pl. nemesgázok). Ezekben az esetekben a felhasználó vagy önálló számításokat végez, vagy más eszköztárakat vesz igénybe a becsléshez.

Ökoszisztémák és fajok

A program 3 különböző ökoszisztéma típust különböztet meg:
- szárazföldi,
- tengeri,
- édesvízi környezetet.

Az adott ökoszisztémákhoz 12 édesvízi, 13 tengeri és 13 szárazföldi fajt tartalmaz az alapprogram, melyet a 2. szinten a felhasználó kibővíthet más fajokkal is. Abban az esetben, ha a felhasználó saját fajt akar létrehozni, akkor meg kell adni a fajra jellemző geometriai adatokat és a tartózkodási faktort is.

A program az alábbi fajokat tartalmazza:

édesvízi fajok	tengeri fajok	szárazföldi fajok
fitoplankton	fitoplankton	talajlakó gerinctelen (féreg)
edényes növény	makroalga	lebontó gerinctelen
zooplankton	edényes növény	repülő rovar
rovarlárva	zooplankton	csiga
kagyló	soksertéjű féreg	zuzmó, moha
csiga	kagyló	fűfélék
rák	rák	cserje
fenéklakó hal	fenéklakó hal	fa
nyílt vízi hal	nyílt vízi hal	emlős
madár	(gázló) madár	madár
emlős	emlős	madártojás
kétéltű	hüllő	hüllő
	tengeri rózsa/valódi korall	kétéltű

12.7.1-1. táblázat Az ERICA programban vizsgált fajok.

Radionuklidok

Az 1. szinten a felhasználó 46 radionuklidból választhat a vizsgálathoz. Abban az esetben, ha egy radionuklid nem szerepel a listában, de meg szeretné határozni a környezetre kifejtett hatását, akkor csak a 2. szinten tudja létrehozni az adott radionuklidot. Ilyenkor a program kiszámolja a dózis konverziós koefficienseket a programban szereplő minden élőlényre az adott környezetben.

A program az alábbi izotópokat tartalmazza:

elemek		izotópok	elemek		izotópok
Ag	ezüst	^{110m}Ag	P	foszfor	^{32}P, ^{33}P
Am	amerícium	^{241}Am	Pb	ólom	^{210}Pb
C	szén	^{14}C	Po	polónium	^{210}Po
Cd	kadmium	^{109}Cd	Pu	plutónium	^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Pu
Ce	cérium	^{141}Ce, ^{144}Ce	Ra	rádium	^{226}Ra, ^{228}Ra
Cl	klór	^{36}Cl	Ru	ruténium	^{103}Ru, ^{106}Ru
Cm	kürium	^{242}Cm, ^{243}Cm, ^{244}Cm	S	kén	^{35}S
Co	kobalt	^{57}Co, ^{58}Co, ^{60}Co	Sb	antimon	^{124}Sb, ^{125}Sb
Cs	cézium	^{134}Cs, ^{135}Cs, ^{136}Cs, ^{137}Cs	Se	szelén	^{75}Se, ^{79}Se
Eu	európium	^{152}Eu, ^{154}Eu	Sr	stroncium	^{89}Sr, ^{90}Sr
H	trícium	^{3}H	Tc	technécium	^{99}Tc
I	jód	^{125}I, ^{129}I, ^{131}I, ^{132}I, ^{133}I	Te	tellúr	^{129m}Te, ^{132}Te
Mn	mangán	^{54}Mn	Th	tórium	^{227}Th, ^{228}Th, ^{230}Th, ^{231}Th, ^{232}Th, ^{234}Th
Nb	nióbium	^{94}Nb, ^{95}Nb	U	urán	^{234}U, ^{235}U, ^{238}U
Ni	nikkel	^{59}Ni, ^{63}Ni	Zr	cirkónium	^{95}Zr
Np	neptúnium	^{237}Np			

12.7.1-2. táblázat Az ERICA program izotópkönyvtára.

12.7.2 Környezeti (biológiai) minták vétele, feldolgozása és mérése

12.7.2.1 A munkautasítások csoportosítása és általános szerkezete

Az élővilág sugárterhelésének jellemzése keretében környezeti (biológiai) minták vétele, feldolgozása és mérése szükséges, ha a korábbi mérések alapján nem áll rendelkezésre megfelelő mennyiségű adat bizonyos kijelölt élőhelyekre vagy fajokra vonatkozóan.

A lehetséges mintatípusokat a következőképp csoportosítjuk:

- felszíni víz
- talaj
- iszap
- növény
- állat

A munkautasítások általános szerkezete a következő:

- mintavétel (a vizsgálandó izotóponként külön, ha eltérő)
- mintafeldolgozás (a vizsgálandó izotóponként külön, ha eltérő)
- minták mérése (a vizsgálandó izotóponként külön, ha eltérő)
- mérési eredmények kiértékelése (a vizsgálandó izotóponként külön, ha eltérő)
- adatok tárolása, adatbiztonság

A hivatkozott munkautasításokat nem közöljük teljes terjedelmében, csak a munkafolyamatokra vonatkozó általános előírásokat hivatott szemléltetni a mintavételi, mintafeltárási és vizsgálati módszerekre.

12.7.2.2 Felszíni vizek mintavétele, előkészítése és mérése (^3H és ^{14}C)

A mintázást, mint folyamatot, ill. a mintázó berendezést úgy kell megválasztani, hogy a lehetőségekhez mérten a legalacsonyabb szinten tartsa a minta és az atmoszféra kapcsolatát. A mintázó berendezésnek nem szabad megengednie a minta párolgását és levegőzését olyan mértékben, hogy megváltozzon az analizálandó komponensek koncentrációja.

Trícium (^3H) aktivitáskoncentráció meghatározáshoz a mintavétel az általános mintavételi követelmények betartásával (lásd MU-01.), 3 dm^3-es, feliratozott műanyag kannába történik. A kannát többször átöblítjük a mintázandó vízzel, majd színültig töltjük. A vízmintát meg kell tisztítani minden egyéb radionuklidtól és zavaró vegyülettől, amelyhez desztillálást kell alkalmazni. A desztillátum fajlagos trícium aktivitását folyadék szcintillációs (LSC) technikával határozzuk meg, 10 cm^3 mintából, Ultima Gold LLT szcintillációs koktéllal, ismert aktivitáskoncentrációjú standard anyaghoz viszonyítva (MU-03.6.), ha annak aktivitáskoncentrációja nagyobb, mint 2 Bq/dm^3. Ellenkező esetben T/^3He módszer alkalmazása szükséges, ahol a desztillátum trícium tartalmából képződő ^3He mennyiségét nemesgáz-tömegspektrométerrel határozzuk meg és számoljuk ki az eredeti minta trícium aktivitáskoncentrációját (MU 03.4.).

A ^{14}C aktivitáskoncentráció meghatározáshoz legalább annyi vízmintát kell venni, hogy annak oldott CO_2, karbonát és bikarbonát (TIC, Total Inorganic Carbon) tartalma 2.5 g szenet tartalmazzon. A mintavételezésnél a helyszínen a levegő kizárásával átlagosan 50 l vízből $BaCO_3$ csapadék formájában választjuk le a minta TIC tartalmát. A kicsapás előtt NaOH segítségével lúgos (12) pH-t állítunk be. A kicsapást $BaCl_2$ oldat segítségével végezzük. A csapadékról 24 óra ülepedési időt követően dekantáljuk a felülúszót és műanyag kannában tároljuk a további feldolgozásig. A mintavétel adatait az Fny-07.32-es mintavételi jegyzőkönyvben rögzítjük.

A tömegállandóságig szárított $BaCO_3$ csapadék fajlagos ^{14}C aktivitását folyadék szcintillációs (LSC) technikával határozzuk meg, 0.2 g mintából, InstaGel Plus szcintillációs koktéllal (MU-03.15.), ha annak fajlagos aktivitása nagyobb, mint 1 Bq/g. Ellenkező esetben a bárium-karbonát formában kötött szenet savas feltárással szabadítjuk fel (lásd MU-02.2) és a keletkezett CO_2 gáz aktivitását alacsony hátterű mérőhelyen, passzív védelemmel és antikoincidencia védőszámlálóval ellátott proporcionális számláló segítségével mérjük (MU-03.5.). Az eredeti vízmintára vonatkozó ^{14}C aktivitáskoncentráció az ismert térfogatú vízből keletkezett csapadék fajlagos tömegének (g/dm^3) és a csapadék ^{14}C aktivitáskoncentrációjának (Bq/g) ismeretében származtatható.

A mérések és kiértékelések végeztével minden fájlt (mintavételi jegyzőkönyvek, mérési spektrumok, kiértékelő számolótáblák, stb.) a dedikált szerver megfelelő mappájába kell felmásolni és a mérő számítógépről törölni. (MU-08.)

12.7.2.3 Talajminták vétele, előkészítése és mérése (gamma-sugárzó izotópok, ^{14}C és ^{90}Sr)

Egy-egy mintavételi helyről 3 db, egymás néhány méteres körzetében elhelyezkedő talajmintát vételezünk a talajtakaró felső 10 cm-es rétegéből. (MU-01.11). A mintavétel alkalmával a mintavétel körülményeit és a mintavételi pontok GPS koordinátáit rögzítjük a mintavételi jegyzőkönyvbe (Fny-07.40.).

A nyers talajmintát 60°C-on tömegállandóságig szárítjuk. A légszáraz állapot elérése után a mintát porcelán dörzsmozsárban porítjuk, menet közben eltávolítjuk a makroszkopikus növényi- és kőzettörmelék részeket. A porított talajt 2 mm-es lyukátmérőjű szitával választjuk el, a szitán fennakadt részeket tovább porítjuk, ill. válogatjuk. A folyamat végén megmérjük és feljegyezzük a homogenizált, porított talaj, a növényi részek és a 2 mm feletti szemcseméretű kőzettörmelék tömegét.

A gamma-sugárzó izotópok aktivitáskoncentrációjának meghatározásához a preparált mintából 100 cm^3-t megfelelő mintatartó edénybe töltünk. Az alacsony hátterű gamma-spektrometriai mérőrendszer mérési

jegyzőkönyvébe bevezetjük a minta adatait, majd a mintát behelyezzük a detektor ólomházába (MU-03.7.). A mérési idő legalább 24 óra élőidő, a felvett mérési spektrumok kiértékelése a LEVAI_PROJECT nevű szekvencia futtatásával történik. A kiértékeléshez meg kell adni a hatásfok-kalibrációs fájlt, a minta tömegét (kg-ban) és a mintavétel időpontját (a bomlási korrekcióhoz). A jelentésben kvantitatív információt kapunk a releváns természetes (pl. ^{40}K, U-sor, Th-sor) és mesterséges (pl. ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{110m}Ag, ^{137}Cs, stb.) izotópok aktivitáskoncentrációjáról, Bq/kg mértékegységben, száraz tömegre vonatkoztatva.

A ^{14}C aktivitáskoncentráció meghatározáshoz a talajminta teljes C-tartalmát savas roncsolással szabadítjuk fel (MU-02.2.), a keletkezett szén-dioxidot BaOH-os csapdában nyeletjük el. Az így előállított csapadék fajlagos ^{14}C aktivitását folyadék szcintillációs (LSC) technikával határozzuk meg, 0.2 g mintából, InstaGel Plus szcintillációs koktéllal (MU-03.15.), ha annak fajlagos aktivitása nagyobb, mint 1 Bq/g. Ellenkező esetben a bárium-karbonát formában kötött szenet savas feltárással szabadítjuk fel (MU-02.2) és a keletkezett szén-dioxid aktivitását alacsony hátterű mérőhelyen, passzív védelemmel és antikoincidencia védőszámlálóval ellátott proporcionális számláló segítségével mérjük (MU-03.5.). Az eredeti talajmintára vonatkozó ^{14}C aktivitáskoncentráció az ismert tömegű talaj feltárásából keletkezett csapadék fajlagos tömegének (g/kg) és a csapadék ^{14}C aktivitáskoncentrációjának (Bq/g) ismeretében származtatható, száraz tömegre vonatkoztatva.

A ^{90}Sr aktivitáskoncentráció meghatározásához radiokémiai elválasztást (MU-02.7.) és LSC méréstechnikát alkalmazunk (MU-03.35.). Az eredeti talajmintára vonatkozó ^{90}Sr aktivitáskoncentráció az ismert tömegű talajminta feltárásából keletkezett preparátum ^{90}Sr aktivitáskoncentrációjának (Bq/kg) és az elválasztási folyamat kémiai hatásfokának szorzataként áll elő, száraz tömegre vonatkoztatva.

A mérések és kiértékelések végeztével minden fájlt (mintavételi jegyzőkönyvek, mérési spektrumok, kiértékelő számolótáblák, stb.) a dedikált szerver megfelelő mappájába kell felmásolni és a mérő számítógépről törölni. (MU-08.)

12.7.2.4 Iszapminták vétele, előkészítése és mérése (gamma-sugárzó izotópok, ^{14}C és ^{90}Sr)

A mederüledékben egyes radionuklidok koncentrálódnak, ezért sok esetben indokolt a mintavétele. Laboratóriumi radiometriás elemzéséhez (gamma-spektrometria, ^{14}C, ^{90}Sr) egy-egy mintavételi helyről 10, egymás néhány méteres körzetében elhelyezkedő iszapmintát veszünk (MU-01.12.). A mintákat lehetőleg nem a parton, hanem legalább 30-60 cm-es víz alól kell venni és legalább 10 részmintából kell állnia. A mintát jól zárható műanyag edénybe gyűjtjük. A helyszínen megtisztítjuk a nagyobb szerves törmeléktől és rövid ülepítés után leöntjük a fölösleges vizet. Az iszapminta vételekor elektrokémiai (pH, vezetőképesség, redoxpotenciál), illetve hőmérséklet és oldott-oxigén mérések szükségesek. Mintavétel után GPS készülékkel meghatározzuk a mintavétel pozícióját és azt rögzítjük a mintavételi jegyzőkönyvben (Fny-07.40.), a mintavétel időpontjával együtt.

A nyers iszapmintát a laboratóriumban a mintatároló edényből/zacskóból ismert tömegű és lehetőleg nagy felületű műanyagtálba helyezzük át, egyenletesen eloszlatva. A szárítás előtti mintatömeg megmérése és feljegyzése (Fny-07.36.) után 60°C-on tömegállandóságig szárítjuk. A légszáraz állapot elérése után a mintát porcelán dörzsmozsárban porítjuk és eltávolítjuk a makroszkopikus növényi- és kőzettörmelék részeket. A porított iszapot 2 mm-es, 500 µm-es és 100 µm-es lyukátmérőjű szitákból álló szitasorozattal választjuk el (MU-02.5.). A folyamat legvégén megmérjük és feljegyezzük a homogenizált, porított talaj, a növényi részek és a 100 µm feletti szemcseméretű kőzettörmelék tömegét.

A gamma-sugárzó izotópok aktivitáskoncentrációjának meghatározásához a preparált mintából 100 cm^3-t mintatartó edénybe töltünk. A mintatartó edényen fel kell tüntetni a minta vételének helyszín-kódját, a mintavételi időpontot és a bemért minta tömegét (kg-ban). Az alacsony hátterű gamma-spektrometriai mérőrendszer mérési jegyzőkönyvébe bevezetjük a minta adatait, majd a mintát behelyezzük a detektor ólomházába (MU-03.7.). A mérési idő legalább 24 óra élőidő, a felvett mérési spektrumok kiértékelése a LEVAI_PROJECT nevű szekvencia futtatásával történik. A kiértékeléshez meg kell adni a hatásfok-kalibrációs fájlt, a minta tömegét (kg-ban) és a mintavétel időpontját (a bomlási korrekcióhoz). A jelentésben kvantitatív információt kapunk a releváns

természetes (pl. ^{40}K, U-sor, Th-sor) és mesterséges (pl. ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{110m}Ag, ^{137}Cs, stb.) izotópok aktivitáskoncentrációjáról, Bq/kg mértékegységben, száraz tömegre vonatkoztatva.

A ^{14}C aktivitáskoncentráció meghatározásához az iszapminta teljes C-tartalmát savas roncsolással szabadítjuk fel (MU-02.2.), a keletkezett szén-dioxidot BaOH-os csapdában nyeletjük el. Az így előállított csapadék fajlagos ^{14}C aktivitását folyadék szcintillációs (LSC) technikával határozzuk meg, 0.2 g mintából, InstaGel Plus szcintillációs koktéllal (MU-03.15.), ha annak fajlagos aktivitása nagyobb, mint 1 Bq/g. Ellenkező esetben a bárium-karbonát formában kötött szenet savas feltárással szabadítjuk fel (MU-02.2) Az aktivitásmérés alacsony hátterű mérőhelyen, passzív védelemmel, antikoincidencia védőszámlálóval ellátott proporcionális számláló segítségével történik (MU-03.5.). Az eredeti iszapmintára vonatkozó ^{14}C aktivitáskoncentráció az ismert tömegű iszap feltárásából keletkezett csapadék fajlagos tömegének (g/kg) és a csapadék ^{14}C aktivitáskoncentrációjának (Bq/g) szorzataként áll elő, száraz tömegre vonatkoztatva.

A ^{90}Sr aktivitáskoncentráció meghatározásához radiokémiai elválasztást (MU-02.7.) és LSC méréstechnikát alkalmazunk (MU-03.35.). Az eredeti iszapmintára vonatkozó ^{90}Sr aktivitáskoncentráció az ismert tömegű iszapminta feltárásából keletkezett preparátum ^{90}Sr aktivitáskoncentrációjának (Bq/kg) és az elválasztási folyamat kémiai hatásfokának szorzataként áll elő, száraz tömegre vonatkoztatva.

A mérések és kiértékelések végeztével minden fájlt (mintavételi jegyzőkönyvek, mérési spektrumok, kiértékelő számolótáblák, stb.) a dedikált szerver megfelelő mappájába kell felmásolni és a mérő számítógépről törölni. (MU-08.)

12.7.2.5 Növényminták vétele, előkészítése és mérése (gamma-sugárzó izotópok, ^{14}C, ^{90}Sr és szervesen kötött ^{3}H)

A növényminta vételénél az adott radiometriai mérés célját figyelembe véve kell megválasztani a mintázandó fajt. Amennyiben az aktuális évre kiterjedő információt szeretnénk gyűjteni, akkor célszerű olyan növényt választani, amely minden évben magról hajt újra. Amennyiben hosszabb időtávlatot reprezentáló mintát szeretnénk gyűjteni, akkor évelő növényt kell gyűjteni (MU-01.13.). A növények földfeletti leveles szárát gyűjtjük, mert a gyökérrészek nagyon nehezen tisztíthatóak a talajszennyezéstől. A minták gyűjtéséhez metszőollót használunk. A leveleket és a hajtást megtisztítjuk a szennyeződéstől, elszáradt részektől és műanyag zsákba gyűjtjük. A mintának legalább 10 részmintából kell állnia. Mintavételi pontonként 4-5 kg növény begyűjtése szükséges (Fny-07.37.).

Amennyiben nincs lehetőség az azonnali feldolgozásra, a mintát 1-2 napig hűtőszekrényben 4-5°C-on tárolhatjuk. A nedves tömeg meghatározását követően a mintát jól szellőző helyen vékony rétegben kiterítve légszárazra szárítjuk, majd a száraz tömeget is megmérjük. A szárított mintát metszőollóval tovább aprítjuk, (morzsoljuk) és szárítószekrényben tálcán 105ºC-on tömegállandóságig szárítjuk. Ezt követően 1.5 mm-es rostával rendelkező késes laboratóriumi darálón apróra daráljuk. A homogenizált mintát hermetikusan zárható műanyag edényben tároljuk mérésig, ill. további feldolgozásig. . A mintát nagy térfogatú izzítókemencében több hőmérsékleti lépcső és hőntartási idő alkalmazásával elhamvasztjuk. Egy kezdeti alacsonyabb hőmérsékletű (220°C) előhamvasztást követően egy hosszabb, 450°C-os izzítás következik. A kemence kihűlését követően a hamu tömegét visszamérjük a hamu/száraztömeg arány meghatározásához. A hamut egy 70 tonna nyomóerejű prés segítségével tömörítjük a gamma-spektrometriai méréshez optimális geometriát biztosító pasztillázó segítségével. A hamu egy másik részletét ^{90}Sr-mérésre használjuk fel.

A gamma-sugárzó izotópok aktivitáskoncentrációjának meghatározásához a preparált mintát alacsony hátterű gamma-spektrometriai módszerrel mérjük (MU-03.7.). A mérési idő legalább 24 óra élőidő, a felvett mérési spektrumok kiértékelése a LEVAI_PROJECT nevű szekvencia futtatásával történik. A kiértékeléshez meg kell adni a hatásfok-kalibrációs fájlt, a minta tömegét (kg-ban) és a mintavétel időpontját (a bomlási korrekcióhoz). A jelentésben kvantitatív információt kapunk a legtöbb (vagy gamma sugárzó) releváns természetes (pl. ^{40}K, U-sor, Th-sor) és mesterséges (pl. ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{110m}Ag, ^{137}Cs, stb.) izotópok aktivitáskoncentrációjáról, Bq/kg mértékegységben, száraz tömegre vonatkoztatva.

A minták ^{14}C mérése gyorsítós tömegspektrométeres (AMS) módszerrel történik. A homogenizált száraz növényi mintákat CuO jelenlétében 1000 °C fölötti hőmérsékleten elégetjük, majd a keletkezett CO_2-ot kriotechnikai úton megtisztítjuk az egyéb zavaró gázoktól (NO_x, SO_2, H_2O). A tiszta CO_2-ot zárt csöves módszerrel grafitizáljuk. A keletkezett grafit céltárgyba való préselést követően felhasználható AMS ^{14}C mérésre. A tömegspektrométeres mérés során a minta ^{14}C taralma pMC-ben fejezhető ki, amely megadja, hogy a minta aktivitása hány százaléka a modernként definiált referencia értéknek. A grafit minta pMC-ben megadott ^{14}C aktivitása átszámolható Bq/g értékre. Az égetésre bemért száraz minta szén-tartalmát a feltáráskor keletkező CO_2 mennyisége és irodalmi adatok figyelembevételével határozzuk meg.

A szervesen kötött trícium (OBT) meghatározásához T/^{3}He módszer alkalmazása szükséges, ahol a szárított növényminta trícium tartalmából képződő ^{3}He mennyiségét nemesgáz-tömegspektrométerrel határozzuk meg és számoljuk ki az eredeti minta trícium aktivitáskoncentrációját (MU-03.4.), száraz tömegre vonatkoztatva.

A mérések és kiértékelések végeztével minden fájlt (mintavételi jegyzőkönyvek, mérési spektrumok, kiértékelő számolótáblák, stb.) a dedikált szerver megfelelő mappájába kell felmásolni és a mérő számítógépről törölni. (MU-08.)

12.7.2.6 Állatminták vétele, előkészítése és mérése (gamma-sugárzó izotópok, ^{14}C, ^{90}Sr és szervesen kötött ^3H, szövetközi szabad ^3H)

A mintavételkor ki kell választani a megfelelő fajt, amely eléggé elterjedt ahhoz, hogy a szükséges mintamennyiség begyűjthető legyen, és a faj reprezentálja az adott élőhelyet. Illetve, lehetőleg nem vagy csak kevésbé veszélyeztetett legyen.

Kagyló és csiga mintát a partközelben 30-140 cm mélységből gyűjtünk. A minta begyűjtése speciális gereblye segítségével történik. A mintavételkor csak az előzetesen kiválasztott fajból származó egyedeket gyűjtjük be. Az összegyűjtött minta mennyisége kb. 2-3 kg kell, legyen. A gyűjtött mintákat közvetlenül begyűjtéskor megtisztítjuk az iszaptól és hűtőtáskában szállítjuk a laboratóriumba. A mintákat feldolgozásig hermetikusan záródó edényekben -18°C-on fagyasztva tároljuk (MU-01.14.). A halminták begyűjtése nagyon bizonytalan lehet, ezért célszerű a területileg illetékes állami halászati szövetkezet szakmai segítségét igénybe venni. A mintának lehetőleg több kisebb egyedből kell állnia, hogy minél reprezentatívabb legyen a mintavétel. A begyűjtött halmintákat műanyag tasakban és hűtőtáskában kell szállítani és a lehető leghamarabb le kell fagyasztani a feldolgozásig (MU-01.15.). Az emlősminták begyűjtése szintén bizonytalan lehet, ezért célszerű a területileg illetékes állami vadásztársaság szakmai segítségét kérni. A mintának növendék egyednek kell lennie. A vad elejtését követően a tüdőt, a májat és csöves csontokat kell kibontani, majd jól záródó műanyag tasakokban kell gyűjteni. A begyűjtött mintákat feldolgozásig fagyasztva kell tárolni (MU-01.16.).

A szövetközi víz kinyerése előtt a mintát aprítjuk és homogenizáljuk. A feldolgozott minta szövetközi szabad víztartalmát vákuumdesztillálással választjuk el. A mintát egy csapos exikátorba rakjuk, amelyet csatlakoztatunk a kifagyasztó csapdákhoz. A folyamat során a mintából távozó vízgőzt egy -60°C és egy -196°C hőmérsékletű kifagyasztó csapdával csapdázzuk ki. A fűtőlapot 70°C-ra melegítjük. Az elpárolgó folyékony nitrogént időnként pótoljuk. A mintából távozó vizet e két csapda segítségével fagyasztjuk ki. A kifagyott vizet jól záródó folyadéküvegben gyűjtjük (Fny-07.39.). Az exikátorban visszamaradt szárazanyagot újra homogenizáljuk késes daráló segítségével. A száraz anyagot hermetikusan zárható műanyag edényben tároljuk mérésig, ill. további feldolgozásig (MU-02.6.).

A minták trícium tartalmából keletkező ^{3}He mennyiségét statikus üzemmódban működő nemesgázmérő tömegspektrométerrel (VG5400) mérjük meg. A ^{3}He mennyiségéből, a pihentetési idő figyelembevételével, a bomlástörvény alapján kiszámítható a kiindulási trícium aktivitáskoncentrációja. A vákuumdesztillálással elválasztott szövetközti szabad vizet a közönséges vízmintákhoz hasonló módon dolgozzuk fel T/^{3}He módszerrel való mérésre. A mintákat desztillálás után légmentesen zárható fémlombikba töltjük, majd kigázosító berendezés segítségével elszívjuk az oldott gázokat, köztük a héliumot is. A kigázosítást követően a lombikokat lezárjuk, majd hosszabb ideig tároljuk, hogy a mintában található trícium bomlása során keletkező ^{3}He elegendő

mennyiségben felszaporodjon a tömegspektrométeres méréshez. A szervesen kötött trícium (OBT) meghatározásához a vákuumdesztillálással szárított szerves anyag kigázosítása a vizekhez hasonló protokoll szerint, de hosszabb ideig, egy ciklusban 48 órán át zajlik. A mintákból keletkezett ^{3}He ismeretében származtatható a minta eredeti trícium aktivitáskoncentrációja (MU-03.4.), folyadéktérfogatra, ill. száraz tömegre vonatkoztatva.

A gamma-sugárzó izotópok aktivitáskoncentrációjának meghatározásához a mintákat nagy térfogatú izzítókemencében több hőmérsékleti lépcső és hőntartási idő alkalmazásával elhamvasztjuk. Egy kezdeti alacsonyabb hőmérsékletű (220°C) előhamvasztást követően egy hosszabb 450°C-os izzítás következik. A kemence kihűlését követően a hamu tömegét visszamérjük, hogy a hamu/száraztömeg arányt meghatározhassuk. A hamut egy 70 tonna nyomóerejű prés segítségével tömörítjük a gamma-spektrometriai méréshez optimális geometriát biztosító pasztillázó segítségével. A hamu egy másik részletét ^{90}Sr-mérésre használjuk fel. A pasztillát behelyezzük az alacsony hátterű gamma-spektrometriai mérőrendszer ólomházába (MU-03.7.). A mérési idő legalább 24 óra élőidő, a felvett mérési spektrumok kiértékelése a LEVAI_PROJECT nevű szekvencia futtatásával történik. A kiértékeléshez meg kell adni a hatásfok-kalibrációs fájlt, a minta tömegét (kg-ban) és a mintavétel időpontját (a bomlási korrekcióhoz). A jelentésben kvantitatív információt kapunk a releváns természetes (pl. ^{40}K, U-sor, Th-sor) és mesterséges (pl. ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{110m}Ag, ^{137}Cs, stb.) izotópok aktivitáskoncentrációjáról, Bq/kg mértékegységben, száraz tömegre vonatkoztatva.

A minták ^{14}C mérése gyorsítós tömegspektrométeres (AMS) módszerrel történik. A homogenizált száraz állati mintát CuO jelenlétében 1000 °C fölötti hőmérsékleten elégetjük, majd a keletkezett CO_2-ot kriotechnikai úton megtisztítjuk az egyéb zavaró gázoktól (NO_x, SO_2, H_2O). A tiszta CO_2-ot zárt csöves módszerrel grafitizáljuk. A keletkezett grafit céltárgyba való préselést követően felhasználható AMS ^{14}C mérésre. A tömegspektrométeres mérés során a minta ^{14}C taralma pMC-ben fejezhető ki, amely megadja, hogy a minta aktivitása hány százaléka a modernként definiált referencia értéknek. A grafit minta pMC-ben megadott ^{14}C aktivitása átszámolható Bq/g értékre. Az égetésre bemért száraz minta szén-tartalmát a feltáráskor keletkező CO_2 mennyisége és irodalmi adatok figyelembevételével határozzuk meg.

A ^{90}Sr aktivitáskoncentráció meghatározáshoz radiokémiai elválasztást (MU-02.7.) és LSC méréstechnikát alkalmazunk (MU-03.35.). Az eredeti száraz állatmintára vonatkozó ^{90}Sr aktivitáskoncentráció az ismert tömegű állatminta feltárásából keletkezett preparátum ^{90}Sr aktivitáskoncentrációjának (Bq/kg) és az elválasztási folyamat kémiai hatásfokának szorzataként áll elő, száraz tömegre vonatkoztatva.

A mérések és kiértékelések végeztével minden fájlt (mintavételi jegyzőkönyvek, mérési spektrumok, kiértékelő számolótáblák, stb.) a dedikált szerver megfelelő mappájába kell felmásolni.

12.8 A RENDELKEZÉSRE ÁLLÓ ADATOK, INFORMÁCIÓK KRITIKAI FELDOLGOZÁSA, ÉRTÉKELÉSE

Az élővilág sugárterhelésével foglalkozó alprogram – több más alprogramhoz hasonlóan – döntően a már korábban keletkezett adatok, elemzések és adatbázisok felhasználásával került kidolgozásra. Ezek közül alapadat-forrásnak volt tekinthető az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyezéséhez készült, az élővilág sugárterheléstől származó kockázatát elemző tanulmány. Az ebben található adatok a HAKSER adatbázisba 1996-2000 között gyűjtött sugárvédelmi mérésekből származtak. Az átadott anyagok egyike a HAKSER 2000-2010 közötti időre vonatkozó adatbázisa volt, így lehetőség nyílt a fenti szűkebb időintervallum jelentős kiterjesztésére, ezáltal várhatóan reálisabb környezeti közeg aktivitáskoncentráció értékek meghatározására.

12.8.1 Az alapadatok forrása

Nyilvánvaló, hogy nem minden egyes átadott dokumentum és nem teljes terjedelmében került felhasználásra, hiszen az ezekben szereplő sok tízezer mérési adat tekintélyes része nem releváns a konkrét vizsgálat

szempontjából. Különösen igaz ez, pl. a HAKSER-adatok nagy részére, mert azok kifejezetten a humán sugárterhelés nyomon követése céljából keletkeztek, származási helyüket tekintve pedig nagyságrenddel nagyobb területet fednek le, mint amit a jelenlegi vizsgálati terület.

Fentiekből következik, hogy a program első szakaszában az alapadatok elsődleges forrásának a HAKSER adatbázist tekintettük, 1996-2010-ig. Mivel az adatbázis számos hiánnyal bír (még a módosított szárazföldi élőhelyek esetén is), utólag beszerzett mérési információként a HAKSER adatbázisát a kezdetektől is felhasználtuk, továbbá kiegészítésként bevontuk az elemzésbe az ÜKSER adatbázist is, mely terjedelmét tekintve, az adott élőhelyek esetén sokszor bővebb és részletesebb információt szolgáltatott. Akadt olyan környezeti közeg (víz), amelyre még a fentiek szerint kibővített adatforrás sem szolgáltatott elegendő információt, ezért további adatforrások felkutatása vált szükségessé, jelesül a Duna vizének radioaktivitására vonatkozóan a Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség mérési adatait is bevontuk az elemzéseinkbe.

12.8.2 A felhasznált alapadatok áttekintése

A rendelkezésre álló elsődleges forrás-dokumentumban fellelhető adatokat először elsősorban mennyiségi szempontokat előtérbe helyezve tekintettük át és természetesen az eredetileg kijelölt élőhelyek környezetéből származó minták adatait vizsgáltuk. A kiindulásként használható adatok ilyen összefoglalását a 12.8.2-1. táblázatban mutatjuk be. Látható, hogy még a radioizotópokat legjobban halmozó szilárd halmazállapotú környezetre, kiváltképp talajra nézve is sok a hiányzó adat, az élővilágra pedig csak elvétve akad. A piros színnel kiemelt esetek azt jelzik, hogy a szóban forgó médiumra ellentmondásosak voltak a rendelkezésre álló adatok. Az ilyen esetekben részletesen is elemezni kellett azok származásának körülményeit, s adott esetben szelektálni kellett közülük.

	az adott izotópra rendelkezésre álló adatok száma									
	^{3}H	^{14}C	^{40}K	^{60}Co	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	^{210}Pb	U-sor	Th-sor
Hegyespuszta										
Talaj	—	—	—	—	20	—	45	—	—	—
Növény	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Állat	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Foktő/Uszod										
Talaj	—	—	12	—	5	—	19	—	4	4
Növény	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Állat	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Kondor-tó										
Iszap	—	—	—	—	—	—	5	—	5	5
Víz	20	—	—	—	8	—	3	—	—	—
Növény	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Állat	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Melegvíz-csatorna										
Iszap	—	—	—	10	—	—	10	—	10	10
Víz	58	—	—	—	21	—	47	—	—	—
Növény	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Állat	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Duna a Melegvíz-csatornától délre										
Iszap	—	—	300	—	40	80	78	—	9	9
Víz	150	—	90	—	20	—	40	—	12	—
Növény	—	—	17	—	—	—	17	—	—	—
Állat	20	—	39	—	40	—	37	—	—	—

12.8.2-1. táblázat A rendelkezésre bocsátott alapadatok összegzése.

Közel 20 év HAKSER-adatait áttekintve kiderült, hogy a biológus szakértők által kijelölt fenti szárazföldi élőhelyek egyike sem esik olyan területre, ahonnan a környezet sugárzási viszonyaira rendelkezésre állna megfelelő mennyiségű, mérésen alapuló információ.

A Lévai Projekt illetékeseivel folytatott tárgyaláson megállapodás született arról, hogy új vizsgálati helyszínek kijelölése a legjobb megoldás a jelzett problémára. Ennek megfelelően a lehetséges vizsgálati helyeket számba véve új helyszínként az A1, A8 és A6 környezeti mérőállomások közvetlen környezete került szárazföldi élőhelyként kijelölésre (lásd 12.3.2. ábra).

Mivel az újonnan kijelölt szárazföldi élőhelyek a PA Zrt üzemi sugárvédelmi ellenőrző rendszerének 3 állomása környezetébe esnek, kb. 20-25 évre kiterjedő adatbázis használható a talaj, a levegő és a növények radioaktivitásának jellemzésére. Ezeknek az adatoknak és az újabb HAKSER-adatok (2001-2010 évek) megszerzésének köszönhetően jelentősen megnőtt az egyes környezeti közegekre felhasználható adatok száma. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy egyúttal a vizsgálandó élőhelyek száma is nőtt (2 helyett 3 szárazföldi), így a fenti táblázatban szereplő kb. 600 izotópkoncentráció-adattal szemben sok ezer ilyen mérési adat feldolgozását, elemzését kellett elvégezni.

A továbbiakban a 6 élőhelyre összegyűjtött adatokat táblázatos formában mutatjuk be és vesszük kritikai elemzés alá. Külön tárgyaljuk a HAKSER-, ill. az ÜKSER-adatokat, továbbá minden, az adott élőhely területére felkutatott mérési eredményt szerepeltetünk, függetlenül attól, hogy a kockázatbecsléshez később felhasználtuk-e, vagy sem.

12.8.3 Szárazföldi élőhelyek

A8 állomás környezete

Az új szárazföldi élőhelyek közül legkorábban az A8 állomás környezetéből származó talaj, fű, gyomnövény mintákban mért radionuklid koncentráció-adatokat gyűjtöttük össze. A 12.8.3-1. táblázat az állomás közvetlen szomszédságából évente 1-2 alkalommal a talaj felső 5 cm-es rétegéből vett minták adatait foglalja össze a természetes és mesterséges eredetű izotópokra egyaránt, Bq/kg egységben, száraz talajra nézve.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg							
	^{7}Be	^{40}K	U-sor	Th-sor	^{60}Co	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
1985	–	330	25	23.7	–	0.12	–	0.18
	–	342	25.2	23	–	0.12	–	0.39
1989	–	310	–	–	–	1.19	< 2	13.4
1991	–	273	–	–	–	1	2.3	21.9
1992	–	421	–	–	–	1.7	2.5	39.1
1993	–	285	–	–	–	0.61	0.3	12.3
1994	–	423	–	–	–	0.5	0.1	10.6
1995	–	316	–	–	–	0.9	0.4	10.8
1997	4.8	429	32	32	–	0.7	–	13
1998	4.6	292	17	18	–	0.4	–	8
1999	4.2	329	19	22	–	1.1	0.1	11
2000	–	428	33	27	–	0.7	–	10
2001	–	385	26	28	–	0.2	–	11
2002	–	380	24	27	–	< 0.20	–	10
2003	7.1	386	25	28	–	0.38	–	9.3
2004	–	235	16	15	–	0.62	–	5.9
	–	425	28	27	–	0.5	–	10

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg							
	^{7}Be	^{40}K	U-sor	Th-sor	^{60}Co	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
2005	5.9	490	31	28	–	0.2	–	6.5
	19	390	25	25	38	0.3	–	7.2
2006	8.4	250	43	17	–	< 0.13	–	1.5
	10	480	32	31	–	< 0.12	–	6.5
2007	4.86	254	11.2	12.3	–	0.22	–	4.68
	7.15	526	32.8	34.1	–	0.35	–	6.73
2008	9.79	291	10.8	20.8	–	0.60	–	0.87
	7.42	278	12.4	16.8	–	0.50	–	0.20
2009	8.16	395	25.1	19.8	–	0.61	–	4.15
	5.26	252	9.6	11.9	–	0.70	–	1.90
2010	17.2	441	28	22.5	–	0.69	–	7.18
	9.11	460	31.8	23.1	–	0.70	–	4.83
2011	4.52	368	24.9	18	–	0.81	–	3.56
	5.72	288	15.3	16.4	–	0.61	–	1.40

12.8.3-1. táblázat Talajminták radioaktivitása az A8 állomás környezetében.

A földnyelvre telepített állomás egyedi sajátossága, hogy területe jelentős mértékben feltöltött. Ez a tény szépen tükröződik az 1985. évi ^{90}Sr- és ^{137}Cs-adatokban (táblázatban pirossal kiemelve): ezek igen kicsik, éppen csak meghaladják a kimutatási határt. A következő, 1989. évi adat már jól mutatja a csernobili reaktorbaleset hatását, a jelentősebb ^{137}Cs-kihullást, ugyanakkor a talaj ^{90}Sr-szennyezettsége – az ismert okok miatt – csak kisebb mértékben változott. További észrevétel lehet mindkét izotóp esetében, hogy az idő előrehaladtával a koncentráció-értékek csökkennek. Ennek nyilvánvalóan az az oka, hogy ezen izotópok felezési ideje (~30 év) összemérhető a vizsgálati idő hosszával (27 év). Ez egyúttal azt is jelenti, hogy pl. a talaj mai ^{137}Cs-koncentrációjára egyszerű átlagolással nem származtatható reális érték, szükséges az azonos referencia időre (célszerűen 2013. 01.) történő normálás.

A természetes eredetű izotópok közül az U- és Th-sor értékei átlagosan azonosnak adódnak (kb. 23 Bq/kg), és az adatok mindkét esetben 30%-os szórást mutatnak. A mérési bizonytalanságra közölt kb. 10%-os értékkel ez éppen összefér, ugyanakkor észre kell venni, hogy meglehetősen gyakoriak az olyan esetek, amikor az átlagostól lényegesen kisebb mért érték egyaránt jelentkezik mindkét természetes bomlási sor esetében, s ugyanott a ^{40}K- és a ^{137}Cs-izotópok koncentrációja is alacsonyabb a szomszédos adatokhoz viszonyítva. Az ilyen esetek, pl. úgy értelmezhetők, hogy vagy nem kellően száraz mintákon történt az adott mérés, vagy a mintavétel mélyebb talajréteget is érintett. Tekintettel arra, hogy az ezen az élőhelyen vizsgálandó fajok sugárterhelése nagyrészt éppen a talajtól, mint külső sugárforrástól származik, a becslés bizonytalanságát a fenti szórás alapvetően meghatározza.

Erre az élőhelyre a HAKSER adatbázis is tartalmaz talajra vonatkozó mérési eredményeket, bár – a már korábban említett ok miatt – ezek a ^{40}K mellett csak a mesterséges eredetű izotópokra vonatkoznak. Az adatokat a 12.8.3-2. táblázat foglalja össze, m.b. % jelentése: mérési bizonytalanság. A ^{137}Cs-adatoknál a lila színű karakterek szántó talajra utalnak, a többi adat réti talajra vonatkozik. Feltűnő, hogy az értékek alapján nem igazán tehető származásra utaló különbség, jóllehet ennek erősen meg kellene mutatkozni, hiszen a 20-25 cm mélységig történő rendszeres szántás erős hígító hatást eredményez, különösen hosszabb távon. Látható továbbá, hogy a megadott, zömmel 3-6%-os mérési bizonytalanság ellenére a mért értékek igen nagy szórást (70%) mutatnak. Az 1993-as kiugró 26 Bq/kg-os adat vélhetően a mérési technikára (szcintillációs γ-spektrometria) vezethető vissza. A 2000. év szokatlanul alacsony értékeit pedig talán az magyarázza, hogy ebben az évben a vizsgálatokat az illetékes főhatóság egy másik intézménye végezte, s ott a cézium kémiai szeparációja lényegesen rosszabb hatásfokkal történt. Itt egyébként meg kell jegyezni, hogy az 1996-2003 között keletkezett adatok egyike sem roncsolásmentes vizsgálat eredményeként született.

Az A8 állomás megfelelő adatai – a már fentebb említett ok miatt – e mérési pont réti talajra vonatkozó adatsorával vethető egybe. A 2001-2009 időszakra átlagosan az alacsonyabb paksi értékek a jellemzőek, ami várható is, hiszen ott a feltöltés miatt hiányzik a „bomba cézium" (globális kihullás). Az átlagként adódó 30%-os különbség egészen jól megfelel a várakozásnak. A vizsgált élőhely talaja ^{137}Cs-szennyezettségére rendelkezésre álló adathalmaz – kisebb szelekció után – megfelelőnek látszik a jelenleg érvényes aktivitáskoncentráció megbízható felbecslésére.

Ami a ^{90}Sr-izotópot illeti, a táblázat adataiból kitűnik, hogy sok a kimutatási határ alatti érték (~30%). Ez utóbbi ugyanakkor meglehetősen nagy (~1 Bq/kg). Másrészt a mért értékek többnyire e határ 1-2-szerese környékére esnek, miközben a megadott mérési bizonytalanság 10-20%. Ez arra utal, hogy egy-egy konkrét vizsgálat kimenetelét nagyban befolyásolta az alkalmazott radiokémiai elválasztás kivitelezésének sikeressége (kitermelés hatásfoka). Valószínűleg ilyen okkal magyarázható a táblázat két kiugró értéke is (2005. és 2007. években). Nyilvánvalóan ezeket a továbbiakban nem kell majd figyelembe venni. A ^{90}Sr-izotóppal kapcsolatban is meg kell jegyezni, hogy nem látszik elkülönülni az adatokban a szántó és réti talajok kontaminációjának különböző mértéke. A használhatónak tekinthető 17 adat alapján (időkorrekció nélkül) 1.3 Bq/kg-ra becsülhető ^{90}Sr aktivitáskoncentráció csak mintegy kétszerese az A8 állomás környezetében vizsgált talajokénak. Miután ez utóbbinál nem jelentkezik a nukleáris fegyverkísérletek nyomán kihullott ^{90}Sr még le nem bomlott hányada, a fenti értéket erősen alulbecsültnek kell tartani. Tekintettel arra, hogy az A8 állomás ^{90}Sr-adatai nem használhatóak az élőhely jelenlegi kontaminációjának objektív jellemzésére, célszerűnek látszott 1-2 reprezentatív talajminta ^{90}Sr-mérésének elvégzése a megfelelő minőségű adat biztosítása érdekében. Ezek eredményeit az 12.10.3 fejezetben közöljük.

A humán sugárvédelem szempontjából ugyan indifferens, a HAKSER adatbázisban szerepel az adott környezeti minta ^{40}K aktivitáskoncentrációjának értéke is. A 12.8.3-2. táblázatban szereplő K-adatokkal kapcsolatban meg kell jegyezni, hogy azok két különböző mérési módszer használata mellett keletkeztek. 1993-2003 között béta-sugárzás méréséből származtatták a ^{40}K aktivitáskoncentrációját, ezt követően pedig gamma-spektrometriai mérésből nyerték. Külön-külön vizsgálva a két rész-adathalmazt, azok átlagértékei gyakorlatilag egyezőnek tekinthetők. Az A8 állomás környezetéhez viszonyítva kb. 10%-kal magasabb K-tartalom vélhetően a hosszú ideje fennálló talajhasználat (műtrágyázás) következménye.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg					
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)
1993	26.0	14	<6.21			
1994	11.3	10	<0.15			
1995	7.1	10	<1.1		491	6
1996	8.1	7	<0.11		497	6
1997	5.3	8	2.7	18	473	6
1998	6.2	8	<1.06		463	6
1999	8.9	7	<1.08		428	5
2000	3.1	4	<1.06		473	2
	1.8	5	0.8	22	500	2
	1.3	7			479	2
	1.7	5			484	2
2001	9.5	2	2.2	7	428	2
	24.1	2			415	2
2002	7.3	3	2.1	6	382	2
	5.8	3	0.6	18	381	2
	8.5	3			371	6
	15.2	3			363	2
2003	6.8	3	0.6	22	380	2
	6.4	3	0.6	22	389	2
	6.3	3			391	2

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg					
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)
	6.8	3			380	2
2005	4.9	4	11.5	12	362	2
2006	8.1	5	1.2	10	360	3
	7.1	5	1.4	9	364	3
	6.1	5	1.5	9	357	3
2007	6.4	6	1.6	8	373	4
	<0.83		0.6	23	315	4
	1.0	22	1.6	8	318	4
	6.4	6	1.6	9	372	4
	<0.96		4.4	4	316	4
	2.1	14			344	4
	7.1	5			506	3
	7.7	5			519	3
	5.1	6			423	3
2008	3.0	5	2.2	7	260	3
	7.3	4	<1.22		474	3
2009	7.8	4	1.3	11	455	3
	9.5	4			456	3

12.8.3-2. táblázat Az atomerőműtől 3.5 km-re, DK-re gyűjtött talajminták radioaktivitása.

A soron következő 12.8.3-3. táblázatban és a 12.8.3-4. táblázatban az A8 állomás környezetéből származó, ill. a HAKSER adatbázisból ugyanezen élőhelyre vonatkozó fűminták radionuklid koncentrációira összegyűjtött mérési eredményeket foglaljuk össze. A megfelelő értékek összevetésénél figyelembe kell venni, hogy a paksi adatok száraz anyagra, míg a másik adatsor a nyers növényre vonatkozik. Az m.b.% itt is a mérési bizonytalanságot jelenti.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (száraz)				
	^{7}Be	^{40}K	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
1985	–	–	2.9 ± 0.3	–	4.5 ± 0.6
	–	–	–	–	–
1987	91 ± 14	1030	6.6 ± 0.7	1.0 ± 0.2	3.1 ± 0.6
	112 ± 22	425	1.4 ± 0.2	< 1	< 2
1988	46 ± 9	650	1.6 ± 0.6	< 1.0	1.9 ± 0.6
1989	–	600	2.3 ± 0.2	–	1.0 ± 0.3
	–	450	2.1 ± 0.3	–	1.8 ± 0.5
1990	–	–	2.3 ± 0.2	–	< 0.4
	–	–	1.7 ± 0.2	–	< 2.7
1991	–	598	3.8 ± 0.3	–	1.5
	–	338	1.6 ± 0.2	–	0.8
1992	–	398	0.4 ± 0.1	–	0.75
1993	–	545	2.3 ± 0.2	–	1.3
1994	–	359	1.3 ± 0.2	–	3.3
	–	441	0.8 ± 0.2	0.2	0.6
1995	–	580	0.3 ± 0.1	–	0.1
	–	832	2.7 ± 0.2	–	1.1
1996	83	670	0.5	–	0.4

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (száraz)				
	^{7}Be	^{40}K	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
	196	382	1.5	–	0.3
1997	62	690	2.3	–	–
	168	253	1.1	–	0.8
1998	49	665	1.2	–	0.5
	124	548	2.6	–	–
1999	33	497	1.7	–	–
	91	247	1.7	–	–
2000	32	614	1.2	–	0.8
	61	518	2.1	–	1.0
2001	30	762	1.7	–	–
	35	859	1.2	–	–
2002	78	545	1.4	–	1.1
	142	619	1.9	–	0.8
2003	82	381	3.6	–	–
	128	339	0.75	–	–
2004	115	805	1.7	–	–
	270	720	2.2	–	1.4
2005	130	560	< 0.3	–	–
	220	610	< 0.4	–	–
2006	130	400	0.89	–	–
	130	600	0.79	–	–
2007	93.3	483	0.39	–	–
	292	553	0.76	–	–
2008	126	723	2.1	–	< 0.21
	236	445	1.9	–	< 0.21
2009	87	688	1.6	–	< 0.21
	218	403	1.8	–	< 0.21
2010	169	548	1.5	–	< 0.21
	511	473	1.7	–	< 0.21
2011	134	568	1.8	–	< 1.27
	135	671	1.4	–	< 1.27

12.8.3-3. táblázat A8 állomáson vett fűmintából mért radionuklid koncentrációk.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (nyers)							
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)	T	m. b. (%)
1989	0.11		0.58				22.00	
	0.15		3.81					
1990	1.00		2.34				<3.6	
	<0		1.86				<3.6	
1991	<0.1		0.31				<8.6	
	<0.1		0.20				<5.17	
	<0.1		0.09				<2.33	
1992	<0.19		2.09				4.09	

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (nyers)							
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)	T	m. b. (%)
	0.11		2.12				7.60	
	0.04		2.22				4.26	
1993	0.14	36	0.72	25			<0.01	
	<1		4.80	14			<0.01	
	<1		2.13	17			<3.58	
	<1		2.80	14				
1994	0.07	62	<0.15				<3.17	
	0.22	18	1.90	31			<3.28	
	0.03	62	0.66	11				
1995	0.07	39	0.37	23	258	5	4.30	33
	0.08	42	0.48	24	280	5	2.50	55
	<0.1		0.93	14	276	5	<1.4	
	0.17	18	<2.54		205	5	<1.4	
							<1.5	
1996	0.14	17	0.29	24	230	5	<2.5	
	0.17	23	0.69	23	321	5	3.20	65
	0.16	21	0.64	19	204	5	3.70	52
	0.24	17	0.64	24	305	5	<2.3	
							<2.5	
1997	0.10	17	<0.48		195	5	<2.7	
	0.09	23	0.67	28	184	5	2.70	76
	0.13	23	0.92	26	190	5	<2.5	
	0.15	20	<0.34		181	5	<2.7	
							<2.5	
							<2.7	
							<2.5	
1998	<0.09		0.26	27	244	5	<2.54	
	0.12	22	<0.26		207	5	<2.74	
	0.10	23	0.33	24	127	5	<2.56	
							<2.57	
							2.94	65
							2.77	66
1999	0.20	12	<0.24		166	5	<2.9	
	0.11	21	0.40	21	183	5	<3.2	
	<0.11		0.36	26	258	5	<2.5	
	0.12	22	<0.29		196	5	<2.7	
	0.09	18	0.29	20	207	1	<2.06	
							<2.6	
							<2.6	
2000	<0.85		0.24	22	245	5	<2.4	
	<0.13		0.83	10	97	5	<2.2	
	<0.11		1.00	8	83	5	<2.6	
							<2.5	

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (nyers)							
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)	T	m. b. (%)
							<2.4	
							<2.3	
							<2.4	
							<2.6	
							<2.5	
							<2.7	
							<2.5	
2001	0.20	16	0.50	8	278	5		
	<0.07		0.37	8	183	5		
	0.09	19	0.41	7	116	5		
	<0.09		0.92	5	114	5		
2002	<0.08		0.41	7	219	5	1.33	25
	0.30	10	0.14	23	196	5	1.38	24
	<0.11		0.18	22	255	5	3.29	13
							1.50	20
							1.21	25
							2.09	16
							0.82	36
							3.13	13
2003	<0.09		0.29	8	245	5	1.50	5
	<0.13		0.37	11	386	5	2.32	5
							1.82	5
							2.98	5
							2.37	5
							2.78	5
							9.44	5
2004	<0.09		0.16	18	214	5	0.55	7
	0.23	12	0.38	9	133	5	1.48	7
							1.16	7
2005	<0.09		0.20	14	202	5		
	<0.08		0.34	6	130	3		
2006	<0.08		0.38	8	191	3	0.83	6
	<0.14		0.65	7	226	3	1.92	6
							1.72	6
2007	0.08	24	0.15	12	107	3	1.91	4
	<0.10		0.14	18	177	3	1.98	4
							2.21	4
							1.64	4
2008	<0.16		0.37	7	316	2	5.03	4
	<0.13		0.12	17	220	2	7.08	4
	<0.12		0.31	8	276	2		
	<0.23		0.46	7	275	2		
2009	<0.11		0.21	9	279	2	9.31	10
	<0.13		0.53	6	229	2	3.28	10

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (nyers)							
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)	T	m. b. (%)
	<0.14		0.32	7	169	2		
	<0.17		0.20	13	166	2		
2010	<0.13		0.15	13	207	2	8.43	56
	0.11	18	0.24	9	274	1	2.29	81
	<0.11		3.39	3	178	2		
	<0.15		0.40	6	187	2		

12.8.3-4. táblázat Az atomerőműtől 3.5 km-re, DK-re gyűjtött fűminták radionuklid koncentrációja.

A fű, mint indikátornövény a nukleáris környezetvédelemben elsősorban a légköri kihullás indikátora, ugyanakkor ez a növény egyben takarmányul szolgál az emberi táplálkozásban fontos szerepet játszó, tejet előállító szarvasmarhának. A táplálékláncon keresztül ez az inkorporáció leggyorsabb útja, ezért a lakossági sugárvédelemben kiemelt szerepet kap megbízható és rendszeres vizsgálata. Ez egyúttal azt eredményezi, hogy a HAKSER és ÜKSER adatbázisokban igen nagyszámú adat áll rendelkezésre, pl. a növények talajból történő radionuklid felvételének az adott környezetben való kvantitatív becslésére. Egy adott izotópra a fűben mért aktivitáskoncentráció és a neki életteret biztosító talaj ugyanezen izotópra meghatározott koncentrációjának a hányadosa az ún. transzfer faktor, vagy koncentráció arány, ami az élővilág sugárterhelése jellemzésének egyik kulcsmennyisége.

A jelen program szempontjából ez azt jelenti, hogy különös gondot kell fordítani a fenti táblázatokban szereplő adatok elemzésére. Látható, hogy a ^{90}Sr- és ^{137}Cs-izotópok koncentrációja igen kicsi, nagyon sok esetben a kimutatási határt sem éri el (pl. a ^{137}Cs-nál az esetek 54%-ában), így a rendelkezésre álló adatok száma a rengeteg vizsgálat ellenére viszonylag kevés. Az is kitűnik, hogy az eredmények igen nagy, jóval a megadott mérési bizonytalanság feletti szórást mutatnak. Ez többek között annak is betudható, hogy az általában is nagy nedvességtartalommal rendelkező növény tömege a vizsgálat teljes ideje alatt is változhat, a változás sebessége erősen függ a külső körülményektől. Így a (valódi) mérési bizonytalanság nehezen becsülhető.

Az antropogén radionuklidokra mért koncentráció nem feltétlenül jelenti az adott mennyiség növényi testen belüli létét. A talaj reszuszpenziója révén a fűszálakra (ill. általában a növényre) rakódott „por" koncentráció-növekményt okoz. A növényi test külső (kiülepedéstől származó) radioaktivitására jó példa a kozmogén eredetű ^{7}Be-izotóp rendszeres detektálása a mintákban (lásd az ÜKSER adatok 12.8.3-3. táblázatát!).

A fenti okok miatt az összegyűjtött adatok elemzése egy hosszabb folyamatot igényelt. Meg kellett vizsgálni a mintavételt megelőző időszakra vonatkozó kihullási (fallout) adatokat (ÜKSER adatbázis) is. Néhány kiegészítő adat is hozzáférhetővé vált az erőmű környezetében végzett, a levegő radioaktivitására vonatkozó mérésekről, így elvileg megbecsülhető az ún. külső radioaktivitás, s így a ténylegesen felvett radiocézium értéke pontosítható.

A hatósági ellenőrző rendszerben a fűvel összehasonlítva ritkábban ugyan, de rendszeresen vizsgálták gyomnövények antropogén eredetű radioaktivitását is. Transzfer faktorok származtatására elvileg ezek az adatok is felhasználhatók, ezért a HAKSER adatbázisból a szóban forgó élőhelyre vonatkozó ilyen adatokat is összegyűjtöttük. A 12.8.3-5. táblázatban ezeket foglaltuk össze. Ezek elemzésével kapcsolatban ugyanazok mondhatók el, mint a fű esetében. A projekt megvalósításában az adatok nem feltétlenül kerülnek felhasználásra, mivel nem sikerült részletes információhoz jutni a növények konkrét fajára és élőhelyére vonatkozóan.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (nyers)							
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)	T	m. b. (%)
1989	0.18		0.22	0.22				
	0.13		2.54	2.54				
1990	1.00							
1991	0.29							
	<1							
	<0.74							

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (nyers)							
	^{137}Cs	m. b. (%)	^{90}Sr	m. b. (%)	^{40}K	m. b. (%)	T	m. b. (%)
1993	0.24	20	5.17	15			<2.52	
	0.16	37	<1.03				<0.52	
	<1		1.15	25			<1.71	
	<1		5.47	16			<2.18	
1994	0.07	54	2.64	21				
	0.20	29	0.38	16				
			1.76	8				
			<0.27					
1995	0.05	34	0.26	22	207	5		
	0.07	29	0.56	14	191	5		
	0.06	45	0.34	26	292	5		
	0.06	40	2.06	6	166	5		
	0.12	37	3.78	6	305	5		
1996	0.07	47	2.01	7	249	5		
	0.06	38	<0.26		239	5		
	0.16	27	0.94	21	241	5		
	0.14	18	0.68	16	249	5		
	0.18	16	1.56	10	124	5		
1997	0.14	17	2.69	13	224	5		
	0.22	17	<0.60		234	5		
	0.18	16	2.63	14	197	5		
	0.09	19	<0.59		223	5		
1998	<0.15		1.29	11	298	5	<2.82	
	0.13	17	0.29	25	213	5		
	0.20	20	3.34	6	202	5		
	0.11	22	0.32	28	227	5		
1999	0.25	22	4.18	6	331	5		
	0.25	19	3.34	7	331	5		
	0.06	23	0.65	10	135	5		
2000	0.12	25	2.67	3	213	5		
	<0.16		2.79	6	206	5		
2009	<0.19		0.88	5	200	2		
2010	<0.12		0.93	14	220	2		

12.8.3-5. táblázat Az atomerőműtől 3.5 km-re, DK-re gyűjtött gyomnövények radionuklid koncentrációja.

A6 állomás környezete

Az atomerőműtől délre elhelyezkedő – erdő-foltokkal tarkított – mezőgazdasági területek ÉNy-i csücskébe telepített A6-os állomás környezetéből 28 évre visszamenőleg állnak rendelkezésre adatok a talajra és a fűre nézve. Ez esetben is szerencsés körülmény, hogy a talajminták gamma-spektrumai minden mérhető radioizotópra kiértékelésre kerültek a vizsgálati időszak nagyobbik részében, így az U- és Th-sorokra is vannak koncentráció-adatok. A kigyűjtött adatokat a 12.8.3-6. táblázatba foglaltuk össze (m.b.% itt is a mérési bizonytalanságot jelenti). Az összesen 40 mintázási eset mérési eredményei a talajra ~200 egyedi koncentráció-adatot szolgáltattak, melynek döntő része felhasználható volt a sugárterhelés becsléséhez szükséges alapadatok származtatásához.

Ami a természetes eredetű radionuklidokat illeti, feltűnő, hogy ez a terület határozottan kisebb környezeti radioaktivitást mutat, pl. az U és Th esetében rendre 13 és 14 Bq/kg-nak adódik a koncentráció. Ez az A8 állomás környezetére kapott értékek fele, ill. kétharmada. Az adatok szórása is lényegesen kisebb (16%). Ez utóbbi tény arra utal, hogy az A8 állomás ÜKSER adatainál ezekre az izotópokra talált ~30%-os szórás oka

részben a tereprendezés (feltöltés) miatt kialakult talaj-inhomogenitásokkal függhet össze. Ezt a nézetet megerősíti az a megfigyelés is, hogy ott az U- és Th-adatok eloszlása erősen aszimmetrikus, a vártnál nagyobb szórás a kis értékek gyakori megjelenése miatt van. Ezek ugyanakkor szinte mindig „párban" jelennek meg, s az A6-os állomásra fent megállapított ~13-14 Bq/kg környékére esnek. Mivel a saját vizsgálatok eredménye szerint az erőműtől DK-re fekvő terület (HAKSER vizsgálati terület) talaj-adata is a fenti alacsony radioaktivitást mutatja, a természetes izotópokra mindkét szóban forgó élőhelyen az A6 állomás környezetében mért értékeket fogjuk használni.

A mesterséges eredetű radioaktív izotópok közül az élővilág sugárterhelésében az alapszinthez gyakorlatilag a nukleáris fegyverkísérletek nyomán a talajra kihullott két hosszú felezési idejű izotóp, a ^{90}Sr és ^{137}Cs ad értékelhető járulékot. Magyarországi viszonylatban az utóbbi koncentrációja a csernobili reaktorbaleset hatásaként kb. megduplázódott. Jelentőségük miatt vizsgálatuk a HAKSER és ÜKSER programok állandó részét képezi, így az A6-os állomás talajra vonatkozó aktivitáskoncentráció adatai között szinte hiánytalan adatsor áll rendelkezésre ezekre.

A 12.8.3-6. táblázat ^{137}Cs-adatait elemezve a legszembetűnőbb, hogy a koncentráció-értékek igen széles tartományt fednek le. Ez alapvetően három fő okra vezethető vissza. Egyrészt 1986-ban ugrásszerűen megnőtt a talaj ^{137}Cs-szennyezettsége a csernobili kihullás miatt, másrészt az adatsor közel 30 évet, vagyis egy felezési időt ölel át. A kapott eredményt továbbá erősen befolyásolja a mintavétel mélysége, mivel a szennyező izotóp koncentrációja a talajfelszíntől mért távolsággal általában csökken. Fiatal szennyezés (kihullás) esetén a koncentráció gradiens igen nagy, így néhány cm-en akár nagyságrendnyi különbség is lehet. Az ÜKSER adatokhoz kapott kiegészítő információkból ismert, hogy 1987 és 1991 között (1989 kivételével) a 0-2 cm-es talajszelvény volt mintázva. Ekkor tehát a még friss csernobili cézium volt a meghatározó a koncentráció alakításában (~60 Bq/kg). 1992-2002 között 5 cm mélységig történt a mintavétel, ennek megfelelően ebben az időszakban átmenet nélkül jelennek meg a ~20 Bq/kg körüli értékek. 2003-tól sekélyebb (0-3 cm) a mintázás, ezért az utóbbi ~10-15 évben nem olyan szembetűnő a radioaktív bomlás miatti fogyás.

A mélységgel csökkenő koncentráció miatt a kapott eredményt befolyásolja a mintavétel kivitelezésének módja és minősége is. A Csernobil-előtti időkre az ásós mintavétel volt a jellemző, ami többnyire egy lefele szűkülő gödröt eredményezett, így a mintában nem egyforma súllyal szerepeltek az egyes „rétegek". A mintavételi módszer eme tulajdonsága érhető tetten az 1983-1985 közötti ^{137}Cs-adatoknál. A bomba-cézium akkorra már idősnek számított, sík, eróziómentes területen a felső ~5 cm-es rétegben viszonylag egyenletesen oszlik el. Ennek ellenére az adatok 1.7–7.4 Bq/kg érték között szóródnak, ami vélhetően a nagyon változó mintavételi mélységgel magyarázható.

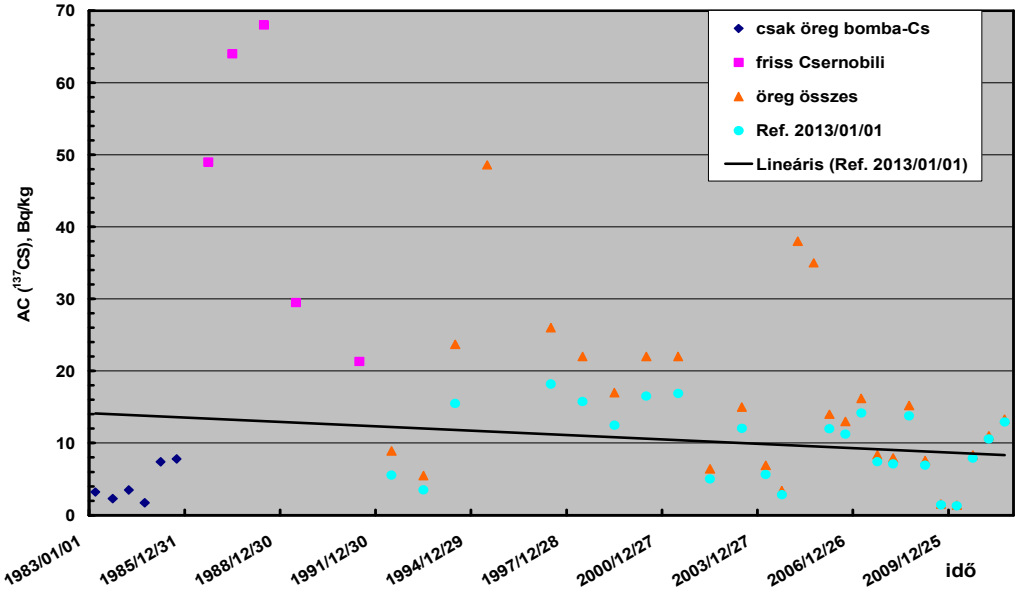
Fentiek miatt az alapadatként használandó és a jelen időre érvényesnek tekinthető ^{137}Cs- szint származtatásánál igen körültekintően kell eljárni. Nyilvánvaló, hogy erre nem használható az összes, a 12.8.3-6. táblázatban szereplő adat. Az világos, hogy az 1986 előttieket figyelmen kívül kell hagyni. Ugyanezt kell tenni a friss kihullást jellemző, 1986-1991 között keletkezettekkel is.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg												
	^{7}Be	^{40}K	m.b.%	U-sor	m.b.%	Th-sor	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
1983	–	309.2		23		16.2		2.8	7			3.2	
	–	334.9		26.3		16.2		0.4	175			2.3	
1984	–	123	2	–		–		4.6	7			3.5	20
	–	240	4	–		–		0.9	11			1.7	29
1985	–	223	2	11.1	8	11.9	6	2.77	3	–		7.4	4
	–	215	3	11	4	12.1	14	3.42	15	–		7.8	4
1986	–	–		–		–		–		–		–	
	–	291		–		–		4.9		16.0		49.0	
1987	–	313	6	13.6	7	16.0	19	3.8	13	19.0	11	64.0	8
1988	–	250	10	–		–		1.8	28	16	13	68	7

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg												
	^{7}Be	^{40}K	m.b.%	U-sor	m.b.%	Th-sor	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
1989	–	270	15	–		–		1.90	7	3.9	15	29.5	14
1990	–	220		–		–		–		11		106	
1991	–	204		–		–		3.4	6	1.8		21.3	
1992	–	241		–		–		0.5	20	–		8.9	
1993	–	214		–		–		0.20	20	–		5.5	
1994	–	266		–		–		0.7	14	0.1		23.7	
1995	–	596		–		–		1.1	18	1.2		48.6	
1997	6.3	281		13		15		0.9	30	0.4		26	
1998	3.9	264		12		13		0.8	30	0.2		22	
1999	–	199		9		12		1	27	–		17	
2000	2	255		11		14		1.0	27	0.1		22	
2001	–	271		13		15		0.8	40	–		22	
2002	–	309		15		14		0.18	90	–		6.4	
2003	4.4	273		12		16		0.52	45	–		15	
2004	8.2	275		11		13		<0.1		–		6.9	
	7.5	340		17		19		0.37	30	–		3.4	
2005	3.6	265		13		14		0.25	45	–		38	
	36	320		18		19		0.98	30	–		35	
2006	5.2	270		14		16		1.35	20	–		14	
	7.9	280		14		14		2.2	20	–		13	
2007	6.22	262		11.5		13.8		<0.12		–		16.2	
	6.14	294		15.2		16.3		0.65	40	–		8.37	
2008	7.74	284		15.7		14.3		0.70	40	–		7.93	
	7.43	288		11.2		12.3		0.70	40	–		15.2	
2009	5.32	280		11.1		10.1		0.72	40	–		7.57	
	8.17	354		14.3		15.4		0.66	40	–		1.54	
2010	7.51	271		11.4		10.5		0.65	40	–		1.38	
	12.4	277		12.3		11.1		0.70	40	–		8.34	
2011	<2.5	259		11.4		10.6		0.69	40	–		11	
	6.36	286		12.2		15.9		0.64	40	–		13.3	

12.8.3-6. táblázat A talaj radioaktivitása az A6 állomás környezetében.

A fennmaradó 27 adat elvileg felhasználható, az A8-as állomással kapcsolatosan említett bomláskorrekció elvégzése után. Az alábbiakban a 12.8.1. ábran is bemutatjuk a ^{137}Cs talajbeli koncentrációjára kapott mérési eredmények időbeli alakulását, a fenti diszkussziónak megfelelően csoportosítva azokat. Ugyanitt feltüntettük a referencia időre korrigált koncentráció-értékeket is.



12.8.1. ábra Az antropogén eredetű ^{137}Cs-izotóp koncentrációjának időbeli alakulása az A6 állomás környezetében.

Az ábra bal alsó sarkában elhelyezkedő pontok alapján jól megbecsülhető, hogy Csernobil híján mára a talaj antropogén eredetű ^{137}Cs-szintje a talaj terresztrikus radioizotópoktól származó összegzett aktivitáskoncentrációjának egy ezrelékét sem érné el, vagyis a bomlási módot és energiát is figyelembe véve a sugárterheléshez elenyészően csekély járulékot adna. Látható továbbá, hogy a lila színnel ábrázolt, a friss csernobili kihullást reprezentáló adatok még a bomlási korrekció után is irreálisan magasra húznák a kontaminációs szintet, ha a sokszor tapasztalt egyszerű átlagolással származtatnánk azt. A narancsvörös háromszöggel jelzett adatok között is akad három, amelyek egyértelműen nem illenek bele a lassan csökkenő szennyezettség-trendbe. A kettes-hármas faktorral kiszóró 3 mérési adat (a 12.8.3-6. táblázatban piros színnel kiemelve) teljesen egyértelműen hibás, ezért ezeket a referencia időre korrigált adatok között már fel sem tüntettük. A türkiz színnel ábrázolt korrigált adatok jól láthatóan egy időben enyhén csökkenő trendvonal mentén helyezkednek el. Ez azt jelenti, hogy a talaj felső, 5-10 cm-es rétegéből a ^{137}Cs nemcsak a radioaktív bomlás révén tűnik el, hanem más folyamat is hozzájárul a fogyáshoz. Ez nyilvánvalóan a csapadék „kimosó" hatásának, s a szennyező egy részének a mélyebb talajrétegek felé való elszállításának köszönhető. Pusztán a véletlennek tekinthető, hogy az itteni talaj, továbbá a sokéves átlagos csapadékmennyiség együttesen egy közel a ^{137}Cs bomlásállandójával megegyező rátával tünteti el a felső rétegből ezt az izotópot (1983:14 Bq/kg, 2013: ~7 Bq/kg).

A felhasználhatónak tekintett 24 adat alapján a talaj jelenlegi ^{137}Cs-aktivitáskoncentrációjára (10.6 ± 4.6) Bq/kg adódik, ha egyszerű átlagolással származtatjuk azt. Az előző bekezdésben levont következtetés nyomán azonban indokoltabb a trendvonal szerint 2013. év elejére prognosztizált értéket elfogadni, ami 6.6 Bq/kg ^{137}Cs a talaj felső ~5 cm-es rétegére. E cca. 40%-kal alacsonyabb érték elfogadásakor azt is figyelembe kell venni, hogy a külső sugárterhelés számításakor a teljes, kb. 30 cm vastag talajréteget tekintjük a fenti mértékben szennyezettnek, jóllehet bizonyos, hogy az átlagos koncentráció ennek töredéke. Az elsősorban a ^{90}Sr-izotóp ellentmondó mérési adatai miatti réteges talajminta-vétel és mérés ezt a bizonytalanságot is segíti csökkenteni.

A ^{90}Sr-izotópra az 1983-2011 közötti időszakból szintén közel hiánytalan adatsor áll rendelkezésre. Nehezen, csak radiokémiai elválasztás után mérhető izotóp lévén, az adatok mérési bizonytalansága általában meglehetősen magas, a koncentráció időbeli alakulása nehezen követhető. Úgy tűnik, hogy az adatok alapvetően két csoportba sorolhatók: 1992-ig jellemzően ~3 Bq/kg adódott eredményül, majd innentől csak 0.6-0.8 Bq/kg. Ha a referencia időpontra korrigált adatsorként tekintjük őket, akkor ez az elkülönülés még szembetűnőbb. A mintavételi mélység már fentebb említett változása csak részben szolgálhat magyarázatul erre. A ^{137}Cs-mal összehasonlítva a kapott eredményre ennek ugyanis nagyobb lehet a hatása, mert kétértékű alkáli fém lévén elvileg erősebben kötődik az agyagásványokhoz. Talán ennek tudható be az is, hogy a bomlás-korrigált mérési

eredmények nem mutatnak semmi, a céziumnál előbb tárgyalt időbeli „fogyást". Elképzelhető, hogy közben az analitikai protokoll is megváltoztatásra került, s e két tényező – részben véletlen – együttes hatásáról van szó. A talaj jelenlegi, irányadó ^{90}Sr-kontaminációját külön-külön mindkét adatcsoportból meghatároztuk. A talaj felső 2 cm-es rétegére 9 bomlás-korrigált adat van, ezek átlaga és szórása (1.74 ± 0.56) Bq/kg. Az 5 cm-ig terjedő tartományra 21 elfogadhatónak tartott adatból (0.62 ± 0.18) Bq/kg a becsült koncentráció.

Az A6-os állomás környezetéből fűminták gyűjtése is rendszeres volt. Az erre vonatkozó adatokat a 12.8.3-7. táblázat tartalmazza. Ezekkel kapcsolatban gyakorlatilag ugyanaz mondható el, mint az A8-as állomás környezetéből származó fűminták radioaktivitás-adatairól. A ^{40}K aktivitáskoncentrációjának értékei jól jelzik, hogy a vizsgált minták sok esetben nem voltak azonos módon kiszárítva. A nyers állapotú növényre feltételezhető kb. 60 Bq/kg esetén a száraz anyagnál a koncentráció várható értéke 6-700 Bq/kg lenne. Az itt szereplő 50 adatból ilyen nagyságú azonban csak 12, vagyis kb. 25%. Nyilvánvaló, hogy a többi izotópra megadott értékek is legfeljebb ilyen arányban tekinthetők reálisnak.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (száraz)										
	^{7}Be	m.b.%	^{40}K	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{110m}Ag	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
1983	43	31	676	9	–		–	–		< 2.0	
	85	11	591	5	–		–	–		1.2	
1984	140	21	470	3	12.3	9	–	–		1.0	20
	390	4	430	3	0.9	11	–	–		3.8	11
1985	–		–		4.4	7	–	–		1.2	17
	–		–		3.5	9	–	–		8.4	11
1986	–		–		–		–	–		–	
					11.4		4.7	88		196	0
1987	88	10	730	7	25.1	6	–	3.9	15	8.4	15
	188	7	325	8	7	7	–	1.5	27	6.5	15
1988	52	19	720	7	9.2	15	–	< 1.0		2.2	45
	180	14	400	8	7.7	16	–	0.6	50	3.0	20
1989	–		670	13	5.2	6	–	–		2.5	28
	–		290	14	3.7	8	–	< 0.4		2.0	30
1990	–		–		6.9	6	–	–		< 0.7	
	–		–		7.2	7	< 0.3	–		2	
1991	–		318		1.7	12	–	–		2.7	20
	–		323		4.2	7	–	–		3	20
1992	–		357		4.0	8	0.76	–		2.3	20
1993	–		551		1.8	11	–	–		1.2	20
1994	–		490		0.7	29	0.5	–		1.4	20
	–		412		2.5	16	–	0.1		1.2	20
1995	–		724		3.7	14	–	–		0.6	40
	–		250		5.9	10	0.4	–		0.9	40
1996	109		778		2.7	40	–	–		1.7	10
	271		388		2.4	40	–	–		0.9	40
1997	269		643		3	10	–	–		3.1	10
	272		134		4.2	10	–	–		–	
1998	49		544		1.3	40	–	–		1	40
	1166		554		3.3	10	–	–		1.9	10
1999	38		616		3	10	–	–		1.5	10

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (száraz)										
	^{7}Be	m.b.%	^{40}K	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{110m}Ag	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
	87		414		3.6	10	–	–		0.3	40
2000	74		266		3.9	10	–	–		1.5	10
	99		351		6.1	10	–	–		–	
2001	66		433		8.1	10	–	–		2.1	30
	69		574		3.4	10	–	–		–	
2002	104		351		3	10	–	–		–	
	53		586		3.6	10	–	–		–	
2003	162		252		5.8	5	–	–		0.9	40
	163		389		5	5	–	–		–	
2004	45		720		1.5	30	–	–		–	
	170		320		1.2	30	–	–		7.5	5
2005	130		465		1.2	30	–	–		–	
	240		430		2.2	20	–	–		–	
2006	170		350		2.4	50	–	–		–	
	150		380		2	20	–	–		–	
2007	156		542		1.8	50	–	–		–	
	256		483		2.9	50	–	–		–	
2008	246		560		2.3	46	–	–		0.65	50
	147		463		2	46	–	–		0.6	50
2009	184		422		2.4	46	–	–		0.75	50
	324		228		2.1	46	–	–		< 0.21	
2010	168		654		2.8	46	–	–		< 0.21	
	402		720		2.2	46	–	–		< 0.21	
2011	122		465		2.9	46	–	–		< 1.16	
	167		295		2	46	–	–		< 1.10	

12.8.3-7. táblázat Fűminták radioaktivitása az A6 állomás környezetében.

Érdemes azt is megjegyezni, hogy míg a talaj esetében a ^{90}Sr átlagos koncentrációja 5 cm mélységig tizede a ^{137}Cs koncentrációjának, addig az adatok tanúsága szerint a fű esetében tendenciájában az előző a nagyobb. A két izotóp talajbeli mélységi eloszlásáról az előzőekben elmondottak alapján ez az eredmény meglehetősen hihetetlennek tűnik. Jóllehet e növény nem szerepel a kiválasztott fajok között, a táplálékláncban betöltött szerepe miatt jó lenne tisztázni a fenti problémát.

A táblázatban néhány adat piros színnel itt is kiemelésre került. A ^{137}Cs esetében az 1986-1987-ben mért igen magas értékek nyilvánvalóan a növény felületére tapadt por miatt adódtak. A többi megjelölt adat (zömében kiugróan magas) nagy valószínűséggel egyszerűen hibás.

Az A6-os állomás környezete nem tartozik bele a hatósági vizsgálatokba, ezért erre az élőhelyre nézve a fenti adatokon túl egyéb mérési információ nem állt rendelkezésre. Az e program keretében elvégzett saját vizsgálatok során erről a környékről gyűjtött, majd mért réteges talajminta, továbbá növények hasznosan egészítik ki az e környezetre vonatkozó mérési adatokat. Ezeket később, a 12.10 fejezetben mutatjuk be.

A1 állomás környezete

Az atomerőműtől szinte pontosan É-i irányban létesített A1-es állomáson az A6-os állomással megegyező protokoll szerint vizsgálták a környezetében lévő talaj és fű radioaktivitását, így egy ugyanolyan nagyságú adathalmaz áll rendelkezésre a sugárterhelés alapszintjének meghatározásához. A közel 190, izotópszelektív mérésből származó adat döntő hányada alkalmasnak tűnt a szükséges alapadatok származtatásához.

A talajra kigyűjtött adatokat a 12.8.3-8. táblázat foglalja össze. Egy-egy izotópra nézve az alábbi megállapítások tehetők. A ^{40}K aktivitáskoncentrációja gyakorlatilag megegyezik az A6-os állomás környezetének talajára kapott értékkel (272 Bq/kg), ha a táblázatban pirossal kiemelt 3 korai adattól eltekintünk. Ezek nélkül az adatsor szórása (9%) is kedvezően alakul, az egyedi mérési adatokhoz megadott bizonytalanság körüli. Az urán bomlási sorára rendelkezésre álló mérési eredmények között is akad 3, melyek jelentősen eltérnek a többitől. Nélkülük az adathalmaz normális eloszlást mutat 11.4 Bq/kg átlaggal, a szórás (15%) teljes összhangban van a megadott mérési bizonytalanságokkal. A Th-sorra vonatkozó adatok között nem akad egyetlen kiszórónak tekinthető sem, átlaguk (12.8 ± 2.4) Bq/kg-nak adódott. E két bomlási sorra kapott koncentráció értékről is elmondható, hogy megegyeznek az A6-os állomás környezetének talajára találtakkal. Ezek az egyezések tulajdonképpen nem meglepőek, hiszen egymástól nem túl távoli helyekről van szó.

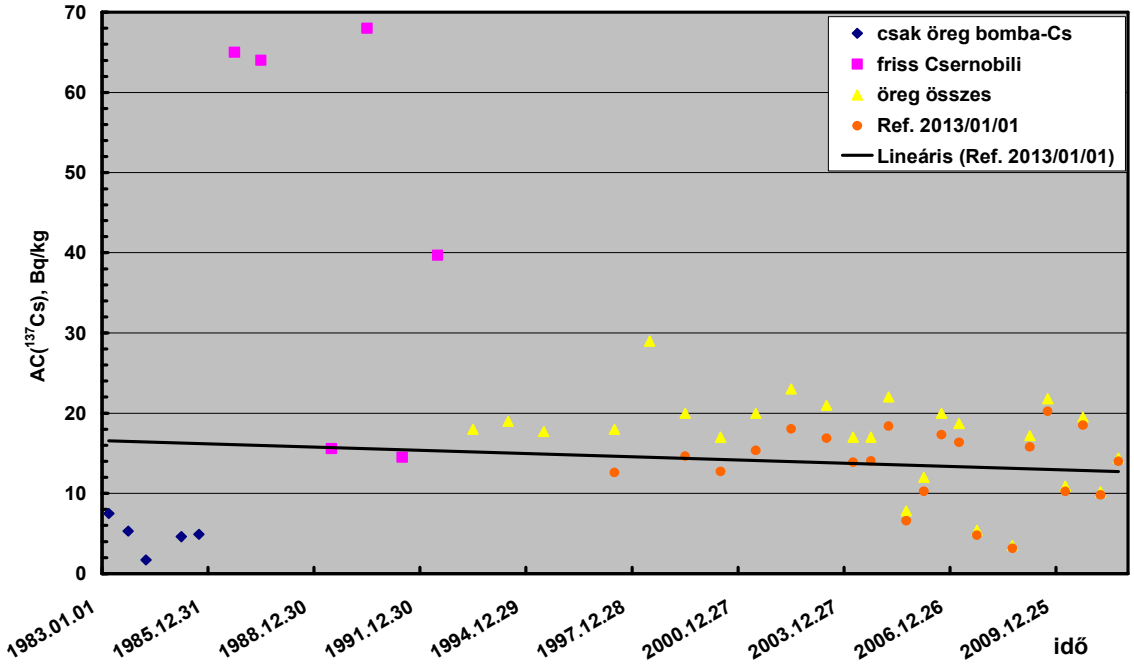
A 12.8.3-8. táblázat ^{137}Cs-izotópra vonatkozó adatai a koncentráció-értékek igen széles tartományát fedik le. Értelmezésük az A6 állomáséival teljesen hasonló gondolatmenettel végezhető el. Itt is szükségesnek látszott néhány mérési adat figyelmen kívül hagyása, ezek a táblázatban piros színnel kiemelésre kerültek. Az alapadatként felhasználandó és ma érvényesnek tekinthető ^{137}Cs-szennyezettségi szint származtatásánál is ugyanúgy járhatunk el.

A ^{137}Cs talajbeli koncentrációjára kapott mérési eredmények időbeli alakulását a 12.8.2. ábran szemléltetjük, most is az A6-os állomásnál adott diszkussziónak megfelelően csoportosítva azokat. Ugyanitt feltüntettük a referencia időre korrigált koncentráció-értékeket is. Az itteni talaj referencia időre érvényes ^{137}Cs-kontaminációjára a korrigált adatokra illesztett trendvonal alapján 11.1 Bq/kg érték adódik. Ez jelentősen felülmúlja az A6 környezetére kapottat (67 %-kal) és a két terület közelsége miatt nehezen magyarázható az eltérő kihullással. Nem valószínű ugyanis, hogy hosszabb idő átlagában a csapadék számottevő mértékben különbözött volna. Az inkább elképzelhető, hogy az atomerőmű létesítése előtti időkben a két terület hasznosításában volt különbség, s ez a talaj szerkezetében a mai napig nyomot hagyott, pl. a vízháztartásukban. Ennek lehet olyan következménye, hogy az A1 állomás körüli területen lassabban migrál a radiocézium a mélyebb rétegek fele. A két állomás radioaktív bomlásra korrigált ^{137}Cs-adataira illesztett trendvonal meredeksége valóban különböző, az A1-é csak 2/3-a az A6-ének. A táplálékláncczal összefüggésben ez azt eredményezi, hogy a mélyebbre nyúló gyökérzetű növények lényegesen kevesebb ^{137}Cs-hoz jutnak az A1 állomás körüli területen. A csak a talaj felső rétegében élő lények (egyes rovarlárvák, földigiliszta) ^{137}Cs-tól eredő sugárterhelésében is megjelenik ez a két környezetben tapasztalt különbség.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg												
	^{7}Be	^{40}K	m.b.%	U-sor	m.b.%	Th-sor	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
1983	–	363		21.8		16.4		3.1	3	–		7.5	
	–	312		23.0		15.3		3.8	79	–		5.3	
1984	–	124	2	–		–		1.8	11	–		1.7	24
	–	193	3	–		–		0.3	13	–		~ 0.6	
1985	–	234	2	10.5	12	12.8	14	2.12	3	–		4.6	4
	–	259	3	10.7	15	12.5	10	1.76	17	–		4.9	6
1986	–	–		–		–		–		–		–	
	–	270		–		–		4.0		26.0		65.0	
1987	–	313	6	13.6	7	16	19	3.8	13	19	11	64	8
1988	–	300	7	–		–		1.5	20	21	10	88	7

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg												
	^{7}Be	^{40}K	m.b.%	U-sor	m.b.%	Th-sor	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
1989	–	295	15	–		–		1.39	9	2.5	28	15.6	15
1990	–	274		–		–		1.8	17	9		68	
1991	–	194		–		–		4.0	10	1.1		14.5	
1992	–	273		–		–		1.3		1.6		39.7	
1993	–	273		–		–		1.32	10	0.4		18	
1994	–	288		–		–		0.5	20	–		19	
1995	–	235		–		–		0.5	20	0.4		17.7	
1997	9.3	294		28		16		0.8	30	0.2		18	15
1998	7.4	288		12		14		1.4	15	0.3		29	15
1999	2.1	268		13		16		0.6	30	0.2		20	15
2000	–	230		10		12		0.5	30	0.1		17	5
2001	–	255		11		14		0.6	90	–		20	5
2002	4.1	279		14		16		< 0.18		–		23	3
2003	2.7	259		11		14		< 0.15		–		21	5
2004	5.3	280		12		14		0.38	30	–		17	5
	4.1	285		13		15		< 0.15		–		17	5
2005	3.1	255		11		12		< 0.16		–		22	5
	13	270		9.3		11		0.37	45	–		7.8	15
2006	8	270		14		13		1.25	20	–		12	5
	9.4	270		13		12		0.93	66	–		20	5
2007	2.64	284		12.1		13.5		1.7	16	–		18.7	5
	3.98	275		9.9		12.1		0.36	86	–		5.40	15
2008	6.32	263		10.1		9.71		0.40	67	–		1.62	15
	6.15	269		8.25		9.27		0.30	67	–		3.50	15
2009	4.79	273		9.56		9.1		0.51	67	–		17.2	5
	6.18	308		13.6		11.0		0.30	67	–		21.8	5
2010	4.61	266		9.69		8.97		0.55	67	–		10.9	5
	3.29	275		10.8		9.8		0.40	67	–		19.5	5
2011	< 2.4	262		9.16		8.9		0.59	67	–		10.2	5
	3.97	287		12.9		14.5		0.43	67	–		14.4	5

12.8.3-8. táblázat A talaj radioaktivitása az A1 állomás környezetében.



12.8.2. ábra Az antropogén eredetű ^{137}Cs izotóp koncentrációjának időbeli alakulása az A1 állomás környezetében.

Ami az A1 állomás környezetének ^{90}Sr-kontaminációjára vonatkozó adatokat illeti, itt is az A6-osnál észlelt érték-csoportosulással találkozunk, ami különösen a bomlás-korrigált adatoknál tűnik ki. Egy-egy csoporton belül azonban a tapasztalati szórás nagyobb, továbbá az egyedi koncentráció-értékek általában kisebbek, mint az A6-os állomás esetén. A ^{137}Cs-izotóppal kapcsolatban a két környezet talajának sajátosságaira nyert információ alapján nem lehet kizárni, hogy azzal összefüggő okból a radiostroncium talajból való kinyerése csak lényegesen alacsonyabb hatásfokkal történt (az erősebb szorpció miatt). A fennálló ellentmondást csak az e talajokon elvégzett célzott radiokémiai vizsgálatokkal lehetne tisztázni.

A talaj mai, irányadó ^{90}Sr-kontaminációját itt is külön-külön mindkét adatcsoportból meghatároztuk. A talaj felső 2 cm-es rétegére 8 bomlás-korrigált adat van, ezek átlaga és szórása (1.41 ± 0.60) Bq/kg. Az 5 cm-ig terjedő tartományra 21 elfogadhatónak tartott adatból (0.48 ± 0.21) Bq/kg a becsült koncentráció.

Az A1-es állomás környezetéből a fűminták gyűjtése is rendszeres volt. Az erre vonatkozó adatokat a 12.8.3-9. táblázat tartalmazza (m.b.% jelentése itt is a mérési bizonytalanság). Ezekkel kapcsolatban gyakorlatilag ugyanaz mondható el, mint az A6-os állomás környezetéből származó fűminták radioaktivitás-adatairól. A ^{40}K aktivitáskoncentrációjának értékei jól jelzik, hogy a vizsgált minták sok esetben nem voltak jól kiszárítva. A nyers állapotú növényre feltételezhető kb. 60 Bq/kg esetén a száraz anyagnál a koncentráció várható értéke 6-700 Bq/kg. Az itt szereplő 50 adatból ilyen nagyságú azonban csak 9, vagyis 18%. Nyilvánvaló, hogy a többi izotópra megadott értékek is legfeljebb ilyen arányban tekinthetők reálisnak.

Itt is meg kell jegyezni, hogy míg a talaj esetében a ^{90}Sr átlagos koncentrációja 5 cm-ig huszada a ^{137}Cs koncentrációjának, addig az adatok tanúsága szerint a fű esetében tendenciájában az előző átlagosan kétszer nagyobb az utóbbinál. A két izotóp talajbeli mélységi eloszlásáról korábban mondottak alapján ez az eredmény meglehetősen hihetetlennek tűnik. A fű táplálékláncban betöltött szerepe miatt jó lenne tisztázni a fenti problémát.

A táblázatban néhány adat piros színnel kiemelésre került. A ^{137}Cs esetében az 1986-1987-ben mért igen magas értékek nyilvánvalóan a növény felületére tapadt por miatt adódtak. A többi megjelölt adat (zömében kiugróan magas, a ^{40}K esetében pedig alacsony) nagy valószínűséggel egyszerűen hibás.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (száraz)										
	^{7}Be	m.b.%	^{40}K	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{110m}Ag	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
1983	43	31	676	9	–		–	–		< 2.0	
	85	11	591	5	–		–	–		1.2	
1984	100	40	480	2	1.8	11	–	–		4.1	20
	400	4	430	3	12.3	9	–	–		0.3	13
1985	–		–		1.8	6	–	–		0.7	14
	–		–		2.6	12	–	–		6.1	13
1986	–		–		–		–	–		–	
	–		–		3.0		1.6	7.0		18.0	
1987	108	10	670	7	5.2	8	–	2.3	13	8.0	10
	180	11	295	10	8.1	9	–	1.1	27	2.6	15
1988	195	7	355	7	3.4	26	–	< 0.5		1.9	21
	193	10	380	7	4.2	19	–	0.7	43	1.8	22
1989	–		410	15	19.1	3	–	–		< 0.8	
	–		310	15	2.6	8	–	–		< 0.4	
1990	–		–		4.4	7	–	–		< 1.8	
	–		–		1.6	13	< 0.5	–		< 0.6	
1991	–		366		7.1	4	1.3	–		0.3	40
	–		470		4.4	7	–	–		–	
1992	–		412		3.1	10	0.15	–		0.23	40
1993	–		675		2.1	10	0.15	–		0.1	40
1994	–		617		1.2	33	1.6	–		2.4	20
	–		394		2.2	18	–	0.3		0.6	40
1995	–		327		5.5	11	0.3	–		0.3	40
	–		571		3.2	16	–	–		0.5	40
1996	68		640		3.3	20	–	–		0.4	40
	267		507		2.8	20	–	–		1.0	20
1997	152		597		2.2	10	–	–		–	
	179		95		1.5	40	–	–		–	
1998	141		586		2.5	10	–	–		0.3	40
	1491		610		3.3	10	–	–		–	
1999	60		583		5.7	10	–	–		–	
	102		361		2.7	10	–	–		–	
2000	16		848		2.3	10	–	–		–	
	121		274		5.7	10	–	–		0.6	40
2001	18		674		1.6	20	–	–		–	
	184		376		2.2	10	–	–		–	
2002	291		149		5.6	10	–	–		–	
	178		410		2.4	10	–	–		–	
2003	282		192		9.3	5	–	–		1.9	5
	178		410		2.4	5	–	–		–	
2004	95		675		2.4	10	–	–		–	
	200		355		3.2	10	–	–		–	
2005	185		370		4.1	5	–	–		4.4	5
	390		330		3.0	5	–	–		–	
2006	390		160		3.13	10	–	–		–	
	260		230		3.2	20	–	–		–	
2007	207		127		1.2	50	–	–		–	
	353		218		1.4	50	–	–		1.66	5
2008	406		273		2.2	35	–	–		0.52	50
	249		205		2.8	35	–	–		< 0.21	

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (száraz)										
	^{7}Be	m.b.%	^{40}K	m.b.%	^{90}Sr	m.b.%	^{110m}Ag	^{134}Cs	m.b.%	^{137}Cs	m.b.%
2009	192		436		1.3	46	–	–		< 0.21	
	416		168		1.7	46	–	–		0.63	50
2010	191		514		1.4	46	–	–		< 0.21	
	477		320		2.7	35	–	–		0.36	50
2011	320		403		1.8	46	–	–		< 1.11	
	172		241		2	35	–	–		< 0.71	

12.8.3-9. táblázat Fűminták radioaktivitása az A1 állomás környezetében.

E fejezetben eddig a három kiválasztott szárazföldi élőhelyre rendelkezésre álló adatok közül csak a sugárterhelés jellemzése szempontjából kulcsfontosságúnak tartott izotópok adatait elemeztük.

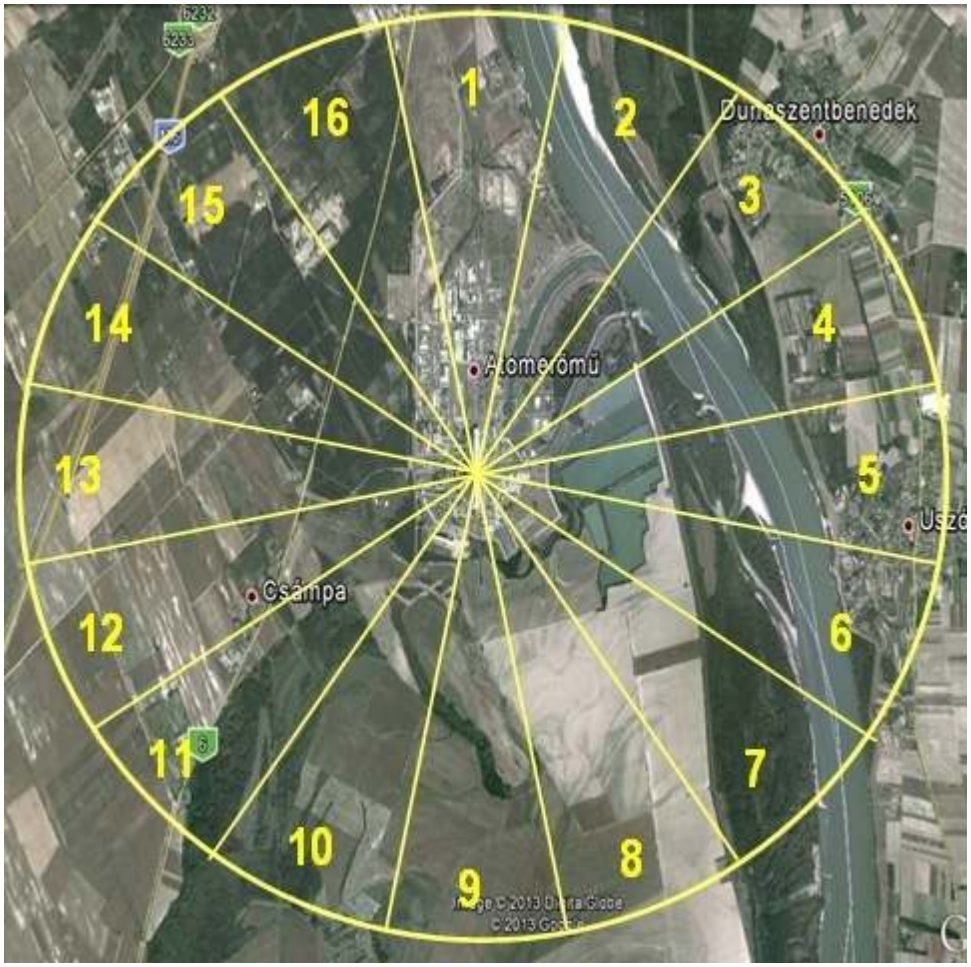
A táblázatokat áttekintve látható, hogy a ^{7}Be-izotópra is igen sok adat áll rendelkezésre. Kozmogén eredetű és viszonylag rövid felezési idejű lévén, aktivitáskoncentrációja erős szezonális jelleget mutat, ezért az alapadat származtatására a már tárgyalt izotópok esetén követett eljárás csak végső esetben használandó. A talaj és növények ^{7}Be-kihullástól származó radioaktivitás-szintjét célszerűbb az ÜKSER adatbázisban rendelkezésre álló aeroszol-koncentráció és légköri kihullás (fallout) adatokra támaszkodva meghatározni. Ezek heti, ill. havi átlagos értékekkel kerülnek mérésre, ezért akár csak néhány év adatsorának feldolgozása is sok mérési eredmény elemzését jelenti.

Ritkán ugyan, de a vizsgált médiumokban előfordul még a ^{134}Cs és a ^{110m}Ag izotópok detektálása is. Ez leggyakrabban az 1986-88 évek közötti időre esik és a ^{134}Cs esetében tudvalevőleg a csernobili balesettel függ össze. Rövid felezési idejük miatt mára ezek eltűntek a környezetből, ezért a mai alapszintet nem érintik. Erre való tekintettel, ezekkel a továbbiakban nem foglalkozunk.

12.8.4 Vízi élőhelyek

A vízi környezetben mért radionuklidok aktivitáskoncentráció-adatainak a feldolgozása elsősorban a HAKSER (1983-2010) és az ÜKSER (1995-2011) adatbázisa alapján történt, de itt az elemzésekbe bevontunk más, a paksi környezettől távolabbi helyszínről származó hatósági mérési eredményeket is. Később ezeket még kiegészítettük saját, korábban és e projekt keretében elvégzett méréseink adataival is.

A HAKSER adatbázisából a három vizsgált vízi környezetre (Kondor tó, Melegvíz-csatorna, Duna Melegvíz-csatorna alatti területe) 1983-tól álltak rendelkezésünkre adatok. Az egyes területeket az adatbázisban ún. szektorkódok és az erőműtől való távolságuk alapján lehetett azonosítani. Az erőmű körüli területeknek a kibocsátási ponthoz (alapvetően a kéményekhez) képesti elhelyezkedésének meghatározását segíti a hatósági mérésekhez korábban kialakított szektor felosztás, amit a 12.8.3. ábra szemléltet. Látható, hogy a 360° 16 szektorra, azaz 22.5°-os nyílásszögű térrészekre van osztva. A 17. és 18. szektorok a Duna erőmű feletti, ill. alatti területét jelentik a HAKSER kódolásában. Az egyes mintatípusokhoz mintakódok is rendelve vannak, az adatok összességében ezeknek a kódoknak az alapján válogathatók ki.



12.8.3. ábra Szektorbeosztás a Paksi Atomerőmű körül.

Melegvíz-csatorna

A Melegvíz-csatorna (V2) kifolyója az adatbázisban a 3. szektorban (12.8.3. ábra), az erőműtől K-ÉK-i irányban 1.5 km-re van jelölve. A Melegvíz-csatornát a 132 (Melegvíz-cs. Bq/kg) és 122 (Melegvíz-cs. Bq/nap) mintakódok jelölik (aktivitáskoncentráció a vízben, ill. napi kibocsátás). Bemenő adatként a 132 mintakóddal jelölt adatokat tudtuk felhasználni. Ezek közül azonban ki kellett szelektálni az ún. összes béta adatokat, melyek nem izotóp szelektívek, továbbá azokat, melyek mérési bizonytalansága 99% volt, azaz kimutatási határ alatti érték.

Így a 27 év ide vonatkozó mérési adatait a következő három táblázatban tüntettük fel: ^{228}Ac, ^{110m}Ag, ^{214}Bi, ^{58}Co, ^{60}Co, és ^{131}I (12.8.4-1. táblázat), ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{40}K, ^{214}Pb és ^{90}Sr (12.8.4-2. táblázat), trícium (12.8.4-3. táblázat). A mért aktivitáskoncentrációkat döntően gamma-spektrometriai mérésből határozták meg. A táblázatok fejlécében az m.b.% a mérési bizonytalanságot jelenti. Az ^{228}Ac tulajdonképpen a ^{228}Ra indikátora, rövid felezési ideje miatt gyakorlatilag egyensúlyban van vele. Ehhez hasonlóan a ^{214}Bi- és a ^{214}Pb-izotópok a radon rövid életidejű leszármazottjaiként, a radon (esetleg a ^{226}Ra) jelenlétére utalnak. Érdemes ez utóbbiakkal kapcsolatban megjegyezni, hogy míg 1987-ben és 1994-ben a mintákban mindkettőt detektálták, éspedig közel azonos koncentrációban, addig 1985-ben és 1986-ban a nagyobb koncentrációban mért ^{214}Pb mellett a ^{214}Bi nem volt kimutatott. Az itt szereplő izotópok közül a ^{131}I mindössze egy alkalommal volt detektálható, ezért a sugárterhelés jellemzésében ezt nem vettük figyelembe. A több-kevesebb alkalommal detektált, de az adatok tanúsága szerint viszonylag rendszeresen előforduló erőművi eredetű izotópok koncentrációja nagyságrendileg megegyezik az őseredeti radioizotópokéval, ezért ezekkel számoltunk a későbbiekben a sugárterhelés becslésében.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l											
	^{228}Ac	m.b. (%)	^{110m}Ag	m.b. (%)	^{214}Bi	m.b. (%)	^{58}Co	m.b. (%)	^{60}Co	m.b. (%)	^{131}I	m.b. (%)
1985									1.73E-02	70		
1986	4.90E-02	18										
1987	2.39E-02	47			6.33E-02	40						
	1.06E-02	70			1.40E-01	33						
	2.13E-02	52										
1988			1.12E-02	75			3.60E-03	70	3.20E-03	68		
									4.00E-03	50		
									4.90E-03	50		
									4.10E-03	50		
									4.00E-03	62		
									1.06E-02	38		
1990			1.50E-02	50			1.09E-02	72				
1991			1.01E-02	9					2.44E-03	58		
			4.54E-03	64								
			7.38E-03	87								
1992			7.42E-03	6					6.86E-03	10		
									4.55E-03	11		
1993			8.46E-03	5			3.34E-03	24	7.15E-03	8		
									2.29E-02	4		
									6.84E-03	6		
1994	5.38E-03	48			5.39E-03	22						
	4.07E-03	49			4.19E-03	35						
					1.83E-02	9						
					9.60E-03	17						
					9.99E-03	16						
1995									4.40E-03	10		
2001											2.87E-01	13
2003									7.00E-03	15		

12.8.4-1. táblázat Néhány ritkán előforduló radionuklid koncentrációja a Melegvíz-csatornában.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l									
	^{134}Cs	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)	^{214}Pb	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)
1985					2.80E-01	20	4.60E-02	20		
					2.55E-01	15	1.77E-02	20		
					3.05E-01	10	4.50E-02	50		
					2.26E-01	15	1.58E-01	40		
							5.90E-03	60		
1986	1.85E-01	13	5.40E-02	37	6.20E-02	24	1.66E-01	18	2.10E-02	

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l									
	^{134}Cs	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)	^{214}Pb	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)
	2.79E-01	58	4.19E-01	9	1.78E-01	46	1.55E-01	29	3.22E-02	
			1.43E+00	18	5.43E-01	13	3.00E-02	8	4.90E-03	
			2.00E-02	15	1.50E-01	25	6.30E-02	25	3.30E-03	
			1.50E-02	25	2.50E-01	23	6.50E-02	23		
			3.28E-02	70	1.80E-01	22	2.00E-02	18		
			6.34E-02	21	5.62E-01	12	1.40E-02	18		
			1.90E-02	64	4.40E-01	14	1.80E-02	20		
							2.00E-03	30		
1987	2.36E-02	60	3.64E-02	30	1.06E-01	12	1.65E-02	40	8.05E-03	
	2.54E-02	48	2.39E-02	50	1.06E-01	12	1.19E-02	23	3.00E-02	50
	1.99E-02	55	3.93E-02	34	3.65E-01	12			1.65E-02	
			1.57E-02	70	1.49E-01	15				
			2.05E-02	75	4.41E-01	13				
			4.28E-02	35	4.03E-02	16				
			1.97E-02	64						
			4.56E-02	34						
			1.16E-02	70						
			9.70E-03	30						
			1.21E-02	30						
			3.64E-02	30						
1988	2.70E-03	70	6.40E-03	50					4.70E-02	
	6.40E-03	48	7.10E-03	40					1.60E-03	
	2.60E-03	76	1.57E-02	21					9.30E-03	
	5.40E-03	59	7.60E-03	47					8.65E-03	
	1.03E-02	36	8.30E-03	37						
			8.70E-03	42						
			1.20E-02	19						
			1.16E-02	31						
			6.70E-03	50						
			5.18E-02	11						
			5.50E-03	54						
			1.41E-02	34						
			6.40E-03	50						
1989	2.80E-03	7	7.60E-03	30	1.43E-02	13			1.40E-02	31
	7.50E-03	8	7.60E-03	38	1.05E-01	12			2.00E-03	50
	5.40E-03	7	9.60E-03	29						
			2.45E-02	15						
	7.30E-03	5	4.50E-03	51						
			3.29E-02	21						
			1.05E-02	72						
			1.16E-02	39						
			2.01E-02	22						

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l									
	^{134}Cs	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)	^{214}Pb	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)
			3.24E-02	14						
			2.14E-02	24						
1990			8.85E-03	44					8.00E-03	24
			6.97E-03	43					1.40E-02	
			2.58E-02	23						
1991	1.15E-02	66	1.13E-02	50	6.49E-02	11			2.50E-02	
			5.20E-03	50	1.65E-01	9			6.86E-03	45
			1.56E-02	44	1.09E-01	10			1.20E-02	12
			9.18E-03	46	7.25E-02	10			7.00E-02	
									2.20E-02	
1992	2.45E-02	4	7.93E-03	16	2.11E-01	17			3.30E-03	
	5.82E-03	7	4.74E-03	15	9.52E-02	25			3.30E-03	
	6.00E-03	7	8.78E-03	10	1.17E-01	21			3.30E-03	
	5.05E-03	6	3.11E-02	4	1.42E-01	18			2.60E-03	
	5.71E-03	7	5.66E-03	13	5.49E-02	38			2.60E-03	
			1.10E-02	8	8.92E-02	26			1.31E-03	42
			1.37E-02	4					2.60E-03	
			1.72E-02	6					3.00E-03	
			1.39E-02	6					3.00E-03	
			1.19E-02	8					3.00E-03	
			6.02E-03	14					4.40E-03	
			8.91E-03	14					4.40E-03	
									4.40E-03	
									2.00E-02	
1993	2.20E-02	3	4.40E-03	13					5.84E-03	59
	2.50E-02	3	5.00E-02	4						
	3.30E-02	3	5.10E-02	4						
	1.30E-02	4	4.80E-02	4						
	5.45E-02	3	2.50E-02	5						
	1.04E-02	4	1.02E-01	3						
	1.80E-02	3	2.14E-02	5						
	3.71E-03	9	3.44E-02	4						
	7.01E-03	4	1.11E-02	8						
	4.59E-03	7	1.58E-02	5						
	5.43E-03	7	9.90E-03	8						
			1.19E-02	6						
1994	6.00E-03	6	6.39E-03	10	1.44E-01	11	3.69E-03	38	2.00E-03	62
			1.35E-02	6	1.57E-01	13	1.57E-02	11		
			2.61E-03	27	1.20E-01	17	6.47E-03	23		
			1.55E-03	44	9.39E-02	21	1.19E-02	13		
			2.84E-03	23	9.42E-02	21	6.47E-03	24		
			1.46E-03	47	4.48E-02	43				

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l									
	^{134}Cs	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)	^{214}Pb	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)
			2.82E-03	26	7.69E-02	25				
			1.04E-02	8	1.01E-01	20				
			3.55E-03	20	7.46E-02	26				
			1.60E-03	33	9.26E-02	17				
			3.11E-03	23	9.97E-02	20				
			2.32E-03	30	6.71E-01	4				
1995	4.00E-03	6	2.00E-03	26					8.00E-03	23
	3.50E-03	8	3.80E-03	15					6.00E-03	29
	3.90E-02	2	1.30E-02	6						
			8.40E-03	9						
			2.00E-03	26						
			2.10E-03	25						
			4.40E-03	13						
			3.60E-03	16						
			2.40E-03	22						
			1.20E-01	3						
			7.00E-03	11						
			2.80E-03	18						
1996			1.10E-03	45					3.90E-03	10
			2.40E-03	22					1.20E-03	5
			9.80E-04	50					8.60E-04	29
			2.50E-03	21					1.55E-03	16
			3.70E-03	15						
			3.10E-03	17						
			2.90E-03	20						
			3.50E-03	15						
			2.00E-03	20						
1997			1.20E-03	39					9.50E-04	20
			2.10E-03	22					3.68E-03	11
			1.50E-03	26					2.90E-03	25
			1.80E-03	27						
			3.50E-03	13						
			2.80E-03	14						
			1.70E-03	31						
			1.60E-03	28						
			9.00E-04	48						
			2.20E-03	18						
1998			2.40E-03	22					4.90E-03	14
			2.30E-03	18					1.07E-02	7
			2.80E-03	15					2.50E-03	10
			1.60E-03	26					4.28E-03	13
			1.40E-03	28						

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l									
	^{134}Cs	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)	^{214}Pb	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)
			1.60E-03	24						
			1.60E-03	25						
			3.20E-03	18						
			1.30E-03	33						
			2.00E-03	25						
1999			1.00E-03	35					3.26E-03	12
			2.00E-03	25					2.26E-03	20
			2.00E-03	25					3.31E-03	15
			2.00E-03	25					3.30E-03	20
			2.00E-03	30						
			1.10E-03	38						
2000	3.00E-04	95	3.00E-03	20					5.00E-03	8
	5.00E-04	60	2.00E-03	25					3.00E-03	16
			5.00E-03	15					2.00E-03	17
			3.00E-03	25					2.00E-03	11
			4.00E-03	18						
			3.00E-03	30						
			2.00E-03	60						
			2.00E-03	60						
			2.00E-03	50						
			2.00E-03	70						
			1.00E-03	85						
2001			1.30E-03	30					2.00E-03	11
			1.00E-03	30					2.20E-03	11
			2.00E-03	25					1.50E-03	13
			2.00E-03	35					3.80E-03	10
			3.00E-03	20					2.30E-03	13
			3.00E-03	20					1.70E-03	10
			3.00E-03	25						
			4.00E-03	25						
			2.00E-03	25						
			3.00E-03	25						
			2.00E-03	30						
			4.00E-03	20						
			2.00E-03	26						
2002			1.10E+00	40					1.40E-03	22
			9.00E-03	35					2.00E-03	27
									2.20E-03	15
									3.20E-03	10
2003	5.00E-03	20	6.00E-03	20					2.20E-03	19
									2.20E-03	19
									2.80E-03	15

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l									
	^{134}Cs	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)	^{214}Pb	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)
									1.80E-03	23
2004									7.00E-03	5
									1.00E-03	26
									1.00E-03	24
2005									1.40E-03	19
									1.80E-03	15
									1.40E-03	5
2007			1.80E-03	25	6.30E-02	11			1.70E-03	17
			9.00E-04	15	7.90E-02	12			1.27E-03	21
			1.20E-03	15	8.50E-02	12				
			1.00E-03	15	4.10E-02	15				
			9.00E-04	15	9.10E-02	12				
					6.00E-02	12				
					8.30E-02	12				
					7.40E-02	12				
					5.00E-02	12				
2008			1.40E-03	13	2.00E-01	10			8.50E-04	30
			1.20E-03	13	2.24E-01	10			7.60E-04	34
			1.90E-03	11	2.01E-01	10				
					1.77E-01	10				
					1.71E-01	10				
					8.90E-02	11				
					1.97E-01	11				
					8.60E-02	12				
					9.10E-02	10				
					6.80E-02	11				
					7.50E-02	12				
					2.00E-01	10				
					2.24E-01	10				
2009			7.00E-04	14	4.20E-02	5			1.20E-03	25
			1.20E-03	8	9.50E-02	10			1.30E-03	21
					5.20E-02	6				
					8.60E-02	9				
					4.10E-02	5				
					6.10E-02	7				
2010			1.40E-03	11	1.30E-01	10				
			8.00E-04	13	9.00E-02	11				
					1.23E-01	3				
					4.10E-02	9				
					7.00E-02	11				
					2.44E-01	15				
					1.02E-01	10				

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l									
	^{134}Cs	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)	^{214}Pb	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)
					5.98E-02	18				
					2.98E-01	15				
					2.81E-01	15				
					2.77E-01	15				
					2.18E-01	15				

12.8.4-2. táblázat Néhány rendszeresen előforduló radionuklid koncentrációja a Melegvíz-csatornában.

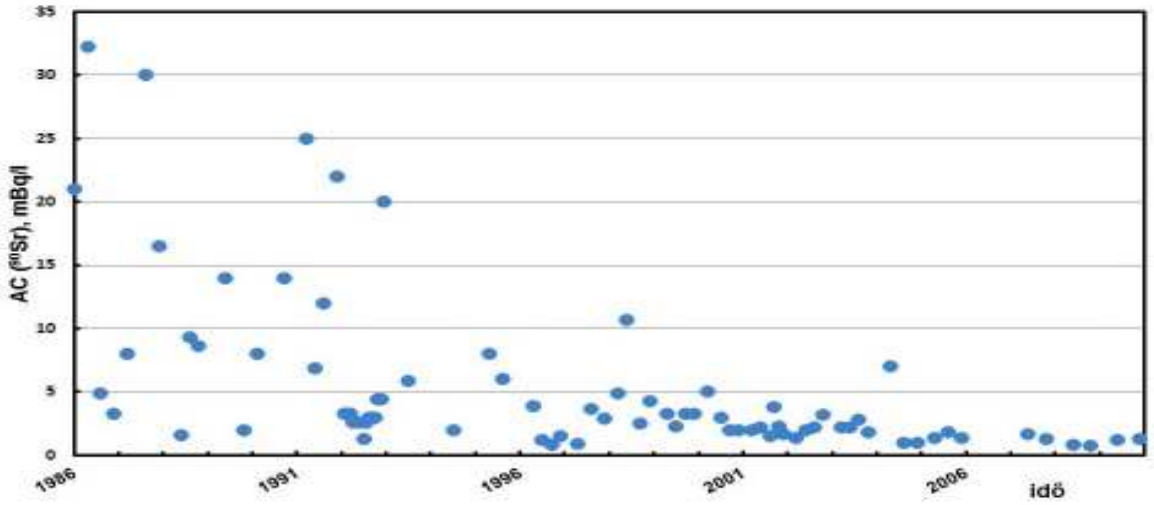
A 12.8.4-2. táblázat adataiból elsősorban a ^{137}Cs- és ^{90}Sr-izotópokra vonatkozókat kell gondosan elemezni, ugyanis ezek – ahogyan azt már a szárazföldi élőhelyekkel kapcsolatban is láttuk – eleve jelen vannak a környezetben, elsősorban a nukleáris fegyverkísérletektől származó maradék szennyezettségként. A paksi kibocsátást ettől elkülöníteni nem könnyű, mert eredendően igen kicsi, és ennek megfelelően korlátozott pontosságú aktivitáskoncentrációkról van szó. A talajoknál alkalmazott referencia időre történő normálást itt nem látszik indokoltnak használni. Az világos, hogy a turbina kondenzátorok hűtésénél felhasznált, és később az ún. Melegvíz-csatornában megjelenő Duna vízben eleve jelen van a ^{137}Cs-izotóp, hiszen a Duna felsőbb szakaszának mindenkori üledék cézium-tartalmából az ott érvényes megoszlási hányadosnak megfelelően valamennyi ^{137}Cs oldatba megy. Ehhez járul majd az erőművi kibocsátás (melynek egy része a csatorna üledékében meg is kötődhet), és az ellenőrzés e kettő összegét regisztrálja a V2 vizében.

Az 1985-90 közötti időkben mért aktivitáskoncentrációk tipikusan a néhány tíz mBq/l tartományban mozogtak, de az esetek kb. 25%-ban csak 5-9 mBq/l között voltak. Ez arra utal egyrészt, hogy a Hidegvíz-csatornán keresztül bejutó hűtővíz néhány mBq/l ^{137}Cs-ot mindig tartalmazott (ahogyan az a fentiek szerint várható is). Másrészt látszik, hogy abban az időszakban (tehát az erőmű indulása utáni években) könnyen mérhető volt a paksi folyékony kibocsátás. A jelzett 5 évre az átlagos ^{137}Cs aktivitáskoncentráció 20.5 mBq/l volt, igen nagy, közel 75% szórással, és ez döntő mértékben az erőműből származhatott.

A táblázat utolsó 10 évének adatai kissé csökkenő tendenciával, 2.4 (± 1.6) mBq/l átlagos aktivitáskoncentrációt mutatnak. Ez mindössze tizede a korábbinak. Ugyanakkor a globális kihullás maradék cézium aktivitásának kb. 30%-a is elbomlott ez idő alatt, továbbá várható, hogy a Duna üledékszállító képessége miatt egyébként is hígult, tehát csökkent a koncentráció. Ezek együttesen azt prognosztizálják, hogy ma a táp hűtővíz ~mBq/l alatti ^{137}Cs-koncentrációt mutathat. A mai erőművi járulék a legutóbbi 5 év mérési eredményeinek alapján 1.2 mBq/l értékre tehető, amit a Duna tényleges mért, erőműtől független ^{137}Cs-aktivitáskoncentrációja alapján pontosítani lehet még a későbbiekben.

Ha a fenti elemzést nem végezzük el, hanem az összes rendelkezésre álló adattal (12.8.4-2. táblázatban) és a szokásos átlagképzéssel becsüljük a Melegvíz-csatorna jellemző ^{137}Cs-szintjét, akkor 10.9 mBq/l adódik eredményül, ami gyakorlatilag kereken egy nagyságrenddel múlja felül a fenti elemzés alapján prognosztizáltat. Ez is aláhúzza, hogy a társadalom e területtel kapcsolatos kimagasló érzékenysége miatt a sugárvédelmi következtetések céljából végzett mérések, ill. adatfeldolgozások igen nagy körültekintést, gondosságot igényelnek.

A ^{90}Sr-izotópra vonatkozó, a 12.8.4-2. táblázatban összegyűjtött adatok valamivel kisebb változékonyságot mutatnak (ami a céziumhoz viszonyított illékonysága, tehát a fűtőelemből való kisebb kijutási esélye miatt várható is). Az eredetre és a paksi kibocsátás elkülönítésének nehézségeire vonatkozóan ugyanazok érvényesek, mint a cézium esetén. Az 1985-2010 között mért koncentráció adatokat a 12.8.4. ábra grafikusan is szemlélteti..



12.8.4. ábra: A ^{90}Sr aktivitáskoncentrációjának időbeli alakulása a Melegvíz-csatorna vizében.

Jól látszik, hogy a kilencvenes évek elejéig igen hektikusan változott az aktivitáskoncentráció, majd ezt követően szinte mindig 5 mBq/l alatt mozgott. E két periódus adatainak összehasonlítása azt mutatja, hogy a blokkok üzemeltetése a környezetterhelés szempontjából határozottan javuló tendenciájú. Az ábráról teljesen nyilvánvaló, hogy az erőmű bővítéséhez kötődő jelenlegi alapszint felmérésben az erőmű adta járulékot csak a legutóbbi évek mérési eredményei alapján szabad megbecsülni.

A 2005. év óta keletkezett adatok alapján a Melegvíz-csatorna jellemző ^{90}Sr-szintjére így (1.3 ± 0.3) mBq/l érték számítható. Ez azonban nem teljesen az erőmű járuléka, hiszen itt is számolni kell a globális kihullásból eredeztethető járulékkal, amelyet a ^{137}Cs-hoz hasonlóan a Duna vizére vonatkozó mérési eredményekből próbálunk meg felbecsülni a későbbiekben (lásd alább).

A könnyen detektálható ^{40}K-re is igen sok adat szerepel a 12.8.4-2. táblázatban, bár ennek sugárvédelmi jelentősége nincsen. Kétségtelen ugyanakkor, hogy az erre vonatkozó mérési eredmények szerepeltetése hasznos, mert némi információt nyújt az adott gamma-spektrometriai vizsgálat minőségéről. Amennyiben a vizsgált médium víz, akkor ez különösen fontos, mert, pl. támpontot ad a minta „tisztaságára” nézve. Itt arra kell gondolni, hogy egy vízminta – különösen, ha folyóvízből származik – tartalmazhat lebegő anyagot is, ami adott esetben meghamisíthatja az eredményeket. A táblázat K-adataiban bizony nagyon sok az ilyen kiugróan nagy érték. Ha ezeket nem vesszük tekintetbe, akkor a fennmaradó 62 adat alapján a víz ^{40}K aktivitáskoncentrációjára (98 ± 43) mBq/l átlag számítható. Ez 3.5 mg/l káliumnak felel meg, ami (lásd alább!) jellemző a Duna vizére.

A trícium, aktivitását tekintve az erőműből a legnagyobb mennyiségben kibocsátott izotóp, döntően folyékony kibocsátás formájában. Ehhez igazodva erre áll rendelkezésre a legtöbb adat, ezért ezt külön táblázatban foglaltuk össze. Másrészt az összes eddig tárgyalt izotóp közül ennek koncentráció adata mutatja a legnagyobb időbeli változást, fluktuációt. Az ide vonatkozó mérési eredmények elemzéséből az megállapítható, hogy 1998 óta egyetlen alkalommal fordult elő 10 Bq/l feletti mért érték. Ezzel szemben az ezt megelőző időszakban az ilyen adatok gyakoriak voltak, sőt két alkalommal előfordult 100, ill. 1000 Bq/l-t meghaladó érték.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l										
	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)
1985	6.21E+01		1989	9.40E+00		1993	7.86E+01	6	1998	3.20E+00	
	6.32E+01			1.13E+01			6.30E+00	10		4.40E+00	
	1.49E+01			1.32E+01			2.63E+01			2.00E+00	
	3.86E+00			7.50E+00			2.71E+01			3.20E+00	
	9.95E+00			1.13E+01			2.71E+01			3.60E+00	

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l										
	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)
	5.59E+00			9.90E+00			1.70E+01			1.60E+00	0
	7.44E+00			7.40E+00			1.88E+01			1.60E+00	0
	1.03E+01			7.30E+00			3.40E+01			1.50E+00	0
	1.87E+01			1.03E+01			2.93E+01		1999	3.60E+00	0
	1.12E+01			1.44E+01			4.30E+01			3.40E+00	0
	6.71E+00			8.50E+00		1994	3.60E+01			2.50E+00	0
	7.95E+00			1.97E+01			2.70E+01			2.20E+00	0
	1.04E+01			6.70E+00			2.70E+00			3.90E+00	0
	7.06E+00			9.80E+00			1.24E+02			2.20E+00	0
	2.57E+01			9.30E+00			1.53E+01			2.80E+00	0
	1.63E+01		1990	9.00E+00			3.42E+00			1.90E+00	0
	7.46E+00			5.20E+00			1.50E+01		2000	4.80E+00	0
	1.12E+01			7.50E+00			2.30E+00			9.50E+00	0
1986	9.88E+00			1.18E+01			3.70E+00			3.70E+00	0
	7.26E+00			8.40E+00			1.26E+01			2.60E+00	0
	9.38E+00			2.74E+01			1.27E+01			3.90E+00	0
	1.10E+01			1.98E+01		1995	1.60E+00			6.40E+00	0
	7.71E+00			1.33E+01			7.50E+00			2.40E+00	0
	1.71E+01			1.62E+01			1.44E+03		2001	3.90E+00	0
	6.00E+00			1.06E+01			3.80E+00			3.20E+00	0
	4.70E+01			1.32E+01			9.00E+00			3.00E+00	0
	1.62E+01			1.39E+01			2.70E+00			4.00E+00	0
	1.07E+01		1991	1.53E+01			2.60E+00			2.40E+00	0
	1.49E+01			7.50E+00			2.20E+00			3.90E+00	5
	1.39E+01			9.20E+00			2.50E+00			3.60E+00	5
1987	1.77E+01			5.80E+00	6	1996	2.10E+00			3.10E+00	5
	9.30E+00			6.50E+00	11		2.50E+00			2.30E+00	5
	9.10E+00			1.45E+01	4		2.30E+00		2002	2.50E+00	5
	9.40E+00			1.65E+01	6		2.60E+00			1.70E+00	5
	9.20E+00			2.14E+01			3.50E+00			2.40E+00	5
	9.10E+00			1.89E+01	3		2.10E+00			3.30E+00	5
	8.30E+00			1.00E+01			3.40E+00			1.90E+00	5
	1.42E+01			1.16E+01			1.10E+01			2.40E+00	18
	8.00E+00		1992	9.60E+00			5.10E+01			2.70E+00	12
	9.70E+00			1.68E+01			1.50E+00		2003	3.60E+00	45
	1.33E+01			9.20E+00			1.00E+00			6.90E+00	15
1988	1.34E+01			9.50E+00		1997	3.20E+00			2.20E+00	15
	8.70E+00			1.20E+01	5		2.90E+00		2004	2.40E+00	15
	8.10E+00			5.00E+00	10		1.70E+00			2.50E+00	10
	7.70E+00			2.18E+01			3.10E+00		2005	2.20E+00	12
	9.20E+00		1993	1.62E+01			3.40E+00			2.20E+00	19
	6.10E+00			1.56E+02			1.10E+00		2008	2.60E+00	16

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l										
	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)
	9.40E+00			1.77E+01			2.60E+00			3.20E+00	19
1989	3.40E+00			1.18E+01		1998	2.60E+00			6.50E+00	13
	8.20E+00			1.38E+01	7		1.70E+00			3.00E+01	10
	1.33E+01			7.80E+00	10		2.70E+00				

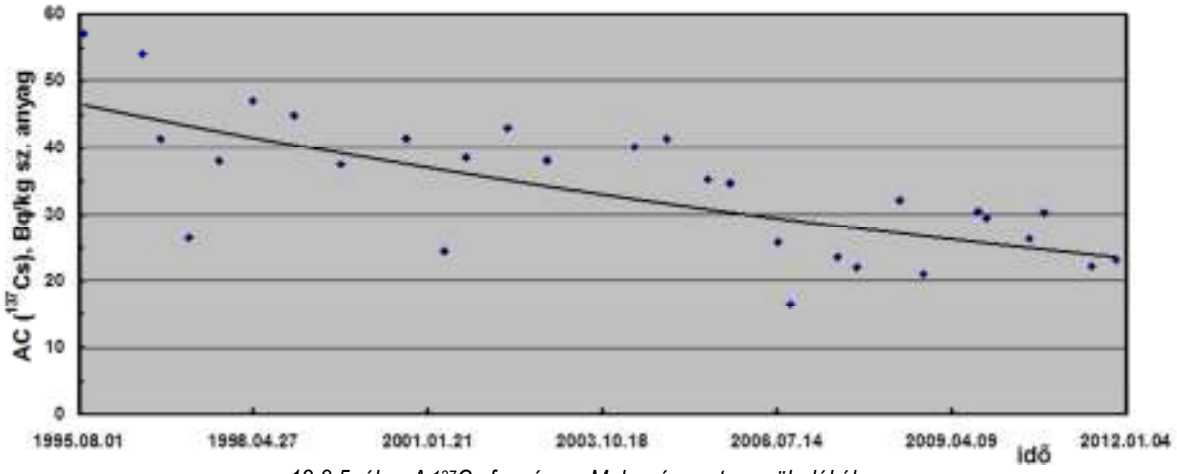
12.8.4-3. táblázat A trícium aktivitáskoncentrációja a Melegvíz-csatornában.

Figyelembe véve az idővel alapvetően csökkenő tendenciát mutató trícium aktivitáskoncentrációt, erre az izotópra is csak a 2000-től észlelt értékeket vesszük figyelembe a mai állapot meghatározásához. Így, a jelzett idő óta keletkezett 37 adat alapján az irányadó aktivitáskoncentráció a Melegvíz-csatornában 4.1 Bq/l. Az adathalmaz szórása ± 4.7 Bq/l, ami azt mutatja, hogy időben elég jelentős fluktuációk tapasztalhatók a trícium szintjében. Ez lehet részben azzal is kapcsolatos, hogy közvetlenül ebbe a csatornába történik a mérleg feletti vizek kibocsátása is, mielőtt azok a végső teherviselőbe, a Dunába kerülnek.

Ami a Melegvíz-csatorna üledékét illeti, annak radioaktivitására nézve adatokat csak az ÜKSER adatbázis ad. Ezeket a ^{7}Be, ^{40}K, Th-sor, U-sor, ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{110m}Ag, ^{131}I, ^{134}Cs és ^{137}Cs izotópokra nézve a 12.8.4-4. táblázatban összesítettük. Az értékek Bq/kg száraz üledékre értendők, a „kha" jelentése: kimutatási határ alatti koncentráció. Az, hogy ez konkrétan mennyi az adott évben, ill. izotópra nézve, az többek között a mérési időtől függ. Ez jól látható, pl. a ^{134}Cs-izotópnál, ahol 2006-ban a 0.1 Bq/kg értéket sikerült megmérni, a következő években viszont a kimutatási határ már 0.4 Bq/kg körül alakult. (A legutóbbi években már konkrétan jelezve van az egyes izotópokra az adott évben érvényes kimutatási határ.) Az évi két alkalommal (tavasz és ősz) történt mintázás jól használható adatsort biztosít mind a természetes, mind a mesterséges eredetű izotópokra nézve. Az 1999. és 2000. évi tavaszi koncentráció-értékek szemmel láthatólag lényegesen alacsonyabbak a rendszeresen mért izotópokra (a táblázatban piros színnel kiemelve). Itt is vélhetően a minta nedvességtartalma a kiugró értékek oka. Ezeket a kiemelt adatokat az értékelésnél ezért nem vesszük figyelembe, de megjegyezzük, hogy az üledék (iszap) radioaktivitása külső sugárforrásként természetesen cca. 50 % nedvességtartalommal kerül számításba a sugárterhelés becslésénél.

A ^{40}K-ra, továbbá az U- és Th-sor izotópjaira nézve a csatorna iszapja egy kifejezetten agyagos üledéknek tűnik. Az értékelhetőnek tekintett adatok alapján ezek aktivitáskoncentrációját rendre 518, 35.4 és 34.2 Bq/kg száraz anyag értékkel vehetjük számításba. Az egyes adatsorok 10, 18 és 14 %-os szórása az ismert mérési idő és mintamennyiség alapján a mérési bizonytalanságokkal összemérhető. A ^{7}Be-re megadott koncentráció-adatok meglehetősen széles skálán mozognak (4-102 Bq/kg).

A mesterséges eredetű izotópok közül a ^{137}Cs-ra hiánytalan az adatsor. Tendenciáját tekintve az idő előrehaladtával az aktivitáskoncentráció csökkenni látszik. Annak kiderítésére, hogy vajon ez csak a radioaktív bomlás eredménye, vagy más tényező is szerepet játszik a ^{137}Cs fogyásában, itt is elvégeztük a már korábban említett, referencia időre történő bomláskorrekciót. Ennek eredménye szerint a ´90-es évek közepén kapott ~80 Bq/kg körüli érték 2013. jan.-ban még ~50 Bq/kg lenne, ezzel szemben 2010/11-ben már csak ~20 Bq/kg körüli aktivitáskoncentráció volt mérve. Ezt az extra-fogyást a 12.8.5. ábra is jól szemlélteti, ahol a 12.8.4-4. táblázat referencia időre korrigált ^{137}Cs-adatait ábrázoltuk az idő függvényében. Minden bizonnyal itt arról van szó, hogy a csatorna üledékének egy részét a víz magával viszi a Dunába, ill. a hűtővízzel újabb, de alacsonyabb ^{137}Cs-koncentrációjú üledék érkezik a csatornába (a folyó felsőbb, már tisztább szakaszáról).



12.8.5. ábra A ^{137}Cs fogyása a Melegvíz-csatorna üledékében.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg											
	^{7}Be	^{40}K	Th-sor	U-sor	^{54}Mn	^{58}Co	^{60}Co	^{90}Sr	^{110m}Ag	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs
1995		569			2.2	kha	3.6		5.9		3.8	85.2
		301			0.8	kha	kha		kha		0.4	16.5
1996	32	558	44	38	kha	kha	0.9		kha		1.6	79
	19	416	27	28	kha	kha	2.7		kha		2.1	60
1997	12	444	27	24	kha	kha	1.8		kha		0.6	38
	21	504	38	35	kha	0.6	2		1.4		kha	54
1998	24	570	37	36	kha	kha	3		kha		2	66
	21	550	40	33	kha	kha	1		kha		0.8	62
1999	1	274	13	14	kha	kha	0.1		kha		0.1	3
	26	455	36	38	kha	kha	3		0.9		2	51
2000	5.7	341	19	19	kha	kha	1.2		kha		0.8	26
	23	537	47	38	kha	kha	5.6		1.8		1.4	55
2001	kha	429	27	28	kha	kha	3.3		kha		1.5	32
	33	500	38	35	kha	kha	3.5		kha		1.6	50
2002	kha	459	37	32	kha	kha	1.8		kha		kha	55
	kha	574	46	42	kha	kha	6.1		kha		kha	48
2004	31	517	39	32	kha	kha	3.6		kha		kha	49
	15	543	41	38	kha	kha	kha		kha		kha	50
2005	63	535	40	38	kha	kha	2.3		kha	kha	kha	42
	26	640	44	43	kha	kha	0.9		kha	kha	kha	41
2006	45	540	41	44	6.6	0.5	5.7		kha	0.4	0.1	30
	10	470	37	32	kha	kha	0.5		kha	kha	kha	19
2007	7.08	500	37.3	34.2	kha	kha	1.46	0.24	kha	kha	kha	26.8
	30.1	482	32	31.6	kha	kha	0.66	0.12	kha	0.21	kha	24.9
2008	30.3	538	29.5	30.9	kha		1.18	0.5	kha	1.13	kha	35.7
	3.95	510	30.6	33.2	kha		0.41	0.2	kha	kha	kha	23.2
2009	52.1	525	29.3	35	≤ 0.29		1.58	0.45	≤ 0.52	≤ 0.44	≤ 0.43	32.9
	23.4	525	28	32.2	≤ 0.29		0.34	0.35	0.4	≤ 1.43	≤ 0.43	31.8
2010	102	513	27.7	29.8	≤ 0.35		1.46	0.55	≤ 0.70	0.28	≤ 0.43	27.9

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg											
	^{7}Be	^{40}K	Th-sor	U-sor	^{54}Mn	^{58}Co	^{60}Co	^{90}Sr	^{110m}Ag	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs
	44.5	556	30.2	26.8	≤ 0.31		0.99	0.6	≤ 0.53	≤ 0.42	≤ 0.48	32
2011	18.3	484	26.6	33.1	≤ 0.36		0.53	0.45	≤ 0.63		≤ 0.37	23
	53.4	571	33.4	35.4	0.49		0.27	0.32	0.37		≤ 0.47	23.8

12.8.4-4. táblázat Természetes és mesterséges radionuklidok aktivitáskoncentrációja a Melegvíz-csatorna üledékében.

A csatorna üledékében a cézium mellett állandóan jelen van a minden bizonnyal erőművi eredetű ^{60}Co-iziotóp is. A rendelkezésre álló adatok szerint ennek aktivitáskoncentrációja meglehetősen fluktuál. Az, hogy a rendszeres kibocsátás ellenére akkumuláció (az aktivitáskoncentráció időbeli növekedése) nem tapasztalható, megerősíti az üledék „tisztulására" fentebb adott magyarázatot. A sugárterhelés becslésében felhasználandó koncentráció-adatot illetően elvileg két lehetőség van. A sugárvédelem általános konzervativizmusa alapján indokolt lehet a néhány alkalommal mért 5-6 Bq/kg használata, annak ellenére, hogy az utóbbi években jellemzően csak ~1 Bq/kg körüli értékek fordulnak elő. Elképzelhető azonban az is, hogy a jelenlegi alapszinthez bemenő adatként az elmúlt 17 év összes adatának átlagát tekintjük. Ez is egyfajta konzervativizmus. Nyilván ebben az esetben a kobalt sugárterheléshez adott járulékának a bizonytalansága meglehetősen nagy lesz, hiszen azt többek között a mért aktivitáskoncentrációk átlagának tapasztalati szórásával lehet összefüggésbe hozni. Ezen utóbbi lehetőség választása látszik a megnyugtatóbbnak.

A ^{90}Sr-izotóp a szárazföldi környezet szinte minden médiumában rendszeresen vizsgált mesterséges szennyező. Itt, a Melegvíz-csatorna iszapjában azonban csak az elmúlt öt évben van rá mérési adat. Ezek mind nagyon alacsony kontaminációról tanúskodnak. Az átlagosan 0.4 Bq/kg-nak mért érték mindössze ötvenede az ugyanabban az időszakban a ^{137}Cs-ra mért értéknek. A ^{90}Sr-izotóp sugárvédelmi jelentősége miatt itt is célszerűnek látszott kontrollmérést végezni, a tényleges aktivitáskoncentráció kiderítése céljából.

A 12.8.4-4. táblázatban feltüntetett és eddig nem említett izotópok csak ritkán adtak kimutatási határ feletti aktivitáskoncentrációt, ezeket úgy tekinthetjük, mint az üledékben meg nem jelenő szennyezőket. Az alapszint meghatározásában ezekkel nem számolunk.

A Duna Melegvíz-csatorna alatti területe

A Melegvíz-csatorna alatti Duna vízből mért adatok a HAKSER adatbázisban a 6. szektorban az erőműtől DK-i irányban 3.5 km-re gyűjtött Duna vízből valók. Ez az ellenőrzési pont fedi le legteljesebben a V2 torkolata alatti 500 m-es szakaszt, mint kijelölt vízi élőhelyet. Az itt mért mintatípusok mintakód alapján a következők: 411: folyóvíz, 613: alga. A folyóvíz hatósági ellenőrzése e helyen csak a tríciumra terjedt ki, legalábbis az átadott, ill. az adatgazdától beszerzett adatsorokban megjelenített mérési eredmények szerint. Az 1996-tól használható adatokat a 12.8.4-5. táblázat foglalja össze. A korábbi időkben csak kimutatási határ alatti értékek szerepelnek az adatbázisban. A táblázat fejlécében az m.b. (%) a mérési bizonytalanságot jelöli. A trícium-adatok Bq/l egységben értendők.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l							
	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)
1996	4.20E+00	58	2004	3.51E+00	7	2008	2.76E+00	4
	3.20E+00	75		2.26E+00	7		3.71E+00	4
1997	3.60E+00	73		1.59E+00	7		1.86E+00	10
1998	3.70E+00	70		1.41E+00	7		3.10E+00	3
	4.00E+00	65		1.97E+00	7		4.80E+00	4
1999	4.70E+00	53		2.36E+00	7		2.80E+00	4
	3.20E+00	79		2.22E+00	7		1.15E+00	10
2002	3.62E+00	13		3.69E+00	7		1.57E+00	12
	3.17E+00	14		2.18E+00	7		2.03E+00	10

év	aktivitáskoncentráció, Bq/l							
	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)	év	trícium	m.b. (%)
	1.69E+00	23	2006	4.12E+00	6		6.06E+00	3
	2.35E+00	18		1.64E+00	6	2009	1.92E+00	10
	1.91E+00	21		2.12E+00	6		1.47E+00	10
	1.99E+00	20		1.79E+00	6		2.98E+00	10
	1.94E+00	21		2.70E+00	6		9.80E-01	10
	1.81E+00	22		1.55E+00	6		6.70E-01	10
	3.17E+00	14		1.42E+00	6		9.40E-01	10
	1.99E+00	20		2.01E+00	6		1.50E+00	10
	1.58E+00	24		2.35E+00	6		3.50E-01	29
2003	2.81E+00	5	2007	3.52E+00	3		2.66E+00	10
	2.74E+00	5		2.83E+00	4		1.78E+00	10
	4.71E+00	5		2.23E+00	4	2010	2.67E+00	12
	3.56E+00	5		3.92E+00	3		3.60E+00	3
	3.36E+00	5		2.68E+00	4		5.80E+00	3
	4.18E+00	5		2.60E+00	4		3.65E+00	6
	2.87E+00	5		2.00E+00	4		3.91E+00	11
	2.85E+00	5		1.68E+00	4		4.23E+00	11
	3.20E+00	5		2.05E+00	4		3.18E+00	14
	5.02E+00	5		2.31E+00	4		7.90E+00	6
	5.30E+00	5		1.70E+00	4		4.40E+00	11
	4.07E+00	5		2.81E+00	4		3.74E+00	12
2004	2.62E+00	7	2008	3.76E+00	4		3.72E+00	12
	3.21E+00	7		7.83E+00	8			

12.8.4-5. táblázat Melegvíz-csatorna alatt a Duna vízéből mért trícium aktivitáskoncentráció.

A 12 év mérési eredményeit összegző adatsorból látszik, hogy az erőmű trícium kibocsátása a Duna jelentős vízhozama miatt gyakorlatilag észrevehetetlen. Az erőmű feletti – a hatósági rendszerben szintén vizsgált – Duna-szakasz teljesen hasonló trícium koncentrációt mutat. Az alapszint meghatározásához használható aktivitáskoncentrációt célszerűnek látszik a 2003. évtől keletkezett adatokra alapozni, ugyanis ezt megelőzően az eredmények mérési bizonytalansága lényegesen nagyobb, mint a fiatalabbaké. Az így megmaradó 77 adat alapján a trícium 2.9 Bq/l átlagos koncentrációt mutat a folyamban. Az adathalmaz szórása 49%.

Ennek az adatnak a birtokában és a Melegvíz-csatorna trícium szintjére kapott értékből az állapítható meg, hogy az erőmű kibocsátása kb. 1 Bq/l értékkel emelné meg a Dunában ennek az izotópnak a koncentrációját. A Duna hatalmas vízhozama azonban ezt kb. 0.1 Bq/l növekmény alá csökkenti. A hígulás mértéke mindig a folyamból az aktuálisan kivett vízhányad függvénye.

A hatósági ellenőrzés korábban kiterjedt alga-minták vizsgálatára is, de ez korántsem volt rendszeres. Az erre vonatkozó mérési eredményeket a 12.8.4-6. táblázatban foglaltuk össze. Az egyedüli használhatónak tűnő adat a 2003. év ^{40}K-koncentráció adata, mert a többi eredmény mérési bizonytalanságáról semmit nem tudni.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg							
	trícium	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)
1989	5.80E+00		1.78E+00		7.10E-02			
	3.40E+00		2.07E+00		2.07E-01			
1990	5.90E+00		2.69E-01		1.58E-01			

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg							
	trícium	m.b. (%)	^{90}Sr	m.b. (%)	^{137}Cs	m.b. (%)	^{40}K	m.b. (%)
	5.00E+00		9.08E-01		5.60E-01			
2003					2.00E-02	70	1.36E+02	2

12.8.4-6. táblázat Melegvíz-csatorna alatt dunai alga mintából mért radionuklid koncentrációk.

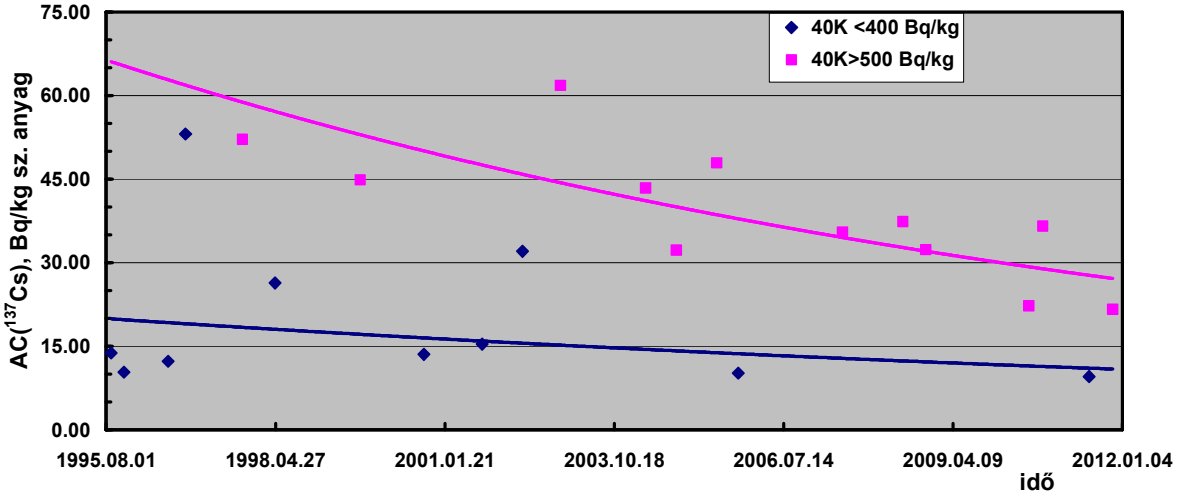
A HAKSER adatokat ezen az élőhelyen is szerencsésen egészítik ki az erőmű üzemi ellenőrző hálózatából nyert, a Duna mederüledékének radioaktivitására vonatkozó adatok. Az elmúlt 17 év mintázásaiból származó eredmények felölelik a természetes és mesterséges radionuklidok széles körét. Az élővilág sugárterhelése szempontjából fontos nuklidokra az adatokat a 12.8.4-7. táblázat foglalja össze.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (száraz)								
	^{7}Be	^{40}K	Th-sor	U-sor	^{60}Co	^{90}Sr	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs
1995	—	335	—	—	0.3	—	—	0.5	20.6
	—	324	—	—	kha	—	—	kha	15.4
1996	7.4	326	21	20	kha	—	—	0.5	18
	kha	323	25	51	kha	—	—	1.4	77
1997	kha	449	39	99	kha	—	—	1.1	75
	13	494	35	37	kha	—	—	kha	74
1998	14	360	27	30	kha	—	—	0.5	37
1999	25	431	31	33	0.6	—	—	0.6	39
	18	512	40	37	0.4	—	—	0.6	61
2000	9.4	404	30	24	kha	—	—	kha	34
	5.6	380	33	28	kha	—	—	kha	18
2001	14	629	49	43	kha	—	—	0.7	109
	13	395	24	24	kha	—	—	0.2	20
2002	12	373	33	27	kha	—	—	0.8	41
	7.6	692	49	43	kha	—	—	kha	78
2004	30	580	43	37	3.7	—	—	kha	53
	23	512	43	38	2.4	—	—	kha	39
2005	12	630	44	42	kha	—	kha	kha	57
	10	390	24	23	kha	—	kha	kha	12
2006	23	413	27	26	kha	—	0.2	kha	13
	kha	540	43	42	kha	—	kha	kha	140
2007	kha	530	39.5	35.4	kha	kha	kha	kha	40.3
	27.9	483	36.4	35	kha	0.38	0.16	kha	37.7
2008	6.59	597	37.4	36.9	kha	0.4	kha	kha	41.5
	5.55	560	32.8	35.7	kha	0.5	kha	kha	35.6
2009	43.8	530	28.2	31.4	≤ 0.78	0.25	≤ 0.82	≤ 0.82	38.2
	21.6	480	23.7	28.4	≤ 0.42	0.38	≤ 1.23	≤ 0.33	27.6
2010	63.4	529	27.1	31.3	≤ 0.41	0.3	0.21	≤ 0.41	23.6
	20.6	540	30.5	30.8	≤ 0.52	0.4	≤ 0.50	≤ 0.41	38.5
2011	6.66	374	17.4	21.3	≤ 0.35	0.38	—	≤ 0.33	9.9
	5.23	509	30.1	32.1	≤ 0.21	0.27	—	≤0.14	22.2

12.8.4-7. táblázat Melegvíz-csatorna alatti Duna iszapjából mért radionuklidok aktivitáskoncentrációja.

A ^{40}K, az U- és Th-sor aktivitáskoncentráció értékei ugyanolyan összetételű mederüledékre utalnak, mint amilyet a Melegvíz-csatornánál láttunk. Az U és Th esetében 1-1 adat van, amelyeket nagyon kiszórónak kell tekinteni, és emiatt az értékelésből kihagytunk (piros színnel kiemelésre kerültek a táblázatban is). Az adatok alapján a földkérgi radioizotópokra az üledék jellemző aktivitáskoncentrációja rendre 472, 33.8 és 33.0 Bq/kg száraz anyag. Az egyes izotópokra a tapasztalati szórás valamivel nagyobb, mint a Melegvíz-csatorna esetében. Elképzelhető, hogy ez az üledék mélységében nem azonos ásványi összetételével, továbbá a mintavétel (mélységét tekintve) nehéz reprodukálhatóságával van kapcsolatban. Ezt az elgondolást támasztja alá az a megfigyelés is, hogy az egyedi ^{40}K és U (és Th) adat-párok az átlagtól való eltérésben elég szoros korrelációt mutatnak: a 6-700 Bq/kg ^{40}K aktivitáskoncentrációt mutató minták U- és Th-értéke ~40 Bq/kg körüli, míg a 3-400 Bq/kg ^{40}K-értékhez csak 20-30 Bq/kg U- és Th-koncentráció társul. Ez a homok (kvarc) mintabeli részarányának változásával értelmezhető. Ez utóbbi méreteloszlása viszont jellemzően durvább, így a mederüledék alsóbb rétegében van nagyobb mennyiségben.

A ^{137}Cs-izotópra rendelkezésre álló adatok a 10-140 Bq/kg tartományban, látszólag minden trendet nélkülözve szóródnak. A referencia időre történő bomláskorrekció csak keveset szűkít a fenti tartományon még akkor is, ha a kirívóan nagy 140 Bq/kg eredményt adó 2006. évi őszi mintát figyelmen kívül hagyjuk. Ha még eltekintünk a 2001 tavaszi 109 Bq/kg értéket adó mintától is, akkor az új, 10-78 Bq/kg adattartomány a bomláskorrekció után is csak 10-62 Bq/kg-ra zsugorodik. Itt is felsejlik ugyanakkor a ^{40}K- és ^{137}Cs-adatok korrelációja. Ennek részletesebb vizsgálata érdekében külön csoportokat képeztünk a <400 Bq/kg, ill. a >500 Bq/kg ^{40}K aktivitáskoncentrációjú mintákból. Ezek tehát olyan csoportok, amelyhez tartozó iszapmintákban a homok részaránya nagy(obb), ill. kicsi. Ilyen csoportosításban a Duna-üledék ^{137}Cs aktivitáskoncentrációjának időfüggését a 12.8.6. ábra mutatja.



12.8.6. ábra A Duna mederüledéke ^{137}Cs szennyezettségének ^{40}K-tartalom függő alakulása.

Ha az ábrán feltüntetett adatokat egyetlen halmazként tekintenénk, akkor legfeljebb egy nem túl határozott enyhe időbeli csökkenésről lehetne beszélni. A bemutatott csoportosításban azonban elég jól látszik, hogy a homokmentes igen finom felső iszapréteg – nyilván az elhordódás miatt – a radioaktív bomlást is felülmúló sebességgel tisztul. Az üledék mélyebb régiója kevesebb áthalmozódást él meg, így ott a radiocéziummal jelzett szemcsék tartózkodási ideje hosszabb. A ^{137}Cs-adatok ily módon való értelmezése teljesen összhangban van a földkérgi eredetű radionuklidokkal kapcsolatban tapasztaltakra adottal. Ez is megerősíti, hogy a talaj jellegű anyagok megbízható adatot szolgáltató radioanalitikája alapvetően a mintavételen múlik.

A 12.8.6. ábra alapján látszik, hogy az üledék mélyebb rétegében kisebb a cézium aktivitáskoncentrációja. Az üledék, mint élőhely, ill. az abból a felette áramló vízbe kicserélhető ^{137}Cs szempontjából (és így a vízben kialakuló aktivitáskoncentráció miatt) lényeges, hogy az milyen mélységig van jelen a folyó üledékében. Erre nézve a rendelkezésre álló adatbázisokból információ nem nyerhető, ezért is volt jelentősége a Duna-mederfenék réteges mintázásának.

A ^{7}Be-re megadott koncentráció-adatok is viszonylag széles skálán mozognak (5-63 Bq/kg). A ^{90}Sr-izotóp Duna iszapban történő mérése csak néhány éves múltra tekint vissza, így csak nagyon kevés a rendelkezésre álló adat. Ezekkel kapcsolatban gyakorlatilag ugyanaz mondható el, mint a Melegvíz-csatorna hasonló adataival kapcsolatban.

A Duna, mint nagy tömegű víz a benne élő növény- és állatfajok számára az alapvető környezeti közeget jelenti, így sugárterhelésük vizsgálatakor a víz radioaktivitásával is számolni kell. Ez nemcsak a fentebb már tárgyalt tríciumtól ered, hanem nyilván a benne található oldott állapotban lévő földkérgi radioizotópoktól, továbbá jelen lehetnek még antropogén radionuklidok is. A Duna egyben óriási hordalék szállító, így a lebegő anyagok állandó jelenlétét sem lehet figyelmen kívül hagyni. Itt elsősorban a finom iszapra kell gondolni, amelyet – éppen a ^{137}Cs nyomjelzőként való használhatósága révén láttuk – a víz szüntelenül áthalmoz.

Az erőmű üzemi ellenőrző rendszere újabban évente egy alkalommal mintázza a Duna vizét is, a Melegvíz-csatorna torkolatától északra és délre egyaránt. A 20-20 liternyi ún. pontminta bepárlásos térfogatcsökkentés után közvetlenül hosszú idejű gamma-spektrometriai mérésre kerül. A legutóbbi 6 év mérési eredményeit a 12.8.4-8. táblázat mutatja be.

mintavétel ideje	aktivitáskoncentráció, mBq/l							
	^{7}Be	^{40}K	^{212}Pb	^{208}Tl	^{228}Ac	^{214}Pb	^{214}Bi	^{137}Cs
2006	< 34.3	83.4	6.45	4.46	< 11.2	12.1	9.74	< 2.84
2007	< 17.0	84.9	< 2.19	< 1.51	< 6.19	4. 54	4.9	< 1.70
2008	< 27.2	86.7	< 3.71	< 2.66	< 10.7	< 5.94	< 6.50	< 2.83
2009	< 14.6	96.2	< 2.13	< 1.47	< 6.14	< 3.20	< 3.48	< 1.62
2010	8.46	102	< 6.10	2.79	< 14.7	< 9.30	< 9.43	< 4.05
2011	< 70.9	52	< 9.91	< 7.08	< 25.1	< 14.4	< 14.5	< 6.40

12.8.4-8. táblázat Gamma-sugárzó radionuklidok koncentrációja a Duna vizében.

A 48 adat zöme (70%) kimutathatósági határ alatti értékeket regisztrál, jóllehet 1-3 napig tartó mérésekről van itt szó. A 14 db kiemelt aktivitáskoncentráció-adat az, ami a Duna radioaktivitásának becslésére jelenleg felhasználható. Látható, hogy a talajhoz (és iszaphoz) hasonlóan itt is a ^{40}K reprezentálja az aktivitás túlnyomó többségét. A K oszlopában az utolsó (2011. évi) piros színnel kiemelésre került, ugyanis az csak fele a többinek. Ez utóbbiak egy egészen állandó ^{40}K-radioaktivitásról tanúskodnak, melynek nagysága a táblázat adataiból számítva: 91 mBq/l (± 9%), ami ~3 mg/l kálium koncentrációnak felel meg. A zárójelben feltüntetett szórás (bizonytalanság) tökéletesen egybe vág az individuális mérési eredmények véletlen (statisztikus) hibájával. A táblázatban a ^{40}K utáni három oszlopban a Th-sor egy-egy tagjának az aktivitáskoncentrációját tüntettük fel. A ^{212}Pb és a ^{208}Tl igen rövid felezési idejű izotópok (10.5 óra. ill. 3 perc), ezért jelenlétük (már a víz bepárlására fordítandó idő miatt is) csak egy hosszabb felezési idejű anyaelem egyidejű jelenléte mellett képzelhető el. Vízről lévén szó, a tórium sorában ez csak a ^{228}Ra lehet ($t_{½}$=5.28 év). Meg kell jegyezni azonban, hogy ez utóbbiból – a ^{228}Ac-izotópon keresztül – ^{228}Th képződik, ami viszont nehezen marad oldott állapotban a vízben, igen gyorsan adszorbeálódik a lebegő anyagon. A szóban forgó izotópok jelenlétének másik magyarázata a lebegő anyaggal (iszap) kapcsolatos. A víz nem teljesen lamináris áramlása, pl. a halak szüntelen mozgása, a mederfeneken található akadályok miatt minduntalan felkavarja az iszapot, ami lebegő anyagként van jelen, adott esetben a vízmintában is. A legfinomabb szemcséket kiszűrni sem lehet, így az a víz oldott anyagaként kerül megmérésre. A 12.8.4-8. táblázat 3 ^{212}Pb- és ^{208}Tl-adatából 4.6 mBq/l-re becsülve ezek aktivitáskoncentrációját a vízben, továbbá felhasználva az iszapra a 12.8.4-7. táblázat alapján kapott 33 Bq/kg Th-koncentrációt, kiszámítható, hogy a 20 l vízmintában talált 92 mBq ^{228}Ra-izotóp 2.8 g iszapnak felel meg, amit ha finoman elporítva elkeverünk 20 l vízben, éppen csak opálossá válik tőle. Ezzel a magyarázattal a mért ^{40}K- aktivitáskoncentrációból a 12.8.4-7. táblázat ^{40}K-adataiból becsült 472 Bq/kg ^{40}K-koncentrációval 66 mBq/l koncentrációt lehet a lebegő anyagnak allokálni. A 91 mBq/l mért értéknek ez a 2/3-át teszi ki, így cca. 1 mg/l oldott állapotban lévő kálium is dokumentálható a víz ásványi anyagaként. E reálisnak tűnő magyarázat megítélésekor tekintetbe kell venni azt is, hogy a kálium-adat lényegesen megbízhatóbb (csak ~10% mérési bizonytalanság), míg a ^{212}Pb- és ^{208}Tl-izotópok csak kevéssel a kimutatási határ felett vannak. Az egyes izotóp-párokra a kimutatási határok viszonya

közel állandó, ha a mérőrendszer háttere is az. Ezt felhasználva, a 2010. évi ^{208}Tl-adatot akár fals pozitívnak is tekinthetjük, mert a *kh*-ról az imént mondottak alapján arra <4.3 mBq/l lenne várható a ^{212}Pb-izotópra megadott *kh* alapján. Az antropogén eredetű ^{137}Cs-izotópra közölt mérési eredmények sem erősítik meg a ~140 mg/l lebegő anyag jelenlétét, hiszen a dunai iszapra a 12.8.4-7. táblázat megfelelő adataiból származtatható, a legutóbbi évekre érvényes kb. ~25-30 Bq/kg ^{137}Cs aktivitáskoncentráció a vizsgált iszapos vízmintában ~3-4 mBq/l koncentrációt eredményezne, így – pusztán statisztikai alapon tekintve – 1-2 alkalommal a kimutatási határ feletti eredmény lett volna várható.

A fenti elemzés eredményeként megállapítható, hogy az adatok megnyugtató értelmezéséhez elengedhetetlen lenne a Duna víz legalább fő szervetlen kémiai összetevőinek, de minimum a kálium koncentrációjának ismerete. A saját vizsgálatok adta lehetőséget kihasználva, erre nézve mi magunk végeztünk méréseket. 2012. októbertől az év végéig több alkalommal vettünk mintát a Duna itt tárgyalt szakaszáról. Az ezekből képzett átlagmintán elvégzett ionkromatográfiás mérés eredménye azt mutatta, hogy a K-koncentráció 2.92 mg/l. Később (2013. márciusban) további 2 vízmintát is vettünk, ezek K-koncentrációjára 3.18 és 3.01 mg/l értéket kaptunk. Úgy tűnik tehát, hogy a Dunára elég jellemző lehet a ~3 mg/l K-koncentráció, amit egyébként más informális források is megerősítettek. Ez 86 mBq/l K-aktivitáskoncentrációt jelent, vagyis a 12.8.4-8. táblázat adatai gyakorlatilag csak a ^{40}K-izotópra adnak konkrét értéket, a többi felsorolt radionuklid nem mutatható ki a folyam vizében.

A ^{40}K-adatra a fentebb közölt 10%-os mérési bizonytalanság átlagosan ± 8.6 mBq/l-t jelent, ami ± 19 mg/l lebegő iszapkoncentrációval ekvivalens. Az U- és Th-sorra nézve ez utóbbi 0.6 mBq/l aktivitáskoncentrációnak felel meg. Ebből az következik, hogy a Környezetellenőrző Laboratórium mérési protokollja mellett ~1 mBq/l-nél pontosabban nem határozható meg a két bomlási sor aktivitáskoncentrációja.

Meg kell tehát állapítani, hogy az iszap jelenlétével kapcsolatos bizonytalanság e mérési protokoll mellett lehetetlenné teszi a ténylegesen oldott állapotban jelenlévő természetes eredetű izotópok (elsősorban a Ra-izotópok lennének érdekesek) aktivitáskoncentrációjának megmérését. Így, pl. nem lehetséges a megoszlási hányadosok (K_d) kísérleti meghatározása sem. Tény ugyanakkor, hogy a vízi élővilág külső sugárterheléséhez kb. ugyanakkora járulékot ad a lebegő anyag radioaktivitása, mint magának az oldottának. Nem lehetünk azonban elégedettek a 12.8.4-8. táblázat adatainak vizsgálatából levezetett eredményekkel, ugyanis – ahogyan azt a 12.9.2 fejezetben látni lehet – a víz/iszap rendszerre vonatkozó megoszlási hányadosokra igen tág határok között mozgó irodalmi adatok állnak rendelkezésre. Emiatt a vízi organizmusok izotóp-akkumulációja, és az ennek mértékétől függő belső sugárterhelés szinte elfogadhatatlanul nagy bizonytalansággal terhelt lesz.

A Duna víz radioaktivitásával kapcsolatos fent jelzett gondok jó példát szolgáltatnak arra, hogy egy jól meghatározott célból folyó monitoring tevékenység eredményeként összegyűlt adatbázis nem feltétlenül elégíti ki egy másik, egyébként hasonló adatokat igénylő vizsgálat igényeit. Az élővilág sugárterhelésének vonatkozásában ez azt jelenti, hogy akárcsak egyetlen, de megfelelően nagy mennyiségű vízmintából kellene meghatározni az oldott állapotban lévő radionuklidok aktivitáskoncentrációját, továbbá vizsgálni kellene a lebegő anyag tömegkoncentrációja időbeli alakulásának jellegzetességeit is a vizsgálati területen**.** Ezek a saját vizsgálatoknak biztosított zöld út eredményeként részben megvalósíthatónak tűntek. Az oldott állapotban jelen lévő természetes radionuklidokkal kapcsolatban felvetődött az is, hogy akár a jelenlegi projektben vizsgált Melegvíz-csatorna alatti 500 méteres Duna-szakasztól távoli helyről származó Duna vízből mért aktivitáskoncentráció adatok is felhasználhatók lennének, amennyiben ilyen adatokhoz sikerülne hozzájutni. Ez esetben feltételezzük, hogy a folyam mederüledékének ásványi összetétele többé-kevésbé azonos Pakstól, pl. Mohácsig. Ez elfogadható feltételezés, hiszen egyrészt a Duna jelenlegi medre – és a mederfenék üledéke – a hosszú-hosszú ideje azonos vízgyűjtő terület (változatlan geológia) miatt nemigen módosult. Másrészt Paks alatt nincsen a Dunának jelentősnek mondható olyan mellékfolyója (és üledék-szállítója), ami az üledék ásványi összetételét érdemben meg tudná változtatni.

Fenti megfontolások alapján – a Lévai projekt illetékesének javaslatára – további, a Duna vizének radioanalitikai vizsgálatára vonatkozó adatokat is beszereztünk, jelesül a Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségtől. A vizsgálatokat a Duna mohácsi szakaszán vett 40 liter szűrt vízből végezték, az átadott 16 elemzés a 2007-2012 közötti időszakot fedi le. A gamma-spektrometriai mérések eredménye tartalmazza a természetes eredetű radioizotópok koncentrációit is, az eredmények mérési bizonytalansága jellemzően 5-18%

között mozog, így alkalmasnak látszanak a szükséges adatok biztosítására. Az adatgazda pécsi laboratóriumában végzett méréseinek eredményeit a 12.8.4-9. táblázatban foglaltuk össze.

mintázás ideje	aktivitáskoncentráció, mBq/l							
	^{7}Be	^{40}K	^{212}Pb	^{208}Tl	^{228}Ac	^{214}Pb	^{214}Bi	^{137}Cs
2007_09	<1.8	10.2 ± 1.8	<0.3	0.7 ± 0.1	0.8 ± 0.1	2.8 ± 0.3	2.6 ± 0.31	0.5 ± 0.04
2007_12	<2.8	<5.2	<0.3	1.1 ± 0.2	1.1 ± 0.2	3.6 ± 0.4	3.5 ± 0.42	0.4 ± 0.03
2008_03	<2.2	20.5 ± 4.1	0.9 ± 0.1	1.1 ± 0.2	1.1 ± 0.2	3.8 ± 0.5	3.6 ± 0.43	1.1 ± 0.06
2008_10	<2.0	<4.6	<0.4	<0.6	<0.6	4.8 ± 0.5	4.7 ± 0.52	<0.2
2009_03	<2.1	76.2 ± 6.1	0.8 ± 0.1	1.1 ± 0.2	1.2 ± 0.2	4.6 ± 0.5	4.4 ± 0.49	<0.2
2009_12	<1.9	50.3 ± 5.0	1.9 ± 0.1	2.3 ± 0.3	2.1 ± 0.3	4.2 ± 0.5	4.2 ± 0.46	<0.2
2010_03	<1.7	79.4 ± 6.4	1.3 ± 0.1	1.3 ± 0.2	1.2 ± 0.2	4.5 ± 0.5	4.6 ± 0.51	<0.2
2010_12	<1.9	75.5 ± 6.0	<0.3	<0.6	<0.6	7.9 ± 0.6	7.8 ± 0.62	<0.2
2011_03	<1.9	75.4 ± 6.0	0.6 ± 0.1	<0.4	1.4 ± 0.2	1.1 ± 0.2	1.0 ± 0.17	<0.2
2011_06	<2.1	94.4 ± 6.6	0.4 ± 0.0	<0.4	0.7 ± 0.1	3.7 ± 0.4	3.5 ± 0.42	<0.2
2011_08	<1.8	69.3 ± 5.5	1.2 ± 0.1	1.4 ± 0.2	1.6 ± 0.2	12.1 ± 0.8	12.1 ± 0.85	<0.2
2011_12	<2.3	101 ± 7.1	<0.4	<0.7	<0.9	13.8 ± 1.0	12.0 ± 0.84	<0.3
2012_02	<1.3	78.3 ± 6.3	<0.4	<0.6	<0.8	16.7 ± 1.3	14.9 ± 1.19	0.5 ± 0.04
2012_05	<1.9	51.6 ± 5.7	0.6 ± 0.1	0.5 ± 0.1	0.4 ± 0.1	4.6 ± 0.5	4.7 ± 0.52	<0.2
2012_09	<2.2	67.2 ± 5.4	1.3 ± 0.1	1.6 ± 0.2	1.8 ± 0.2	2.0 ± 0.2	1.8 ± 0.22	0.5 ± 0.04
2012_11	<1.4	81.9 ± 6.6	1.9 ± 0.2	1.8 ± 0.2	2.1 ± 0.3	<0.3	<0.3	<0.1

12.8.4-9. táblázat Radionuklidok koncentrációja a Duna vizében Mohácsnál, mBq/l.

A táblázatban piros színnel emeltük ki a kimutatási határ alatti adatokat. Azonnal szembe tűnik, hogy ezek száma az összes adathoz viszonyítva viszonylag csekély. A ^{40}K-ra hiánytalan az adatsor, az értékek a paksi labor által mértekhez igen közel állóak, egyszerű átlaguk 66.5 mBq/l, ami 2.34 mg/l kálium koncentrációnak felel meg. Mivel ez utóbbi mérésekhez kapcsolódó minta előkészítés szűrést is magába foglalt (vélhetően a szokásosan alkalmazott 0.45 μ méretű szűrőlapon), megkockáztatható, hogy ezeknek a vizsgálatoknak az eredményeit nem torzította el az esetleg jelenlévő kevés, kiszűretlen iszap. E feltételezés teljesülését erősíti az is, hogy a Mohácsnál ezekből a radioaktivitás mérésekből dedukált K-koncentráció alacsonyabb, mint a Paks alatt mért érték. Ez azt jelenti, hogy Paks alatt kisebb K-tartalmú vizek táplálják a folyamot. Másrészt viszont itt is elmondható, hogy mivel a ^{40}K-adatok megadott mérési bizonytalansága 8-15% között mozog, nem zárható ki, hogy néhány mg/l iszap maradt a bepárlási maradékban. Figyelembe véve azonban azt a tényt, hogy a Duna mederüledékének U- és Th-aktivitáskoncentrációja 33.8, ill. 33 Bq/kg, néhány mg/l iszap a vízben csak kimérhetetlenül kicsi, ~0.1 mBq/l többlet-koncentrációt eredményezne. Ehhez képest a 12.8.4-9. táblázat adatai durván egy nagyságrenddel nagyobb értékeket mutatnak a ^{232}Th bomlási sor tagjaira. A ^{226}Ra indikátoraként használt ^{214}Pb és ^{214}Bi még ennél is nagyobb, átlagosan 6 mBq/l koncentrációban látszik jelen lenni. Megfigyelhető ugyanakkor, hogy az adatok szórása a rádiumra lényegesen nagyobb, amit a szokatlanul nagy koncentrációk előfordulása eredményez. Mivel ezek a mérések Pécsett, a város D-Ny-i részén történtek, nem lehet kizárni, hogy a beltéri radon, ill. annak jelentős fluktuációja az oka ennek, ami a mérőrendszer hátterét változtatja meg, s így a ^{226}Ra meghatározásához használt radon leszármazottak adott esetben rádiumként lesznek „elkönyvelve”.

A bemutatott mérési eredmények – továbbá a fenti diszkusszió alapján – a Duna-víz természetes eredetű izotóp összetételére maximális értékekként a következő adatokat lehet valószínűsíteni: ^{228}Ra (1.3 ± 0.5) mBq/l, ^{228}Th (1.1 ± 0.5) mBq/l, ^{226}Ra (3.9 ± 0.5) mBq/l, ^{40}K 90 mBq/l. Antropogén eredetű izotópként csak a ^{137}Cs jelenléte tekinthető kimutatottnak, ennek legvalószínűbb jelenlegi koncentrációja (0.5 ± 0.3) mBq/l.

Kondor-tó

A biológus szakértők által kijelölt harmadik vízi élőhely a **Kondor-tó**. Ez az erőmű közvetlen szomszédságában, attól 1 km-en belül DK-re található, lefűződött egykori Duna holtág. Annak ellenére, hogy a kibocsátási pontokhoz közel, és éppen az uralkodó szélirányba esik, a HAKSER adatbázisban sajnos szinte egyáltalán nem található innen származó mért adat. Az egyetlen kivétel az 1983-as év volt, amikor vízminta és vízi állat minta lett véve belőle. A mért radionuklidok: vízmintából ^{90}Sr, vízi állatból ^{90}Sr és ^{40}K voltak. Mérési bizonytalanság nincs megadva az eredményekhez, az állatok fajhoz való hovatartozása is ismeretlen. Az összesen 7 vizsgálati eredményt számláló adatcsoportból 5 a ^{40}K-izotópra vonatkozik, amit béta-mérésből nyertek. A 30 éve keletkezett 200-1400 Bq/kg között szóródó értékek kiegészítő, magyarázó információ híján nem használhatók fel alapadatként e munkában.

Az erőmű üzemi ellenőrző rendszerében a Kondor-tó 1995 óta szerepel, elsősorban a tavi üledék radioaktivitására vonatkozó rendszeres, évi 1 alkalommal történő mérésekkel. Ezek eredményeiből az erőművi izotópok mellett a természetes eredetűekre is szép számmal áll rendelkezésre adat, amelyeket a 12.8.4-10. táblázat foglal össze.

mintavétel ideje	aktivitáskoncentráció, Bq/kg								
	^{7}Be	^{40}K	Th-sor	U-sor	^{54}Mn	^{60}Co	^{110m}Ag	^{134}Cs	^{137}Cs
1995	–	246	–	–	kha	kha	kha	kha	7.5
1996	kha	271	16	17	kha	kha	kha	kha	1.9
1997	kha	226	13	13	kha	kha	kha	kha	1.3
1998	kha	270	2	2	kha	kha	kha	kha	0.2
1999	2	191	14	14	kha	kha	kha	kha	1
2000	kha	274	14	13	kha	kha	kha	kha	0.5
2001	2.5	134	5.8	6.2	kha	kha	kha	kha	1.3
2002	kha	150	7	6.8	kha	kha	kha	kha	0.7
2003	kha	84	4.5	4.8	kha	kha	kha	kha	0.5
2004	2.4	142	9.6	20	kha	kha	kha	kha	1.3
2005	1	160	11	32	kha	kha	kha	kha	0.7
2006	kha	290	20	19	kha	kha	kha	kha	0.4
2007	kha	192	11.1	11.3	kha	kha	kha	kha	0.4
2008	4.09	181	8.51	8.45	kha	kha	kha	kha	0.68
2009	3.87	236	15.1	19.9	≤ 0.28	≤ 0.40	≤ 0.40	≤ 0.48	0.91
2010	4.02	187	6.21	6.1	≤ 0.18	≤ 0.18	≤ 0.16	≤ 0.17	0.62
2011	1.25	192	6.13	6.99	≤ 0.31	≤ 0.31	≤ 0.32	≤ 0.23	0.54

12.8.4-10. táblázat Kondor-tóból származó iszapminták radioaktivitása.

A ^{40}K-izotópra megadott 17 adat a korábbiakban nem tapasztalt nagy (30%) szórást mutat, az értékek 85-290 Bq/kg között vannak. Még ettől is nagyobb, 50%-os szórást mutatnak az U- és Th-sorra kapott adatok. Nem lehet másra gondolni, mint arra, hogy technikai, vagy egyéb okból e mintákon a mérés nyers állapotban történt és később elmaradt a nedvességtartalom miatt szükséges utólagos adat-korrekció. Erre nézve információt szereztünk be a méréseket végző üzemi laboratóriumtól, és feltételezésünk megerősítést nyert. Ebben a helyzetben azt a megoldást választottuk, hogy a táblázatban szereplő legnagyobb aktivitáskoncentráció értékeket használtuk csak fel. Úgy tűnik, hogy ezek a már tárgyalt A-típusú állomások környezetére jellemző ^{40}K aktivitáskoncentrációt jelölik meg legvalószínűbb értéknek. Erre utal az is, hogy a 4 ilyen nagy K-adat megfelelő U- és Th-koncentráció értékei is a nagyon hasonló talajt sejtetik. Itt a helyzetet sajnos nehezítette, hogy az 1998-as U- és Th-adat (piros színnel kiemelve a táblázatban) szemmel láthatóan hibás. Ezen az archivált eredeti gamma-spektrum újabb értékelése végül segített, a helyes adatok 19.8 Bq/kg az U- és Th-sorra nézve egyaránt. Ugyanennek a mintának a ^{137}Cs-aktivitáskoncentrációja pedig 2.0 Bq/kg-nak adódott a helyes érték.

A fent jelzett probléma megoldása különösen a ^{137}Cs-izotóp miatt lett volna fontos, mert a minták változó nedvességtartalma ennek aktivitáskoncentrációját is eltorzítja. Mivel az utólagos korrekciót az adatgazda nem tudta megoldani, két megoldás közül lehetett csak választani. Elképzelhető, hogy csak a 4, a környék talajához igen közel álló földkérgi izotóp-koncentrációt mutató adatot használjuk a ^{137}Cs-szintjének becsléséhez. Másik megoldás az lehet, hogy a megadott ^{40}K-adatok alapján elvégzünk egy nulla nedvesség tartalomra történő normálást, szintén a környék talajára ismert K-tartalmat véve alapul. Így négyszer több Cs-adat állna a rendelkezésünkre. Ez a fajta korrekció azonban magában hordozza az akár jelentősnek is mondható tévedés lehetőségét, hiszen a Kondor-tó üledékének eredetére nem áll a rendelkezésünkre megbízható ismeret. Lévén a tó egy hajdani mederlefűződés, felmerülhet az üledéknek a Duna üledékéhez való hasonlósága is, ez utóbbi viszont – ahogyan azt fentebb láttuk – a földkérgi izotópokban lényegesen gazdagabb, mint a környék löszös talaja. A jelzett dilemma legmegnyugtatóbban a saját mérési lehetőség kihasználása révén volt megoldható, ami ráadásul friss, a mai viszonyokat tükröző aktivitáskoncentrációkat szolgáltatott (jóllehet így mindössze egyetlen adat áll a rendelkezésünkre).

A ^{90}Sr-izotóp sajnos nem szerepel az ÜKSER Kondor-tóra vonatkozó mérési programjában, így adat egyáltalán nem áll rendelkezésre. Ezt szintén saját mintavétellel / méréssel pótoltuk. Az a tény, hogy a 12.8.4-10. táblázatban feltüntetett, de itt még nem tárgyalt erőművi eredetű izotópokra (^{54}Mn, ^{60}Co, ^{110m}Ag és ^{134}Cs) a 17 év alatt egyetlen kimutatási határ feletti adat sem szerepel, arra utal, hogy az erőmű légköri kibocsátása rovására írható kihullás hosszú évtizedek alatt sem produkált kimérhető, s így az élővilág sugárterhelésében számba veendő radioaktivitás többletet.

A Kondor-tó vizében az ÜKSER adatbázis csak a tríciumra nézve ad adatot, arra is csak az utolsó 14 évben. Az évi 4 alkalommal történt mintavétel és mérés eredményeit a 12.8.4-11. táblázatba gyűjtöttük össze.

mintavétel ideje	^{3}H aktivitáskoncentráció, Bq/l			
	I. n.év	II. n.év	III. n.év	IV. n.év
1998	1.3	2	0.8	1.3
1999	0.9	2.4	4.1	5.8
2000	3.8	7	4.1	5.5
2001	4.2	5.6	4.5	4.5
2002	4.0	3.7	3.0	2.7
2003	3.8	4.3	5.1	2.6
2004	4.0	2.6	3.3	3.8
2005	1.7	2.9	1.9	2.3
2006	<2	3.8	4.1	5.0
2007	3.5	2.7	<1.4	<1.4
2008	1.6	<1.4	<1.4	<1.4
2009	1.9	1.5	<1.4	<1.4
2010	1.6	2.8	2.2	2.8
2011	<1.4	2.2	<1.4	<1.4

12.8.4-11. táblázat A Kondor-tó vízének trícium aktivitáskoncentrációja.

Az 56 mintavétel és mérés 45 konkrét értéket szolgáltatott a trícium aktivitáskoncentrációjára, ami jellemzően néhány Bq/l. Az adatokhoz ugyan nincsen megadva a mérési bizonytalanság, az alkalmazott méréstechnikára vonatkozó információ, továbbá az eredményül adódó koncentrációk egy kb. 70-80%-os mérési bizonytalanságot jósolnak az adatokra. A 11 db kimutatási határ alatti esetből is látható, hogy ennek (*kh*) értéke nem sokkal kisebb, mint az adathalmaz értékben alsó egy negyede, tehát ezek vélhetően tényleg nagy bizonytalansággal rendelkező adatok. Az nyilván nem véletlen, hogy a kimutatási határ alatti esetek döntően a legutóbbi években mutatkoznak. Az is kivehető, hogy a nagyobb koncentráció értékek zömmel az 1999 második felétől 2004 végéig terjedő időszakba esnek. Nem kizárt tehát, hogy a tó vizében a trícium egy lassú, de határozott időbeli változást mutat.

Mivel a vízutánpótlás csak részben származik a csapadékból, mert a legfrissebb információnk szerint időről-időre víz betáplálás történik a Hideg-, ill. a Melegvíz-csatornából, nyilván a koncentráció alakításában ezek is szerepet kapnak. A legutóbbi 4 év adatait alapul véve, továbbá figyelemmel arra is, hogy a jelzett időszakban a *kh* épp az átlagos magyarországi csapadék-trícium koncentráció felett van kb. 10%-kal, a Kondor-tó trícium koncentrációjára az (1.8 ± 0.7) Bq/l koncentrációt tekintjük mérvadónak.

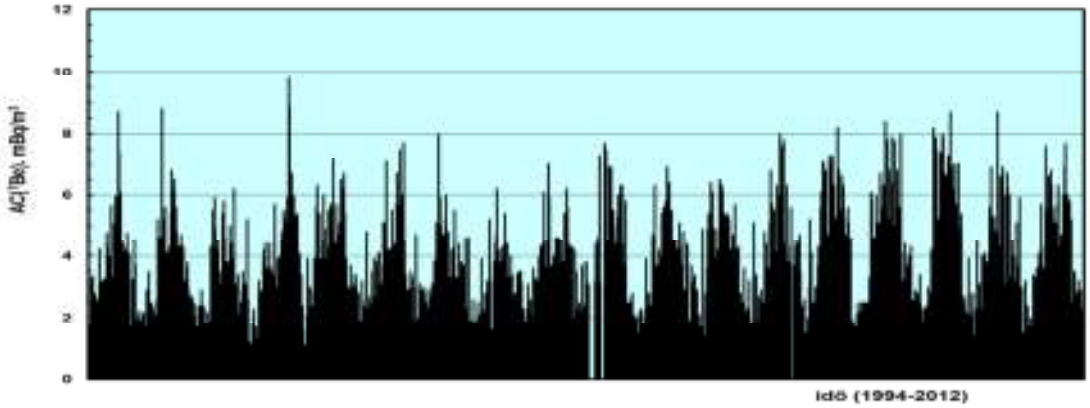
A vízre, mint a vízi élővilág alapvető életterére rendelkezésre álló összegyűjtött radioaktivitási adatokat összegezve megállapítható, hogy a tríciumra mindhárom élőhelyen elegendő adat áll rendelkezésre. Dozimetriai szemszögből értékelve ez azt jelenti, hogy a legkisebb bomlási energiájú (~10 keV) izotóp sugárterheléshez adott járuléka megbízhatóan becsülhető. Az alfa-sugárzó izotópokra (bomlási energia ~4-6 MeV) azonban az átadott adatbázis gyakorlatilag alig tartalmaz adatot. Kétségtelen tény, hogy általában igen kicsi, ~mBq/l, vagy az alatti koncentrációkról van, ill. lehet szó ez utóbbiak esetében. Ha azonban figyelembe vesszük azt a biológusi elvárást, hogy kagylók, csigák – tehát meszet halmozó állatok – jelenlegi, alapszintnek tekinthető sugárterhelését (tehát nem kizárólag az atomerőművi tevékenységhez kapcsolhatót) is becsüljük meg, akkor legalább a kalciumhoz kémiailag nagyon hasonló rádiumra nélkülözhetetlen a megfelelő megbízhatóságú adat. Ez legegyszerűbben a szóban forgó fajok direkt mintázása / mérése révén biztosítható (vö. 12.10.1-2. táblázattal).

12.8.5 A szárazföldi és vízi élőhelyek levegőkörnyezete

A szárazföldi élőlények életterének meghatározó közege a földközeli levegő, ami – pusztán sűrűségéből kifolyólag is – lényegesen kevesebb radioaktivitást hordoz, mint az élettér másik meghatározó eleme, a talaj. Másrészt viszont a légzésen keresztül közvetlenül az élőlénybe kerül a jelenlévő radioizotóp (inkorporáció), ami akár jelentős dózist is eredményezhet. A humán sugárvédelemből ismert pl., hogy az összes éves dózis kb. fele éppen a levegőben állandóan jelenlévő radon rovására írható (jóllehet ennek fő oka a zárt térben való tartózkodás). Az élőlények anyagának meghatározó eleme a szénatom, melynek 14-es tömegszámú izotópja (radiokarbon) természetes módon is jelen van az atmoszférában, s a növények anyagcseréjén keresztül gyakorlatilag minden élő szervezetben sugárterhelés forrása. A víz formájában a levegőben megjelenő tríciumról ugyanez szintén elmondható. Az atomerőmű radioaktív kibocsátása is döntően az atmoszférába történik, ezért feltétlenül foglalkozni kell a levegő radioaktivitására vonatkozó adatok összegyűjtésével is.

A földközeli atmoszférában legnagyobb koncentrációban a ^{222}Rn-izotóp fordul elő. Állandó forrása a talaj, konkrétan a talajalkotó kőzetekben mindenhol jelenlévő ^{226}Ra-izotóp. A tipikusan ~10 mBq/m^{2}s mértékű ún. radon exhaláció a talaj felett – évszaktól és időjárástól függően – 5-10 Bq/m^3 aktivitáskoncentrációt tart fenn. Rövid életidejű izotópokból álló bomlási sora is jelen van a levegőben, de a radonnal összehasonlítva valamivel kisebb koncentrációban. Ennek oka a leánytermékek kitapadása, pl. tereptárgyakra, ülepedő részecskékre. A légzés során ezek az izotópok nagyrészt kitapadnak a légutak falán, s ez okozza a nem elhanyagolható sugárterhelést. Közülük kettő alfa-bomló izotóp (^{218}Po és ^{214}Po). Hazai mérési tapasztalatok szerint a radon koncentráció alig mutat földrajzi helyfüggést, ezért az élővilág sugárterhelésének becslésénél a már évtizedet is meghaladó terjedelmű debreceni eredmények alapján meghatározott 6 Bq/m^3 leánytermék koncentrációval lehet számolni. Ez az érték csak a felszín felett élőkre érvényes, a földben lakó fajokra (pl. földigiliszta) ennél lényegesen nagyobb koncentrációval kell számolni (10^3-10^4 Bq/m^3). A ^{232}Th bomlási sorában előforduló toron, ill. rövid életidejű bomlástermékei ugyancsak állandóan jelen vannak a földközeli levegőben, de a toron nagyon rövid felezési ideje miatt koncentrációjuk csak tizede a radonénak, ugyanakkor a talajgázban a radon koncentrációjához hasonló értéket mutat.

A felsőbb légkörben keletkező ^{7}Be-izotóp ülepedéssel jut le a felszín közelébe, majd a talajra, ill. a növényzetre hullik (fallout). Könnyen detektálható jól ismert 477 keV-os gamma-sugárzása révén, így a nukleáris környezetellenőrzés mérési eredményeinek állandó szereplője. A paksi erőmű körüli levegő aeroszol-minták segítségével történő folyamatos ellenőrzése révén igen széles adatbázis jött létre a ^{7}Be koncentrációjának jellemzésére. Az A1 mérőállomás közel 20 éves, a ^{7}Be földközeli levegőben mért koncentrációját összegző 12.8.7. ábran jól látszik az erős szezonális hatás.



12.8.7. ábra A ^{7}Be aktivitáskoncentrációjának hosszú távú alakulása.

Az A1, A6 és A8 állomásokon heti gyakorisággal cserélik a mintavevők szűrőit, tehát évente 52 mérési adat keletkezik. 1994 óta elegendő mérési kapacitás áll az ellenőrzést végző laboratórium részére, ezért állomásonként külön-külön vizsgálják a keletkezett mintákat. Ez 18 év alatt állomásonként közel ezer adatot eredményezett, aminek a teljes feldolgozása talán túlzásnak tűnhet. Figyelembe kell azonban venni, hogy e légköri izotóp koncentrációját óriási mértékben befolyásolja, meghatározza az időjárás alapvetően szeszélyes volta. Ebből az következik, hogy néhány évnyi adatból nehezen képzelhető el a hosszú távra érvényes legvalószínűbb aktivitáskoncentráció származtatása. Az alábbiakban röviden vázoljuk az adatok feldolgozásának módját, ill. a levonható következtetéseket.

Az időjárás befolyása részben tompítható, ha az év ugyanazon szakaszain vizsgáljuk a ^{7}Be aktivitáskoncentrációjának hosszú távú alakulását. Elképzelhető havi, vagy akár évszakos bontás is. Mi a heti, tehát az eredeti felbontásban vizsgáltuk az adatokat. Példaképpen az alábbi két táblázatban (12.8.5-1. táblázat és 12.8.5-2. táblázat) bemutatunk egy-egy tavaszi és nyári adatsort az A1 állomás adatbázisából. Azonnal szembe tűnik, hogy az aeroszol szűrőkön gyakorlatilag csak a ^{7}Be jelenléte volt kimutatható, eltekintve egy-egy véletlenszerűen felbukkanó, de 3 nagyságrenddel kisebb aktivitáskoncentrációt képviselő ^{137}Cs-adattól.

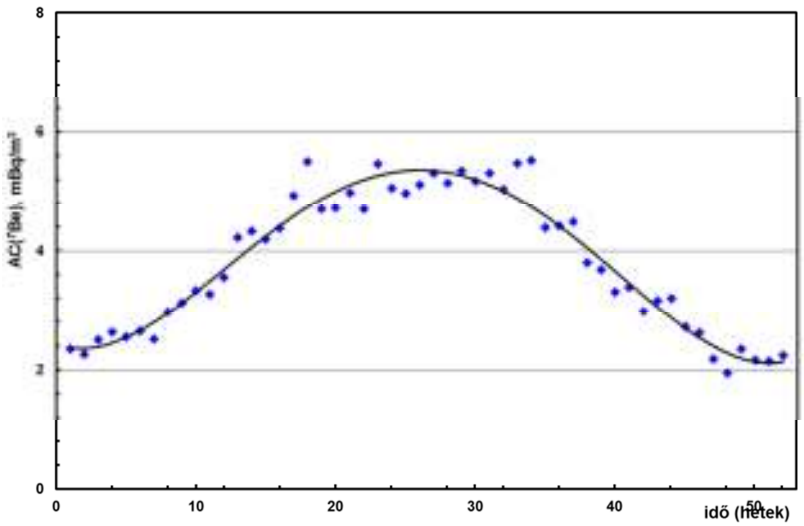
év	aktivitáskoncentráció, mBq/m^3			
	^{7}Be	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs
1994	2.6	–	–	–
1995	2.3	–	–	–
1996	1.9	–	–	0.0003
1997	4.2	–	–	–
1998	5.4	–	–	0.0033
1999	2.3	–	–	–
2000	2.7	–	–	–
2001	2.8	–	–	–
2002	4.3	–	–	–
2003	4.4	–	–	–
2004	2.8	–	–	–
2005	3.6	–	–	–
2006	2.5	–	–	–
2007	3.7	–	–	–
2008	4.6	–	–	–
2009	3.0	–	–	–
2010	2.6	–	–	–
2011	4.1	–	–	–

12.8.5-1. táblázat A ^{7}Be-izotóp levegőbeli aktivitáskoncentrációja március közepén az A1 állomáson.

A Be-adatokra tekintve látható, hogy évről-évre jelentős, kettes faktort is elérő fluktuációk vannak. Míg a kora tavaszi (10. hét) időszakra a 3 mBq/m^3 a jellemző, addig nyáron már gyakran fordul elő 6-7 mBq/m^3 érték is. A koncentráció hosszú távon való alakulásában az év bármely szakaszában hasonló véletlenszerűség jelenik meg, tendenciózus változás nem tapasztalható (lásd: 12.8.7. ábra). Ennél fogva egy-egy 1 hetes időszakra megengedhetőnek tűnik a 18 év átlagával számolni. Egy-egy heti adat 18 éves átlaga ugyan jelentős szórást mutat (30-40%), az 52 érték a ^{7}Be aktivitáskoncentrációjának szisztematikus éves változásáról tanúskodik. Az A1 állomásra nézve ezt a 12.8.8. ábra szemlélteti.

év	aktivitáskoncentráció, mBq/m^3			
	^{7}Be	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs
1994	7.4	–	–	0.0019
1995	6.5	–	–	0.0027
1996	5.0	–	–	–
1997	4.5	–	–	–
1998	6.5	–	–	–
1999	5.7	–	–	–
2000	4.2	–	–	–
2001	4.4	–	–	–
2002	3.7	–	–	–
2003	5.3	–	–	–
2004	4.2	–	–	–
2005	5.3	–	–	–
2006	7.8	–	–	–
2007	6.8	–	–	–
2008	5.0	–	–	–
2009	4.5	–	–	–
2010	3.1	–	–	–
2011	3.0	–	–	–

12.8.5-2. táblázat A ^{7}Be levegőbeli aktivitáskoncentrációja a nyár közepén az A1 állomáson.



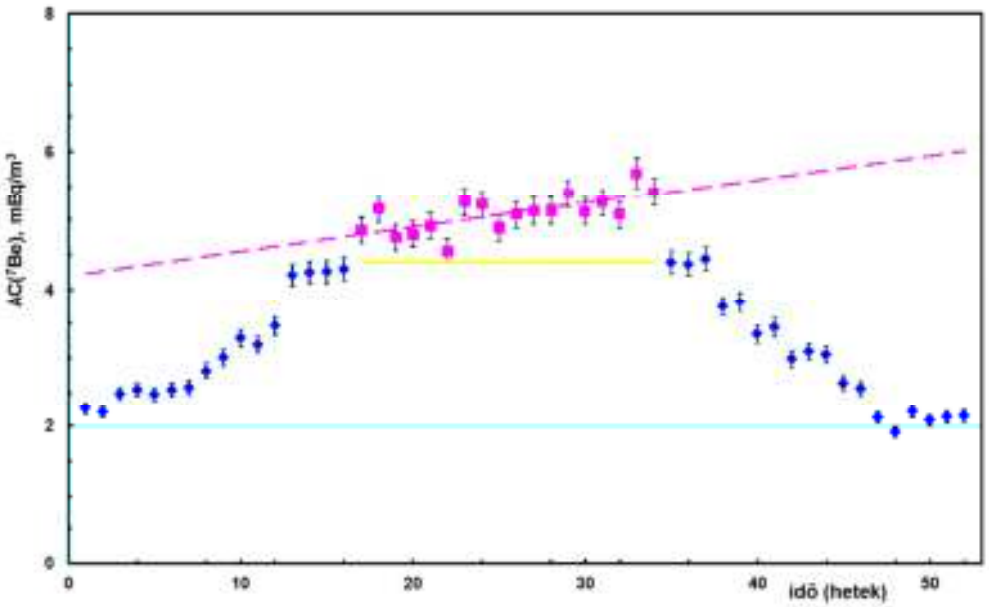
12.8.8. ábra A ^{7}Be hosszú távú átlagos koncentrációjának éves alakulása az A1 állomáson.

Az A6 és A8 állomásokon vett aeroszol minták fentiek szerint képzett átlagos koncentráció adatai is ugyanezt a tendenciát mutatják, igen hasonló aktivitáskoncentráció értékekkel. Ezeket a 12.8.5-3. táblázatban foglaltuk össze. Az egyes mérőállomásokra tapasztalt közel azonos koncentráció-adatok tulajdonképpen nem meglepőek, hiszen egymástól nem túl távoli mintavételi helyekről és az állandóan mozgásban lévő levegőről van szó. Tekinthetjük akár úgy is, hogy az egyes állomások részmintákat szolgáltatnak az aktivitáskoncentráció pontosabb meghatározása érdekében. Minden vizsgálati periódusra képezzük a megfelelő 3 koncentráció-adat átlagát (a táblázat 4. aktivitáskoncentráció adatsora). Ennek szórása (táblázat utolsó két oszlopa) meglepően kicsi, ami arra utal, hogy tényleg sikerült pontosítani az adott hétre érvényes ^{7}Be-koncentrációt. Az így nyert adatsort a 12.8.9. ábran grafikusan is szemléltetjük.

	A1	A6	A8	átlag	szórás	%
hét	AC(^{7}Be), mBq/m^{3}					
1	2.34	2.20	2.25	**2.26**	0.07	3.2
2	2.25	2.08	2.27	**2.20**	0.10	4.7
3	2.49	2.42	2.55	**2.49**	0.06	2.6
4	2.62	2.45	2.55	**2.54**	0.09	3.5
5	2.55	2.38	2.51	**2.48**	0.09	3.5
6	2.65	2.56	2.43	**2.54**	0.11	4.4
7	2.51	2.53	2.69	**2.57**	0.10	3.8
8	2.97	2.62	2.86	**2.82**	0.18	6.3
9	3.12	2.84	3.06	**3.00**	0.15	5.0
10	3.32	3.12	3.40	**3.28**	0.15	4.4
11	3.26	3.01	3.30	**3.19**	0.16	5.0
12	3.55	3.29	3.54	**3.46**	0.15	4.3
13	4.21	4.05	4.37	**4.21**	0.16	3.8
14	4.32	4.07	4.36	**4.25**	0.16	3.7
15	4.18	4.15	4.43	**4.26**	0.15	3.6
16	4.36	4.22	4.30	**4.30**	0.07	1.6
17	4.92	4.77	4.85	**4.85**	0.08	1.6
18	5.50	4.92	5.08	**5.16**	0.30	5.8
19	4.69	4.70	4.84	**4.74**	0.08	1.8
20	4.71	4.75	4.91	**4.79**	0.11	2.2
21	4.97	4.74	5.04	**4.92**	0.16	3.2
22	4.69	4.28	4.68	**4.55**	0.23	5.1
23	5.45	5.08	5.25	**5.26**	0.19	3.6
24	5.05	5.34	5.26	**5.22**	0.15	2.9
25	4.97	4.86	4.81	**4.88**	0.08	1.6
26	5.11	4.91	5.20	**5.07**	0.15	2.9
27	5.31	5.02	5.06	**5.13**	0.16	3.1
28	5.14	5.00	5.27	**5.14**	0.14	2.7
29	5.35	5.46	5.36	**5.39**	0.06	1.1
30	5.16	4.84	5.35	**5.12**	0.26	5.0
31	5.30	5.11	5.33	**5.25**	0.12	2.3
32	5.03	4.92	5.26	**5.07**	0.18	3.5
33	5.47	5.40	6.20	**5.69**	0.45	7.9
34	5.51	5.18	5.54	**5.41**	0.20	3.7
35	4.38	4.19	4.61	**4.39**	0.21	4.7
36	4.41	4.22	4.45	**4.36**	0.12	2.9
37	4.47	4.37	4.48	**4.44**	0.06	1.3
38	3.79	3.64	3.78	**3.74**	0.08	2.2
39	3.67	3.77	3.97	**3.81**	0.15	4.0
40	3.31	3.20	3.52	**3.34**	0.16	4.9
41	3.38	3.29	3.63	**3.44**	0.18	5.2
42	2.98	2.87	3.11	**2.99**	0.12	4.1
43	3.16	2.84	3.27	**3.09**	0.23	7.3
44	3.20	2.89	3.05	**3.05**	0.15	5.1

	A1	A6	A8	átlag	szórás	%
45	2.71	2.53	2.69	**2.64**	0.10	3.8
46	2.61	2.37	2.71	**2.56**	0.18	6.8
47	2.18	2.08	2.11	**2.12**	0.05	2.4
48	1.94	1.90	1.88	**1.91**	0.03	1.7
49	2.34	2.10	2.20	**2.21**	0.12	5.4
50	2.16	2.03	2.06	**2.08**	0.07	3.3
51	2.14	2.10	2.14	**2.13**	0.02	1.0
52	2.24	1.96	2.24	**2.14**	0.16	7.5

12.8.5-3. táblázat A ^{7}Be koncentrációjának szezonális alakulása néhány állomáson hosszú időtávú átlagok alapján.



12.8.9. ábra A ^{7}Be levegőbeli aktivitáskoncentrációjának időbeli változása a paksi erőmű környezetében.

Látható, hogy az ábrán szereplő koncentráció-értékeket két csoportba rendeztük. Ennek alapját az képezte, hogy a külön-külön vizsgált adatsoroknál mindig jelentkezett a 17. héten (április vége) bekövetkező hirtelen koncentráció-emelkedés, továbbá a 35. héten (szeptember eleje) pedig egy jelentős csökkenés. E két időpont között lila színnel feltüntetett adatokra illesztett egyenes jól mutatja, hogy a meleg időszak beköszöntése után a ^{7}Be koncentrációja lassan ugyan, de állandóan emelkedik. Közvetlenül ezen időpontok előtt és után néhány hétig ugyanakkora aktivitáskoncentráció mellett stagnál a berillium szintje. Ezt az ábrán a sárga vonallal jelöltük 4.4 mBq/m^{3} értéknél. Az eddigiek éppen a teljes év felét teszik ki. Az aktivitáskoncentráció legalacsonyabb értéke 2.2 mBq/m^{3} körüli, és kb. november közepétől január közepéig jellemző a földközeli levegő ^{7}Be-koncentrációjára.

A növények sugárterhelését nyilván az éppen a tenyészidőszakra eső magasabb aktivitáskoncentráció fogja meghatározni. Ennek átlagos értéke a vizsgált területen 5.2 mBq/m^{3}, és mindhárom szárazföldi élőhelyre érvényes. A folyamatos kihullás miatt a ^{7}Be akkumulálódik, elsősorban a leveleken. Viszonylag rövid felezési ideje miatt ugyanakkor a radioaktív bomlás miatti fogyást is figyelembe kell venni a teljes tenyészidőre számított átlagos felületi aktivitáskoncentráció becslésénél.

Paksi környezetben számolni kell az erőműből közvetlenül a légkörbe kibocsátott izotópok sugárterheléshez adott járulékával is. Ehhez ismerni kell a megfelelő kibocsátási sebességeket, ami az ÜKSER éves jelentéseiből került kigyűjtésre, ill. számításra. Az ERICA program ezeket bemenő adatként használja, és a beépített terjedési modell segítségével a kibocsátási ponttól megadott távolságra található élőhelyre becslést ad a szóban forgó izotópok várható aktivitáskoncentrációjára.

A Kibocsátás Ellenőrző Laboratórium az I. és II. kiépítés szellőző kéményeibe beépített mérőeszközökkel gyakorlatilag folyamatosan méri a légnemű kibocsátást. A tárgyévre összesített, az egyes izotópokra meghatározott aktivitásértékeket az adott év sugárvédelmi tevékenységét összegző kiadvány is tartalmazza, amely az átadott dokumentumok között is szerepel. Ezt felhasználva készült el az alább bemutatott, az élővilág sugárterhelésének becslésére az egyes élőhelyek vonatkozásában felhasználandó légköri kibocsátási leltár. A 2000 és 2010 közötti 11 éves időszakra a trícium, radiokarbon, nemesgázok (^{41}Ar, ^{85}Kr,^{87}Kr, ^{88}Kr, ^{133}Xe és ^{135}Xe), aktivációs termékek (^{54}Mn, ^{58}Co, ^{60}Co és ^{110m}Ag), továbbá néhány hasadási termék (^{90}Sr, ^{131}I,^{134}Cs és ^{137}Cs) kibocsátott összes aktivitása szolgált kiindulási adatként.

A tárgyévben állandó sebességűnek tekintett kibocsátás az éppen uralkodó szélviszonyoknak megfelelő irányban távozik a 100 m magas kéményből és nagy távolságot megtéve a forrástól távol is az élővilág (így, pl. a lakosság) járulékos sugárterhelését okozhatja. A sugárvédelmi ellenőrzéshez ezért elengedhetetlen a meteorológiai jellemzők folyamatos mérése a telephely környezetében. Ezt a célt szolgálja a 120 m magas meteorológiai mérőtorony, amelyen 20, 50 és 120 m magasságban egyebek mellett az aktuális szélsebességet és irányt is mérik. Ezek az adatok a normálüzemi légköri terjedési számítások bemenő adataiként szolgálnak. A 10 perces ciklusidejű és archivált mérési adatokból a tárgyévre vonatkozó szélirány gyakorisági eloszlást is számítanak, amely a légkör-stabilitási kategóriák %-os megoszlásával egyetemben szintén dokumentálásra kerül a már fent említett összefoglalókban. Ezeket az adatokat is felhasználva a szóban forgó 11 éves periódusra, továbbá figyelembe véve az A1, A6 és A8 mérőállomások kibocsátási ponthoz viszonyított helyzetét, meghatároztuk az adott szárazföldi élőhelyek irányába érvényes évi átlagos kibocsátási sebességet minden izotópra (Bq/s). A három élőhely a lehetséges kibocsátási terület 1/4-ét (90º) fedi le. Az előállított adatbázisokat a 12.8.5-4. táblázat, a 12.8.5-5. táblázat és a 12.8.5-6. táblázat foglalja össze.

év	kibocsátási sebesség A1 állomás irányába, Bq/s									
	T	^{14}C	^{131}I$_{egy.}$	^{134}Cs	^{137}Cs	^{60}Co	^{58}Co	^{54}Mn	^{110m}Ag	^{90}Sr
2000	2.2E+04	4.1E+03	6.3E-01	3.2E-02	1.2E-01	3.2E-01	3.3E-01	2.0E-01	7.2E-01	8.0E-04
2001	2.1E+04	2.9E+03	1.4E+00	6.2E-02	4.0E-01	1.1E+00	9.5E-01	6.8E-01	4.0E-01	6.4E-04
2002	2.1E+04	2.4E+03	2.8E-01	7.3E-03	4.7E-02	4.1E-01	4.1E-01	4.3E-01	1.5E-01	3.2E-04
2003	2.5E+04	2.2E+03	1.3E+03	4.4E+00	3.6E+00	5.1E-01	1.2E-01	2.7E-01	2.2E-01	2.2E-02
2004	1.1E+04	2.4E+03	6.5E-01	7.0E-02	2.5E-01	5.4E-01	8.0E-02	2.5E-01	6.2E-02	
2005	5.8E+03	1.8E+03	7.9E-01	4.0E-03	6.4E-03	3.4E-02	5.4E-03	1.3E-02	7.1E-03	
2006	1.1E+04	2.3E+03	1.2E-01	1.5E-02	3.5E-02	2.9E-02	7.7E-03	7.8E-03	8.6E-03	5.2E-04
2007	7.8E+03	1.6E+03	1.0E-01	4.8E-03	2.3E-02	5.2E-02	5.4E-03	1.9E-02	1.9E-02	4.1E-04
2008	1.2E+04	1.8E+03	1.9E-01	6.1E-03	2.6E-02	8.6E-02	8.4E-03	2.5E-02	2.4E-02	2.5E-04
2009	2.0E+04	2.9E+03	7.0E-01	9.3E-03	3.8E-02	4.2E-02	1.3E-02	1.1E-02	4.8E-02	
2010	1.5E+04	1.8E+03	4.2E-01	6.0E-03	1.0E-01	6.5E-02	1.1E-02	2.1E-02	2.6E-02	

12.8.5-4. táblázat A kibocsátási sebesség radionuklidonkénti alakulása az A1 állomás környezetének irányába.

év	kibocsátási sebesség A6 állomás irányába, Bq/s									
	T	^{14}C	^{131}I$_{egy.}$	^{134}Cs	^{137}Cs	^{60}Co	^{58}Co	^{54}Mn	^{110m}Ag	^{90}Sr
2000	7.5E+03	1.4E+03	2.1E-01	1.1E-02	3.9E-02	1.1E-01	1.1E-01	6.9E-02	2.4E-01	2.7E-04
2001	7.7E+03	1.1E+03	4.9E-01	2.3E-02	1.4E-01	3.9E-01	3.4E-01	2.5E-01	1.5E-01	2.3E-04
2002	1.3E+04	1.6E+03	1.8E-01	4.7E-03	3.1E-02	2.7E-01	2.7E-01	2.8E-01	1.0E-01	2.1E-04
2003	1.5E+04	1.3E+03	7.7E+02	2.6E+00	2.1E+00	3.0E-01	7.2E-02	1.6E-01	1.3E-01	1.3E-02
2004	5.3E+03	1.1E+03	3.1E-01	3.3E-02	1.2E-01	2.6E-01	3.8E-02	1.2E-01	3.0E-02	
2005	3.7E+03	1.2E+03	5.0E-01	2.5E-03	4.1E-03	2.2E-02	3.4E-03	8.1E-03	4.5E-03	
2006	4.8E+03	9.9E+02	5.2E-02	6.4E-03	1.5E-02	1.3E-02	3.3E-03	3.4E-03	3.7E-03	2.3E-04
2007	3.8E+03	7.6E+02	4.9E-02	2.4E-03	1.1E-02	2.6E-02	2.6E-03	9.5E-03	9.1E-03	2.0E-04
2008	4.7E+03	6.9E+02	7.3E-02	2.4E-03	1.0E-02	3.4E-02	3.3E-03	9.7E-03	9.2E-03	9.9E-05

év	kibocsátási sebesség A6 állomás irányába, Bq/s									
	T	^{14}C	$^{131}I_{egy.}$	^{134}Cs	^{137}Cs	^{60}Co	^{58}Co	^{54}Mn	^{110m}Ag	^{90}Sr
2009	5.1E+03	7.6E+02	1.8E-01	2.4E-03	9.7E-03	1.1E-02	3.5E-03	2.9E-03	1.2E-02	
2010	1.2E+04	1.4E+03	3.3E-01	4.8E-03	8.2E-02	5.2E-02	8.6E-03	1.6E-02	2.0E-02	

12.8.5-5. táblázat A kibocsátási sebesség radionuklidonkénti alakulása az A6 állomás környezetének irányába.

Az itt nem szereplő nemesgázok közül a ^{41}Ar a tríciummal együtt a legnagyobb aktivitásban kibocsátott radioaktív anyag. Nemesgáz volta miatt azonban legfeljebb az erőmű területén a magasban repülő madarak számára okoz csöppnyi többlet sugárterhelést, hiszen nagyon ritka az olyan meteorológiai körülmény, amikor a kibocsátott radioaktív csóva az erőműhöz közel már eléri, megközelíti a földfelszínt. Vélhetően ilyen okból az ERICA program a nemesgázokkal nem is számol az élővilág sugárterhelésénél (ezért itt a táblázatokban sem szerepeltetjük ezeket).

A táblázat adataiból látható, hogy a 2003-as évet leszámítva az összes (nem nemesgáz) kibocsátás több mint 99.99%-át a trícium és a radiokarbon teszi ki. Másrészt e két izotóp a nukleáris technika híján is állandó szereplője környezetünknek, hiszen a felsőbb légkörben szüntelenül képződnek. Legnagyobb koncentrációban épp a biótában vannak jelen.

év	kibocsátási sebesség A8 állomás irányába, Bq/s									
	T	^{14}C	$^{131}I_{egy.}$	^{134}Cs	^{137}Cs	^{60}Co	^{58}Co	^{54}Mn	^{110m}Ag	^{90}Sr
2000	1.2E+04	2.2E+03	3.4E-01	1.7E-02	6.2E-02	1.7E-01	1.8E-01	1.1E-01	3.9E-01	4.3E-04
2001	1.6E+04	2.2E+03	1.0E+00	4.7E-02	3.0E-01	8.0E-01	7.1E-01	5.1E-01	3.0E-01	4.9E-04
2002	1.6E+04	1.9E+03	2.2E-01	5.7E-03	3.7E-02	3.2E-01	3.2E-01	3.3E-01	1.2E-01	2.5E-04
2003	2.0E+04	1.8E+03	1.1E+03	3.5E+00	2.9E+00	4.1E-01	9.9E-02	2.2E-01	1.8E-01	1.8E-02
2004	1.1E+04	2.5E+03	6.8E-01	7.3E-02	2.6E-01	5.6E-01	8.3E-02	2.6E-01	6.5E-02	
2005	6.2E+03	1.9E+03	8.3E-01	4.2E-03	6.8E-03	3.6E-02	5.7E-03	1.3E-02	7.5E-03	
2006	8.5E+03	1.7E+03	9.2E-02	1.1E-02	2.7E-02	2.2E-02	5.9E-03	6.0E-03	6.6E-03	4.0E-04
2007	1.1E+04	2.2E+03	1.4E-01	6.7E-03	3.2E-02	7.3E-02	7.5E-03	2.7E-02	2.6E-02	5.6E-04
2008	6.6E+03	9.7E+02	1.0E-01	3.3E-03	1.4E-02	4.7E-02	4.6E-03	1.3E-02	1.3E-02	1.4E-04
2009	1.0E+04	1.5E+03	3.6E-01	4.8E-03	1.9E-02	2.2E-02	6.9E-03	5.7E-03	2.5E-02	
2010	1.1E+04	1.3E+03	2.9E-01	4.2E-03	7.3E-02	4.6E-02	7.6E-03	1.4E-02	1.8E-02	

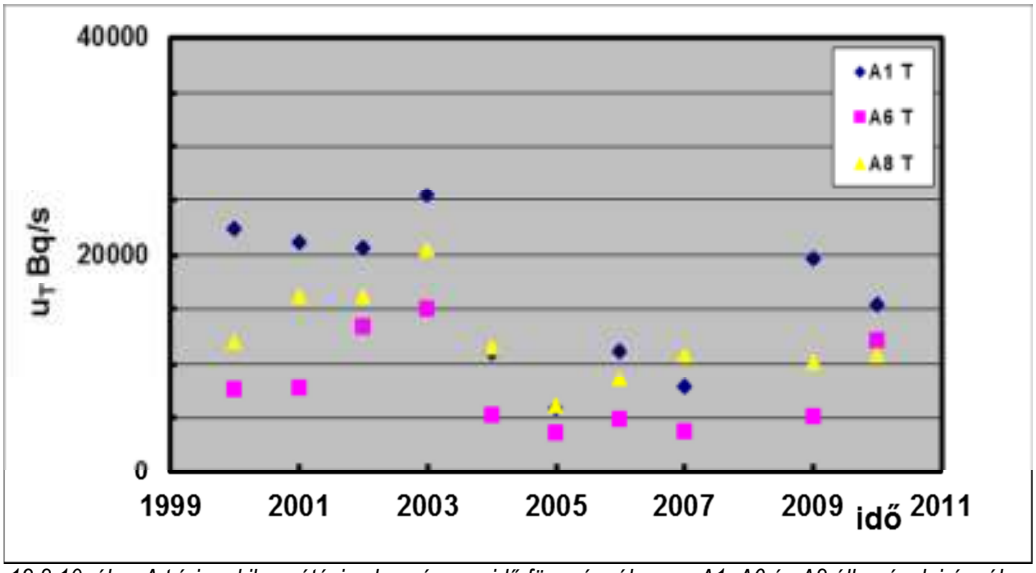
12.8.5-6. táblázat A kibocsátási sebesség radionuklidokkénti alakulása az A8 állomás környezetének irányába.

A kéményen át kijutó, és a szelek által távozó radioizotópok koncentrációja a kibocsátási ponttól távolodva fokozatosan csökken, egyrészt a szétterjedés (diszperzió), másrészt a kiülepedés miatt. A nyugodt légköri viszonyok közötti ~cm/s ülepedési sebesség mellett a földközeli levegőben épp a vizsgált szárazföldi élőhelyek környezetében várható a legnagyobb aktivitáskoncentráció az erőművi eredetű izotópoknál (nem véletlenül vannak ide telepítve az A-típusú környezetellenőrző állomások). Korábban már utaltunk rá (lásd 12.8.5-1. táblázat és 12.8.5-2. táblázat), hogy még e „kitettség" ellenére is csak igen ritkán sikerül az állomásokon közvetlen méréssel az erőműből a légkörbe kibocsátott radioizotópokat detektálni.

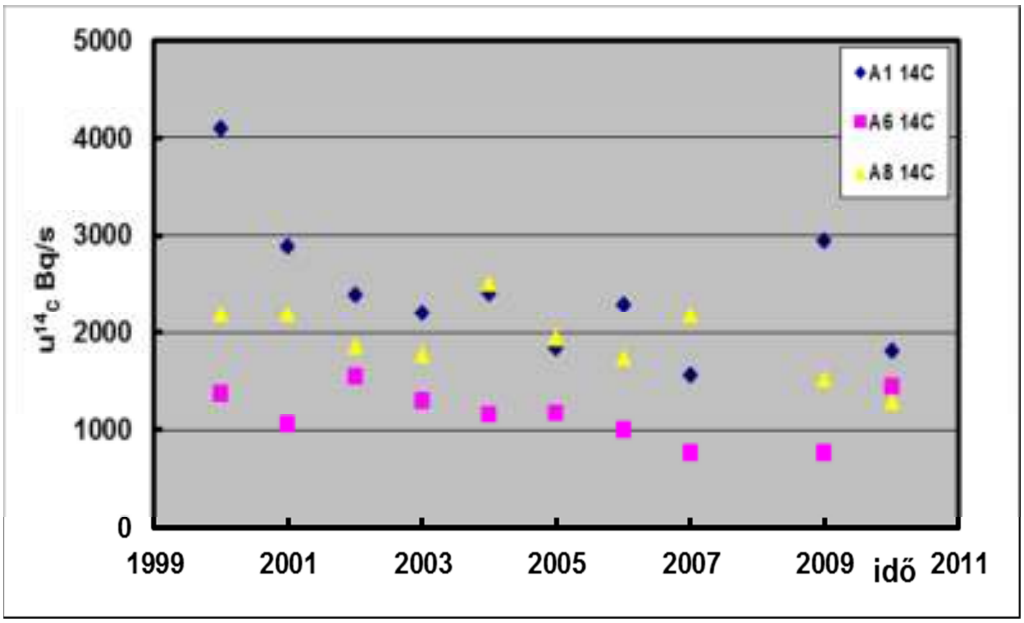
Az egyes élőhelyekre használandó számított kibocsátási sebességeket összefoglaló táblázat adatainak időfüggését vizsgálva, azokban jelentős fluktuációkat találunk. Ennek egyik fő oka az időjárás szeszélyes volta; a szélirány hektikus változásai még éves távon sem adnak ki fixnek nevezhető uralkodó szélirányt. Így a teljes kibocsátásnak évről-évre más-más hányada kerül egy konkrét kijelölt szektorba. Egy-egy kiválasztott izotóp-párra nézve a kibocsátott aktivitások hányadosa – amint az a táblázatok adataiból is kivehető – nem állandó, mert az függ a reaktor üzemvitelétől is. Másrészt a 2003. évi 2. blokki üzemzavar néhány illékony hasadvány kibocsátását jelentősen megemelte, de nem volt hatással, pl. a radiokarbon, vagy az argon emissziójára. Fentiek miatt nem triviális, hogy a sugárterhelés becsléséhez a légköri terjedési modell milyen bemenő adatot kapjon a fenti adatsorból. Egy egyszerű átlagolás (11 év) elegendő „simítást" adhat, de túl-, vagy alulbecsülheti a mai helyzetet. Éppen ezt elkerülendő hasznosnak látszott legalább a legfontosabb izotópokra egy durva trend-

analízis elvégzése. Az alábbi ábrákon a trícium, a jód izotópok, a ^{14}C és a ^{137}Cs kibocsátást grafikusan is szemléltetjük a 2000-2010 közötti időszakra.

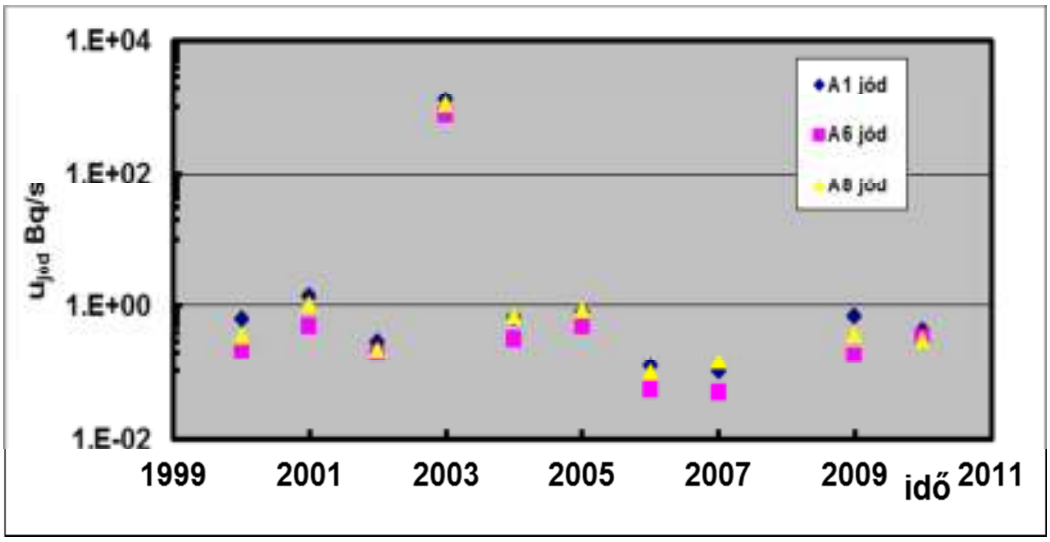
A tríciumra és a ^{14}C-re vonatkozó ábrákon (12.8.10. ábra és 12.8.11. ábra) a színes pontok egymástól való távolságának évről-évre történő véletlenszerű változása igen jól szemlélteti a szélirány gyakoriság szeszélyes változását. Mindkét ábrán kirajzolódik ugyanakkor a kibocsátás tendenciájában csökkenő volta is. A létesítmény hosszú idejű üzemeltetésében összegyűlt tapasztalat, a biztonsági kultúra állandó fejlesztése még a logaritmusos skálán megjelenített, a hasadási termékek kibocsátásának tendenciáját ábrázoló 12.8.12. ábra és 12.8.13. ábraalapján is jól kivehető. Mindezek megalapozottá teszik, hogy bemenő adatként állomásonként (az egyes szárazföldi élőhelyekre) az utolsó 5 év kibocsátási adatainak átlagát használjuk. Ezeket az adatokat a 12.8.5-7. táblázatba foglaltuk össze. Ezek fogják az ERICA eszköztárba beépített terjedési modellben a bemenő adatokat képezni a légköri radioaktivitástól származó külső dózisteljesítmény számításához.



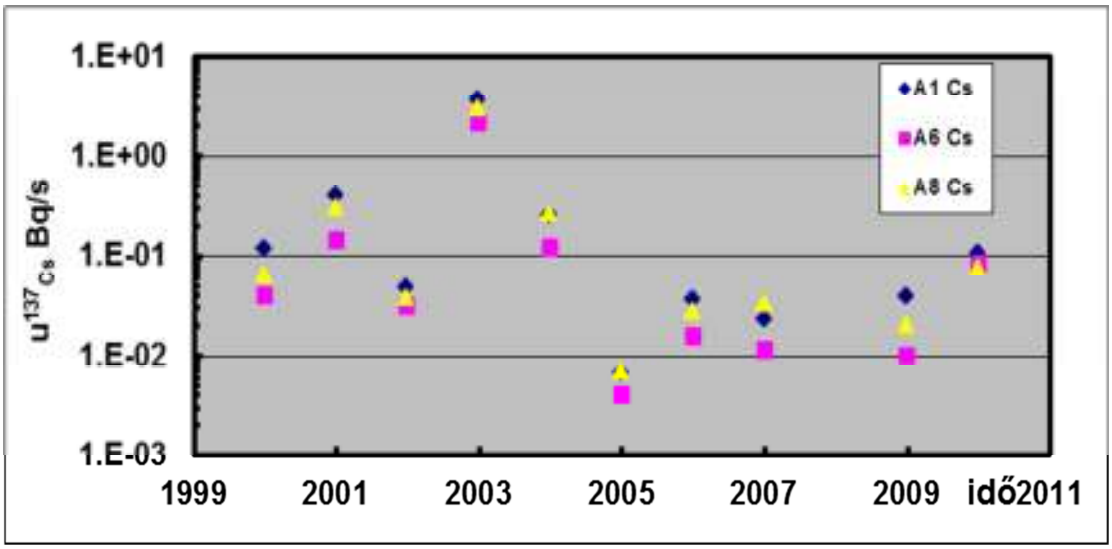
12.8.10. ábra A trícium kibocsátási sebessége az idő függvényében az A1, A6 és A8 állomások irányába.



12.8.11. ábra A radiokarbon kibocsátás időbeli alakulása az A1, A6, és A8 állomások irányába.



12.8.12. ábra A jód-izotópok kibocsátási sebességének időbeli változásai egyes mérőállomások irányába.



12.8.13. ábra Az A1, A6 és A8 állomások irányába történő ^{137}Cs kibocsátás sebességének időfüggése.

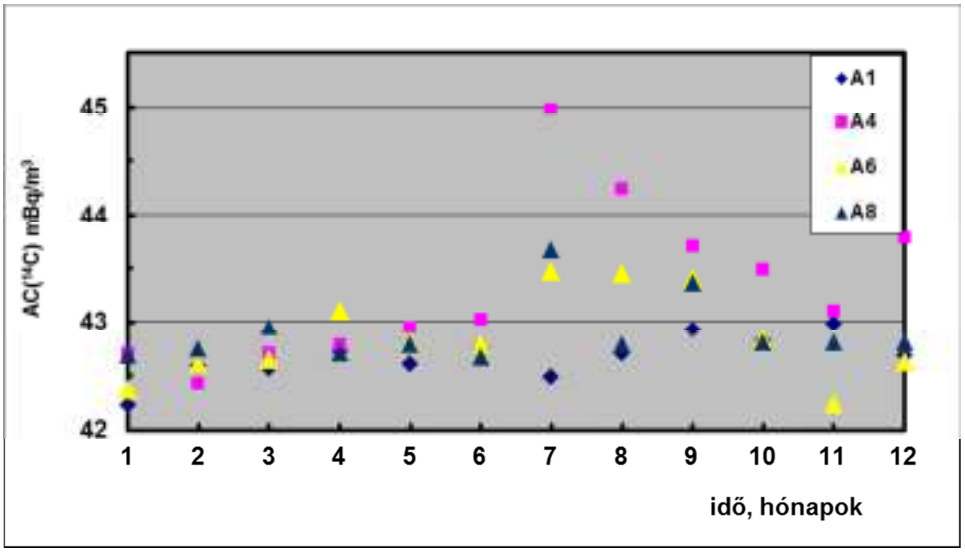
	kibocsátási sebesség az adott állomás irányába, Bq/s									
	T	^{14}C	^{131}I$_{egy.}$	^{134}Cs	^{137}Cs	^{60}Co	^{58}Co	^{54}Mn	^{110m}Ag	^{90}Sr
A1	1.2E+04	2.1E+03	4.3E-01	7.8E-03	4.1E-02	4.5E-02	8.5E-03	1.4E-02	2.2E-02	4.7E-04
A6	5.9E+03	1.0E+03	2.2E-01	3.7E-03	2.5E-02	2.5E-02	4.3E-03	8.0E-03	1.0E-02	2.1E-04
A8	9.3E+03	1.7E+03	3.4E-01	6.2E-03	3.2E-02	4.0E-02	6.7E-03	1.3E-02	1.7E-02	4.8E-04

12.8.5-7. táblázat A légkörbe kibocsátott izotópok terjedésének számításához használandó kibocsátási sebesség adatok.

Az a gyakorlat, hogy konkrét mérési adatok helyett modellszámításokra támaszkodva becsüljük az egyes környezeti közegekben uralkodó aktivitáskoncentrációkat egy szükségszerű kényszermegoldás, mert amint azt a levegő radioaktivitásának rendszeres vizsgálata eredményeinél tárgyaltuk, a légköri kibocsátás a környezetben – az érzékeny mérési módszerek ellenére is – csak nagyon ritkán mutatható ki. Talán egyedüli kivételek a radiokarbon és a trícium, amelyek ma már kellő megbízhatósággal mérhetők, de tiszta béta-sugárzók lévén csak különleges méréstechnikával. Az A1, A4, A6 és A8 állomásokon évek óta rendszeresen mérik a levegőben a széndioxid és szénhidrogén formában jelenlévő ^{14}C mennyiségét is. Ezek az adatok szintén megjelennek a PA sugárvédelmi tevékenységét bemutató évkönyvekben.

Az elmúlt öt év adatainak elemzése alapján a következő megállapítások tehetők a radiokarbonnal kapcsolatban. A földközeli légkör teljes (szerves és széndioxid) ^{14}C aktivitáskoncentrációja néhány százalékon belül azonos az összes vizsgált állomáson (irányban). Az éves átlagban ~43 mBq/m^3 aktivitáskoncentráció gyakorlatilag alig különbözik a Pakstól relatíve távol fekvő Dunaföldváron is mért értéktől. Ez utóbbi mérési helyszín a PA Zrt. háttér-mérőállomásaként működik, ahol ugyanolyan eszközökkel és rendszerességgel vizsgálják a levegő radioaktivitását, mint az erőmű körül elhelyezett A-típusú mérőállomásokon. A fenti aktivitáskoncentráció ugyan egy állandó (~400 ppm) légköri CO_2 feltételezése mellett igaz, a közel állandó fajlagos $^{14}C/^{12}C$ arány már önmagában is arra utal, hogy az erőmű környezetében döntően a természetes eredetű radiokarbon alakítja a koncentrációt. Ezt a megállapítást támogatja az a mérési tapasztalat is, hogy amíg a kibocsátásban >90%-ban van jelen a szénhidrogénekhez (pl. metán) kötött ^{14}C, addig az A típusú állomásokon ennek aránya mindössze néhány százalék. Ez alól egyedül az A4 állomás a kivétel, ahol a szerves radiokarbon járuléka eléri a 10%-ot. A vizsgált időszak átlagos havi koncentrációjának állomásonkénti alakulását a 12.8.14. ábra szemlélteti.

Az adatok értelmezéséhez figyelembe kell venni, hogy magának az aktivitásmérésnek a bizonytalansága igen kicsi, mindössze fél százalék, tehát alig haladja meg az ábrán az értékjelölők méretét. Júliustól az A4, A6 és A8 állomásokon határozottan magasabb a radiokarbon koncentrációja (egyébként szerves kötésben lévő ^{14}C-től ered), ami őszre fokozatosan lecsökken.



12.8.14. ábra A radiokarbon koncentrációjának szezonális alakulása a Paksi Atomerőmű környezetében.

A radiokarbonnal kapcsolatban fentebb tett megállapításokból az következik, hogy az erőmű körüli élőhelyeken elsősorban a természetes előfordulású ^{14}C hatásával kell számolni, az erőmű ehhez éves átlagban legfeljebb 0.1-0.3 mBq/m^3, azaz a természetes szinthez kb. 1% járulékot ad.

A trícium a radiokarbonhoz hasonlóan eredendően kozmogén izotóp, a nukleáris technológia alkalmazása nélkül is állandóan jelen van a környezetben. A hidrogén egyik izotópjaként az élővilág alapvetően HTO (tehát víz) formájában kerül vele kapcsolatba, döntően a csapadék közvetítése révén. Mivel a trícium háromszor nehezebb a közönséges (normál) hidrogénnél, a víz körforgását meghatározó számos paraméter a HTO esetében jelentősen eltér a H_2O-ra ismert értéktől (izotópeffektusok). Ennek a környezetben az egyik legfontosabb következménye a különböző eredetű, ill. történetű vizekben mérhető aktivitáskoncentrációban mutatkozó különbségek. Ez azt eredményezi, hogy, pl. a levegő páratartalmában a trícium koncentrációja számottevő hely- és időfüggést mutat. Emiatt egy atomerőmű környezetében az onnan származó, légköri kibocsátásból eredő trícium járulék nehezen mutatható ki, ill. azonosítható.

A Környezetellenőrző Laboratórium A-típusú állomásain havi rendszerességgel a levegő trícium aktivitáskoncentrációját is meghatározzák, külön a HTO és a HT frakciókra. 2008-ig ún. párhuzamos mintavételi

technikát használtak, a HT frakció a HTO+HT és a HTO ágak eredményeinek különbségéből származott, arra azonban igen sok esetben negatív érték adódott, mivel egymáshoz közel álló, ugyanakkor meglehetősen nagy véletlen hibával terhelt értékek különbségéről volt szó, továbbá a mintázott levegő mennyisége is bizonytalan volt. Ezen a helyzeten sokat javított a 2009 óta alkalmazott új, soros mintavevő berendezés alkalmazása, és a megbízhatóbb térfogatmérés, azonban a levegőből kinyert víz kis mennyisége miatt továbbra is nagy véletlen hibával terhelt a mérés.

Az erőművi trícium kibocsátásból származó járulék követésének a jelzett nehézségek – különösen a környezeti trícium viselkedése – mellett is egy lehetséges módja lehet egy jól kiválasztott helyre telepített ún. háttérállomás adataival történő összevetés. Ezt alkalmazza a PA Zrt. is, a B24 jelű állomás többek között ezt a célt is szolgálja. A Dunaföldváron telepített állomás már elég messze van az erőműtől, annak hatása ott már bizonyosan nem érvényesül, ugyanakkor viszonylagos közelsége révén elfogadható az a feltételezés, hogy a mindenkori időjárási, csapadék, stb. viszonyok azonosak. A Környezetellenőrző Laboratórium a Paksi Atomerőmű éves sugárvédelmi jelentéseinek nukleáris környezetellenőrzésről szóló fejezetében hosszú éveken keresztül ilyen különbségképzésből becsülte az erőmű járulékát. A már fentebb jelzett okokból azonban legfeljebb annyi volt megállapítható, hogy a járulék kisebb, mint 10 mBq/m^3. Mivel az atmoszféra trícium koncentrációja is (egy hónapos átlagban) ebben a nagyságrendben van, tulajdonképpen növekményt biztosan kimutatni nem sikerült.

A már három éve használt új rendszerekkel kapott eredmények hosszabb távon talán lehetővé teszik az adatok erőművi járulékra vonatkozó megbízhatóbb statisztikai értékelését. E munka keretében – a kevés számú új keletű adat miatt – a 2005-2011 között az A1, A6, A8 és B24 állomásokon mért adatokat hasonlítjuk össze, és megpróbáljuk megbecsülni az atomerőműtől származó légköri trícium járulékot.

A 12.8.5-8. táblázatban a fenti időintervallumban mért havi HTO-adatokból képzett éves átlagokat tüntettük fel. Látható, hogy ezek változó számú értékes jeggyel kerültek megadásra. Ez attól függött, hogy az eredeti forrásban hogyan volt közölve az adott eredmény. Mivel konkrét mérési bizonytalanság nem volt feltüntetve, támpont sem volt a hasznosnak tekinthető karakterekre nézve, ezért a teljes reprodukálás mellett döntöttünk. Meg kell továbbá jegyezni, hogy a 2009. és 2010. évekre csak az együttes HTO+HT értékek voltak közölve, azokból a következő megfontolás alapján származtattuk a megfelelő HTO-értéket. A 2011-es évben a már három éve bejáratott új technológiával vett minták HT-adatai az A-típusú és a B24 állomásokon is egy igen állandó hidrogén, ill. szerves trícium értéket mutattak:

A-típ. állomásokon (7.2 ± 1.7) mBq/m^3,
B24-en (6.58 ± 0.17) mBq/m^3.

Erre a nagyfokú állandóságra ugyan egyelőre nem találtunk magyarázatot, de feltételeztük, hogy a megelőző években is ez volt a helyzet. A 2009. és 2010. évekre a megadott HTO+HT adatokat a megfelelő fenti értékkel csökkentve vettük figyelembe.

év	**AC_{HTO}, mBq/m^3**			
	A1	A6	A8	B24
2005	14	13	18	12.7
2006	21	19	21	14.1
2007	13.6	7.46	16.8	8.9
2008	7.84	8.97	15.2	12.3
2009	9.8	9.1	8.9	10.9
2010	22.7	24.4	21.9	17.1
2011	14.2	15.7	14.1	10.1

12.8.5-8. táblázat A levegőpára trícium koncentrációjának éves átlagai néhány állomás környezetében.

A 12.8.5-8. táblázatban látható adatoknál azonnal feltűnik, hogy az emlékezetes 2010-es évi kiugróan sok csapadék tekintélyes mértékben megemelte az évi átlagos trícium-koncentrációt minden állomáson. Ez a tény is jól mutatja, hogy az atmoszféra T-aktivitáskoncentrációját döntően a csapadék alakítja. Másrészt határozottan kivehető, hogy a B24-es állomáson rendszeresen némileg alacsonyabb a trícium koncentrációja. A lehetséges

21 db Ax / B24 adatpárból 15-re (71%) teljesül az állítás. Ennek alapján megengedhetőnek tűnik egy erőművi járulék származtatása a jelzett különbségek alapján. A számított járulék értékeit a 12.8.5-9. táblázatban foglaltuk össze.

A táblázat két utolsó sorában az adott állomásra becsült átlagos többletet tüntettük fel két verzióban. Egyrészt figyelembe vettük mind a hét vizsgált évet, tehát így a többletre vonatkozó adatok két nem azonos technológia (és vélhetően pontosság) eredményeiből származnak. Ebben az esetben ugyanakkor a hosszabb időszak elvileg jobban „átlagol". Az eredmények is értelmezhetőnek látszanak, hiszen, pl. az A6-os állomásra kapott legkisebb érték összhangban van a szélirány-gyakorisággal. Az A8-as állomás környéke mutatja ebben az esetben a legnagyobb erőművi járulékot, ami kapcsolatba hozható a melegvíz-csatornába történő rendszeres T-kibocsátással, ill. az onnan történő fokozottabb párolgással. Ha csak az utolsó 3 évet vesszük figyelembe, akkor lényegesen kiegyenlítettebb erőművi járulék adódik. Bármelyik esetet is tekintjük, úgy tűnik, hogy a vizsgált szárazföldi élőhelyek körül évi átlagban mérhető ~15 mBq/m^3 T-koncentrációból kb. 20%-ra tehető az erőmű járuléka.

év	**többlet HTO, mBq/m^3**		
	A1	A6	A8
2005	1.3	0.3	5.3
2006	6.9	4.9	6.9
2007	4.7	-1.44	7.9
2008	-4.5	-3.33	2.9
2009	-1.1	-1.8	-2
2010	5.6	7.3	4.8
2011	4.1	5.6	4
összes	**2.4**	**1.6**	**4.3**
2009/11	**2.9**	**3.7**	**2.3**

12.8.5-9. táblázat Az erőmű becsült járuléka az egyes állomásokon.

Fenti eredménnyel kapcsolatban azonban hangsúlyozni kell, hogy egyrészt a trícium aktivitásának az ismert folyadék szcintillációs technikával történő meghatározása az igen alacsony HTO/H_2O arány miatt, továbbá az egy-egy mintába bevihető max. ~10 ml víz miatt is, nagyon nagy véletlen hibával terhelt (ezt jelzik a negatív értékek is). Másrészt a B24 jelű állomásra feltételezett, a paksival azonos környezeti viszonyok szigorúan nem állnak fenn. E megjegyzéseket is tekintetbe véve a fent eredményül kapott erőművi járulékot inkább felső korlátként kell tekinteni.

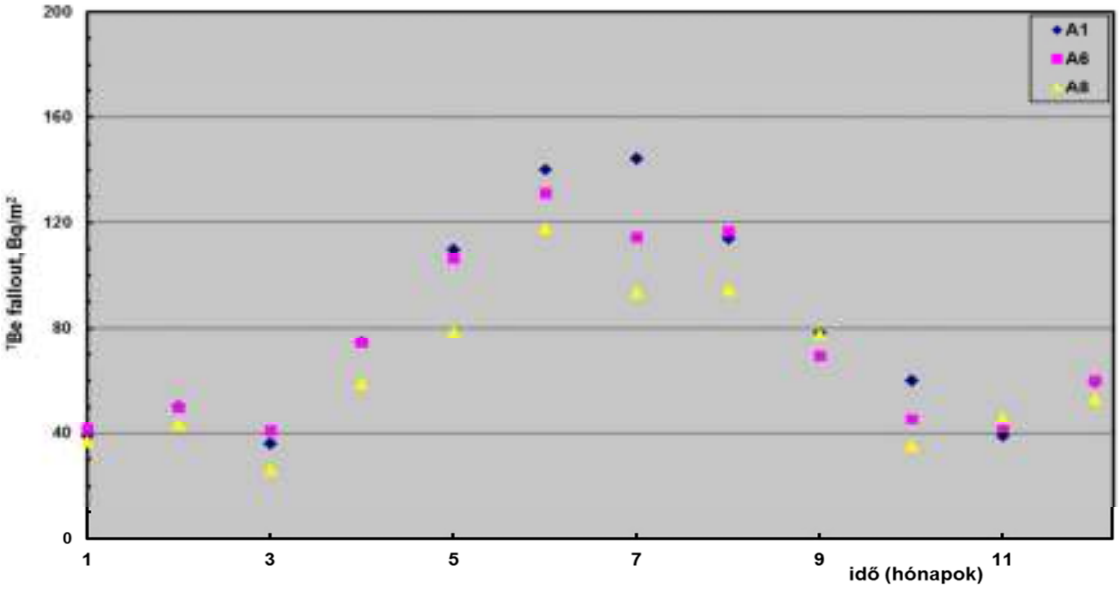
Az atmoszférában található aeroszolok a gravitáció hatására lassan ugyan, de kiülepednek a felszínre. Ennek nyomán az erőmű légköri kibocsátásának hatása nemcsak a létesítmény környezetének levegőjében, hanem a felszínen is megjelenik és az izotópok – felezési idejük által meghatározottan – akkumulálódnak, az ún. száraz és nedves kihullás eredményeként. Ez utóbbi az aeroszolok csapadék általi igen gyors és jó „hatásfokú" kimosását jelenti, ami szélirányban egy elhúzódó esős időszakban a kibocsátási pont közelében viszonylag könnyen észlelhető radioaktív kihullást eredményezhet.

A kihullás rendszeres vizsgálata szintén részét képezi a környezetellenőrzési programoknak, így az ÜKSER adatbázisban erre nézve is bőségesen vannak adatok. Az A-típusú állomásokon havi gyakorisággal gyűjtik (a megfelelő helyre telepített edényekbe) a szárazon és nedvesen kihullott aeroszolokat, majd bepárlás után ezek gamma-spektrometriai mérésre kerülnek. Az éves sugárvédelmi jelentések ezek eredményeit összefoglaló táblázatainak tanúsága szerint ugyan időről-időre előfordul valamelyik állomáson egy-egy hasadvány-izotóp (pl. ^{137}Cs), vagy korróziós termék (pl. ^{60}Co) megjelenése, annak regisztrált mennyisége elenyészően csekély, tipikusan tized Bq/m^2 egy teljes hónap alatt. A kumulált, 1 évre vonatkozó adat is gyakorlatilag ebben a tartományban van, így elmondható, hogy a kijelölt szárazföldi élőhelyekre még a sok év kihullási adatai alapján sem kell számításba venni a radioaktív kihullás hatását, mert az az adatok alapján praktikusan elhanyagolható.

A kihullási mérési adatok minden állomáson és minden hónapban megjelenő egyetlen szereplője a fentebb már tárgyalt ^{7}Be-izotóp. A levegőben mérhető, szezonálisan jellegzetesen változó koncentráció a kihullási (fallout) adatokban is megjelenik, amint azt a 12.8.15. ábra is jól szemlélteti, ahol az A1, A6 és A8 állomások Bq/m^2-ben mért havi adatainak elmúlt 16 évre vonatkozó átlagait ábrázoltuk az idő függvényében.

Látható, hogy a levegőben mért ^{7}Be-koncentrációhoz hasonlóan az állomások adatai itt is közel azonosak, bár az A8 állomás esetében tendenciózusan alacsonyabb értékek mutatkoznak. Ez vélhetően a környező vízfelületek (horgásztavak) perturbáló hatása miatt van, ami különösen a melegebb időszakban jelentkezik. A legnagyobb kihullás júniusban és júliusban mérhető, vagyis a hosszú idő átlagában legcsapadékosabb hónapokban. Az erre az időszakra az ábráról is leolvasható ~130 Bq/m^2-hez képest a téli (hűvösebb) hónapokban csak 40 Bq/m^2 a Be-kihullás, azaz viszonyuk >3. Ezzel szemben a levegőben mérhető aktivitáskoncentrációk aránya a vizsgált két időszakra csak 2.3 (vö. 12.8.9. ábraval). A különbséget nyilván a nedves kihullás okozza, ami ~1000 méteres levegőoszlopból mossa ki az aeroszolokat, így akár egyetlen jelentősebb csapadék esemény ~5 Bq/m^2 kihullást is eredményezhet néhány óra alatt a nyári hónapokban.

A csapadék kimosó hatása a 16 vizsgált év havi adatainak elemzésekor is jól látható, és elsősorban az átlagokban tapasztalható igen nagy szórásban mutatkozik meg, amit nyilván az éves csapadék hektikus változása okoz. Az éves teljes kihullásban tapasztalható nagy fluktuációnak is ez lehet az oka. Itt ismét érdemes kiemelni a 100 éves csapadék rekordot hozó 2010. évet, ami a vizsgált 16 év kihullás maximumát hozta (~1550 Bq/m^2). A többi évben a kihullás a 400-1200 Bq/m^2 tartományban mozgott.



12.8.15. ábra A ^{7}Be kihullás sokéves átlagának szezonális alakulása az A1, A6 és A8 állomásokon.

Az elmondottakból itt is nyilvánvaló, hogy esetünkben egy mennyiség kellően megbízható, a jelenlegi állapotot tükröző értékének megállapítása csak egy megfelelően hosszú időszak részletes vizsgálata alapján biztosítható. A jellemzőnek tekinthető kihullás értékek, továbbá a korábban már elemzett aeroszol koncentráció adatok alapján az is megbecsülhető, hogy az erőmű környezetében mekkora a részecskék helyi átlagos kiülepedési sebessége. Ez az adat igen fontos a légkörbe kibocsátott, ún. antropogén eredetű izotópok földközeli koncentrációjának, valamint a talajra a vizsgált élőhelyeken kiülepedő hányadának meghatározása szempontjából.

Az egyes mérőállomásokon a ^{7}Be izotópra meghatározott heti átlagos aeroszol koncentrációkból (lásd 12.8.5-3. táblázatot) képeztük a havi értékeket, majd az adott hónapra ugyanerre az állomásra meghatározott átlagos kihullási érték segítségével (a 12.8.15. ábra adatai) számítottuk az ülepedési sebességet. Az A1 és A6 állomásokra ezek igen közeli értékek, és éves ingadozásuk kb. 25%, amit a már fentebb említett nedves kihullás okoz. Az így nyert 24 sebesség adat átlagát tekinthetjük a környékre, a jelenlegi klimatikus viszonyok között jellemző ülepedési (kihullási) sebességnek. Ennek értékére 701 m/nap adódott. Az A8-as állomásra számított

sebesség adatokat itt nem vettük tekintetbe, mivel – ahogyan azt korábban már említettük – a környező nagy vízfelületek miatt szisztematikusan kisebb a kihullás, tehát az ülepedési sebesség is. Ennek mértéke éves átlagban eléri a 16%-ot.

E fejezetben eddig elsősorban az élettelen természeti környezettel foglalkoztunk, összegyűjtöttük és elemeztük az atomerőmű környezetében kijelölt szárazföldi és vízi élőhelyekre fellelhető radiológiai mérési adatokat a talajra és levegőre, továbbá az iszapra és a vízre. Ami a vizsgált radioizotópokat illeti, nem kizárólag a nukleáris tevékenységből származókra koncentráltunk, hanem a sugárterhelésben játszott szerepének megfelelő súllyal foglalkoztunk a természetes eredetű izotópokkal is. A kritikai feldolgozás eredményeként nagyrészt előállt az az adatbázis, amely az élővilág kiválasztott fajai sugárterhelésének, mint alapszintnek a becsléséhez szükséges. Konkrét adathiány egyedül a víznél jelentkezik a Kondor-tó és a Melegvíz-csatorna esetében, azonban ez megoldhatónak tűnik, hiszen egyrészt az utóbbi tulajdonképpen a Duna vize, így a földkérgi izotópokra nézve jogos lehet a Dunára nyert adatok használata. Másrészt a Kondor-tónál feltételezhető a dunaihoz hasonló, esetleg azzal egyező üledék ásványi összetétel, így az azonos megoszlási hányadosok is. Ez tulajdonképpen azzal jár, hogy a vízben a természetes eredetű izotópok koncentrációja megegyezik a Dunára kapottakkal.

Az antropogén eredetű izotópok közül a ^{90}Sr-ra vonatkozó adatokat nem tekintjük kielégítőnek. Ennek az izotópnak a jelenléte szinte teljes egészében a korai nukleáris fegyverkísérletekhez kötődik, és ismert, hogy a környezetben a hozzá hasonló felezési idejű radiocéziumhoz képest 60% aktivitásban jelent meg. Ezzel szemben az itt elemzett mérési eredmények tanúsága szerint a fő befogadó környezeti közegnek tekinthető talaj (a víz esetében az iszap) az előbbiből lényegesen kevesebbet látszik tartalmazni. A helyzetet tovább bonyolítja az az ebben a fejezetben többször is említett tény, hogy ugyanakkor a rendszeresen, monitoring jelleggel vizsgált növények, pl. fű a ^{90}Sr-ra nézve mindig nagyobb aktivitáskoncentrációt mutat. E probléma miatt kiemelt fontosságú feladatnak tekintettük a végül zöld utat kapott saját vizsgálatokon belül a ^{90}Sr-izotóp aktivitáskoncentrációjának a talajban és a bióta kiválasztott elemeiben való megbízható meghatározását.

12.8.6 Az élővilágra vonatkozó radioaktivitási mérések az adatbázisokban

A PA környezetellenőrző tevékenysége a bióta egyes elemeinek rendszeres vizsgálatára is kiterjed (lásd pl. az előző bekezdésben említett méréseket), azonban ennek célja kizárólag az erőmű üzemeltetése nyomán a környezetbe kijutott radionuklidoknak az élelmiszer láncon keresztüli esetleges megjelenésének ellenőrzése, tehát alapvetően a humán sugárvédelem céljait szolgálja. Így érthető módon elsősorban a tej, a hal, a hatósági ellenőrzés során pedig a hús, gabona és a friss zöldségek kerülnek mintázásra, ill. mérésre. A hatósági korlátokhoz igazított kimutatási határ rendszerint lényegesen magasabb, mint amilyen aktivitáskoncentrációk lennének várhatóak a talajból a növények által felvett izotópok esetén. Ennek következtében ezekből az adatokból (*kha*) nem származtatható a bióta más elemeinél használható információ.

Ebből a körből egyedüli kivételként kell megemlíteni a halra, egészen pontosan a húsára vonatkozó méréseket, amelyet a PA Környezetellenőrző Laboratóriuma rendszeresen végez több mint 10 éve. Az évi 4 alkalommal a nyers halon végzett szűk egy napos gamma-spektrometriai mérés után nemcsak az erőművi eredetű radionuklidokra, hanem az U- és Th-sor izotópjaira is megtörtént a spektrumok értékelése. Az alábbi 29 ilyen vizsgálat eredményei arról tanúskodnak, hogy - az értelemszerűen mindig detektált ^{40}K izotóp mellett - 22 alkalommal keletkezett értékelhető adat a ^{226}Ra-izotópra (rövid életű leánytermékein keresztül). A kimutatási határt továbbá 9 és 21 alkalommal éppen meghaladta a ^{208}Tl és a ^{212}Pb is. Ezek rövid felezési idejük miatt feltételezik a Th-sor valamely hosszabb felezési idejű tagjának a jelenlétét, pl. ^{228}Th, vagy ^{228}Ra. Az utóbbi legmegbízhatóbban bomlástermékén, az ^{228}Ac-izotópon keresztül lenne meghatározható, azonban erre nézve 2-3-szor nagyobb a kimutatási határ, így a tárgyalt esetekben nehezen dönthető el a kérdés. Meg kell azonban jegyezni, hogy a ^{226}Ra jelenléte alapján feltételezhető a ^{228}Ra egyidejű megjelenése is, lévén ugyanannak az elemnek egy másik – szintén hosszú felezési idejű – izotópja. Vélhetően ezek az esetek olyan halak méréséből kerültek ki, amelyeknek kagylók is táplálékul szolgáltak. Ez utóbbiak – amint azt alább majd látni fogjuk – szokatlanul nagy Ra-aktivitáskoncentrációt mutatnak. A 12.8.6-1. táblázatban az elegendően hosszú ideig mért és így a rádium izotópok valamelyikének leányelemére pozitív eredményt adó minták adatait foglaltuk össze.

év	aktivitáskoncentráció, Bq/kg (nyers)								
	negyed év	^{40}K	^{214}Pb	^{214}Bi	^{208}Tl	^{212}Pb	^{228}Ac	^{137}Cs	mérési idő
2002	I.	42.7	< 0.42	< 0.41	< 0.20	0.17	< 0.74	< 0.20	62000
	IV.	56.1	1.90	2.24	< 0.26	< 0.45	< 0.92	0.25	57000
2003	II.	57.3	0.51	< 0.52	<0.34	< 0.22	< 0.92	< 0.24	65000
	III.	98.1	< 1.07	< 1.11	< 0.54	< 0.52	< 1.91	<0.21	55000
2004	I.	35.0	< 0.74	< 0.74	< 0.37	0.19	< 1.35	< 0.35	54000
	III.	56.8	< 0.41	< 0.46	0.17	0.35	< 0.84	< 0.21	56000
	IV.	86.2	0.38	0.88	< 0.25	< 0.22	< 0.97	<0.17	58000
2005	I.	55.4	< 0.41	< 0.42	0.22	0.69	< 0.73	< 0.19	59000
	II.	56.4	0.39	< 0.43	0.46	1.54	< 0.64	< 0.16	56000
	III.	64.0	4.72	4.98	0.19	0.86	< 0.95	< 0.26	40000
	IV.	58.9	3.53	4.37	< 0.24	0.20	< 0.82	< 0.22	59000
2006	I.	74.3	1.93	2.43	< 0.20	0.16	< 1.05	< 0.27	62000
	II.	66.1	6.64	6.58	< 0.28	0.23	<1.04	< 0.27	63000
	III.	68.9	5.95	5.98	< 0.27	0.36	< 1.02	< 0.28	63000
	IV.	45.3	< 0.41	< 0.45	0.17	0.27	< 0.68	< 0.18	58000
2007	I.	62.0	1.60	2.77	< 0.22	0.20	< 0.85	< 0.24	63000
	II.	57.1	2.32	2.14	< 0.42	0.47	<1.49	< 0.39	58000
	III.	56.0	3.44	3.66	< 0.19	0.48	< 0.74	< 0.20	62000
	IV.	61.3	5.96	5.80	< 0.23	0.48	< 0.75	< 0.21	22000
2008	I.	53.3	0.56	0.60	–	0.24	–	–	65000
	II.	69.6	0.72	0.97	0.26	0.75	–	–	56000
	III.	64.2	0.44	0.55	0.21	0.56	–	–	60000
	IV.	38.0	1.49	1.65	–	0.28	–	–	56000
2009	I.	54.3	1.54	1.74	–	–	–	–	60000
	III.	68.3	5.29	5.29	–	–	–	–	60500
2010	I.	48.2	5.88	5.41	< 0.22	< 0.38	< 0.76	< 0.20	60000
	III.	53.2	< 0.42	0.45	< 0.18	< 0.27	< 0.73	< 0.19	56500
	IV.	64.1	0.32	< 0.44	0.11	0.23	< 0.66	< 0.18	61000
2011	IV.	54.2	< 0.60	< 0.65	0.11	0.51	< 1.10	< 0.29	22000

12.8.6-1. táblázat A PA laboratóriumában mért halminták radionuklid koncentrációi.

A ^{226}Ra-ra kapott adatok meglepően széles koncentráció tartományt fednek le (0.3–6 Bq/kg), nyilván az elfogyasztott táplálék változó volta, továbbá valószínűleg az éppen mérésre kerülő egyedek kora miatt (pl. sok, vagy kevés kagyló van az étrenden). Ez ugyanakkor figyelmeztető jel arra, hogy a tápláléklánc hierarchiában bizonyos esetekben csak kellően nagyszámú minta direkt méréséből, ill. az így nyert adatok gondos elemzése után lehet csak megbízható módon dozimetriai következtetéseket levonni. Az élővilág sugárvédelme jelenleg nem az egyedek, hanem a faj védelmére szorítkozik. Az ilyen esetekben a mért koncentrációk eloszlásának megfelelő mélységű statisztikai vizsgálata szükséges az élőhelyre reálisan használható aktivitáskoncentráció, vagy adott esetben ún. koncentráció arány származtatásához. Az egyszerű számtani átlag, vagy a legnagyobb érték kiválasztása (túlzott konzervatizmus) mindenképpen kerülendő.

A ^{40}K-ra vonatkozó adatokból megállapítható, hogy a vizsgált faj, a ponty átlagosan 59.5 Bq/kg (± 22%) aktivitáskoncentrációt mutat, ami 0.19 tömeg% káliumot jelent. Ez gyakorlatilag a gerincesekre jellemző érték. A ^{212}Pb- és ^{208}Tl-adatok kisebb-nagyobb eltéréssel mindig kisebbek a megfelelő ^{214}Pb- és ^{214}Bi-adatnál. A ^{228}Ra-at jelző két izotópra kapott eredmények alapvetően nincsenek ellentmondásban a ^{226}Ra-értékekkel. A ^{226}Ra/^{228}Ra koncentráció-arányok hektikus változásában komoly szerepet kaphat az éppen vizsgált egyedek korában mutatkozó különbség, ugyanis az idősebbekben már a ^{228}Th (felezési idő: 1.9 év) aktivitása közelebb kerül a ^{228}Ra-éhoz és ennek következtében a ^{212}Pb és ^{208}Tl egyre inkább jól jelezheti a ^{228}Ra mennyiségét. Észre kell venni továbbá, hogy a fenti izotópokra kapott aktivitáskoncentráció adatok igen közel esnek azok kimutatási határához, így vélhetően ezen adatok véletlen bizonytalansága nagyon nagy lehet. Ennek alapján talán helyesebb, ha a halak ^{228}Ra-koncentrációjára egy, a *kh*-ból becsült felső korlátot használunk. A ^{228}Ac-izotópra (a ^{228}Ra egyértelmű indikátorára) (0.7 ± 0.1) Bq / kg_{nyers} érték látszik erre reálisnak. Ami a ^{226}Ra-nak a vizsgált, eredendően növényevő halakra használható aktivitáskoncentrációját illeti, itt az összes, tehát a kimutatási határral megadott értéket is figyelembe vettük. Ennek indokát fentebb tulajdonképpen már érintettük. Ezzel a szóban forgó élőhelyen élő adott faj populációjából nagyobb és reprezentatívabb a „mintavétel", a konklúzióként megállapított, az ott élő fajra jellemző izotópkoncentrációban nem kerülnek túlsúlyba a nagy értéket mutató egyedektől származók. Magától értetődik, hogy ilyen esetben az aktivitáskoncentráció log normális eloszlása várható, ennek megfelelően átlagos értéknek a geometriai átlag használandó. Ennek értéke a fenti 29 db ^{226}Ra-adatra: AC_{GM} = 1.3 (2.96) Bq/kg, ahol a zárójelben szereplő érték a szórást (GSD) adja meg. A ^{212}Pb- és ^{208}Tl-izotópok 12.8.6-1. táblázatbeli adatai alapján a ^{228}Th várható aktivitáskoncentrációja: AC_{GM} = 0.29 (1.34) Bq/kg.

Fenti adatelemzés eredményeként tehát sikerült a bióta egy konkrét elemében a ^{226}Ra-ra (és rövid felezési idejű leányelemeire, úgymint a ^{222}Rn, ^{218}Po, ^{214}Pb, ^{214}Bi és ^{214}Po izotópokra), továbbá a ^{228}Th-ra (és rövid felezési idejű leányelemeire: ^{224}Ra, ^{220}Rn, ^{216}Po, ^{212}Pb, ^{212}Bi, ^{212}Po, ^{208}Tl) megbízhatónak tűnő adatot nyerni. Ez a továbbiakban kitűnő alkalmat kínál egy-két fontos izotóptól származó háttér sugárterhelés reális becsléséhez, és egyben lehetővé teszi a direkt bióta mérésen alapuló és a modellekre támaszkodó kockázatbecslés eredményeinek összehasonlítását is.

A 12.8.6-1. táblázatban szerepel még a ^{137}Cs-izotóp is, de ennek aktivitáskoncentrációjára egyetlen konkrét mért adat sem található, csak zömében ~0.2 Bq/kg körüli *kh* értékek. Az ilyen, konzekvensen egy szűk tartományban mozgó, de elegendő számosságú adat is értékes lehet az előző bekezdésben említett összehasonlításokra.

Az üzemi és hatósági bióta vizsgálatok mellett az elmúlt 10 évben két alkalommal került sor hasonló jellegű konkrét mérésekre, kifejezetten a természetes környezetben élő fajok izotópleltárának feltérképezése céljából. Az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyezésével összefüggésben az ERŐTERV egy szárazföldi és két vízi környezetben végzett laboratóriumi vizsgálatokat 2002-ben és 2003-ban. Mindkét évben tavaszi és őszi mintavételekre is sor került. A biológus szakértők által kiválasztott tucatnyi szárazföldi és vízi élőlény közül 4 növény, továbbá 6 vízi állat volt a kísérleti munka tárgya. Az erőműtől DNy-ra, az A6 állomás környezetéből vett selyemkóró, aranyvessző és erdei fenyő, valamint a Duna V2 torkolata alatti (1525.8 fkm), ill. Paks feletti (1534 fkm) vízi élőhelyekről gyűjtött kagyló, csiga, jászkeszeg és menyhal, továbbá moszat az OSSKI-ba került feldolgozásra és radiológiai mérésekre.

A munka zárójelentésében szerepeltetett mérési eredmények zömében a ^{40}K-, a ^{137}Cs- és ^{7}Be-izotópokra, ill. a tríciumra tartalmaztak az illető faj nyers tömegére megadott aktivitáskoncentrációt. A mindösszesen 97 db adat kerek ¼-e a tríciumra nézve ad információt. A 36 db, viszonylag kis mérési bizonytalansággal megadott ^{40}K-adat jól hasznosítható e munkában is. Sajnos úgy tűnt, hogy az akkori vizsgálat nem tért ki az U- és Th-sor tagjainak elemzésére is, jóllehet az alkalmazott gamma-spektrometriai mérési eljárás ezt lehetővé tette volna. Ezt esetleg pótlandó, az ismert iktatószámok birtokában megpróbáltuk beszerezni a hiányzó adatokat. Ez részben sikerrel is járt, és legalább a 2003. évre vonatkozóan lehetővé vált az adatbázis kiegészítése. Egyúttal fény derült egy-két elírásra is, amit most ki lehetett javítani. Néhány, az eredeti táblázatban üresen maradt adathely is betöltésre került. Az akkor meghatározott aktivitáskoncentrációkat az új adatokkal egyetemben a 12.8.6-2. táblázatban, a 12.8.6-3. táblázatban, a 12.8.6-4. táblázatban és a 12.8.6-5. táblázatban foglaltuk össze.

minta típusa	mintázás ideje	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nyt}$ és relatív bizonytalanság, %											
		^{137}Cs		^{40}K		^{7}Be		^{54}Mn		^{60}Co		^{3}H	
kagyló	2002.tavasz	0.12	9	6	5	—		—		—		2.8	53
	2002.ősz	0.15	99	6.1	9	—		—		—		6.6	49
	2003.ősz	0.09	53	13	7	—		—		—		10.4	31
kagyló V2 felett	2003.tavasz	0.12	15	10	6	<1.4		0.14	22	0.09	15	—	
	2003.ősz	<0.22		9	9	<2.5		<0.05		< 0.05		3.5	65
kagyló V2 alatt	2003.tavasz	0.13	10	7	6	<1.2		0.14	10	0.16	7	—	
	2003.ősz	<0.23		11	8	<2.2		<0.05		< 0.05		3.2	68
csiga	2002.tavasz	1.00	5	21	5	3.0	12	—		—		2.3	87
	2002.ősz	2.20	99	—		—		—		—		6.4	34
csiga V2 felett	2003.tavasz	0.78	7	22	5	<3.1		<0.10		< 0.11		—	
csiga V2 alatt	2003.tavasz	0.62	23	53	11	<16.3		<0.11		< 0.11		—	
	2003.ősz	0.35	10	14	7	<3.4		<0.13		< 0.13		3.4	57
keszeg	2002.tavasz	0.32	7	108	3	—		—		—		1.7	99
	2002.ősz	0.24	6	72	1	—		—		—		6.4	43
jászkeszeg V2 alatt	2003.tavasz	0.26	8	84	3	<1.6		<0.06		< 0.06		—	
	2003.ősz	0.31	5	82	3	<0.8		<0.06		< 0.08		2.4	68
jászkeszeg V2 felett	2003.tavasz	0.27	4	99	3	<0.9		<0.10		< 0.11		—	
	2003.ősz	0.34	4	88	3	50	15	<0.07		< 0.08		3.2	55
menyhal V2 alatt	2003.tavasz	0.30	4	68	3	<0.7		<0.04		< 0.05		—	
	2003.ősz	0.51	5	93	3	<1.4		<0.05		< 0.07		2.8	72
menyhal V2 felett	2003.tavasz	0.28	6	69	3	<1.3		<0.04		< 0.04		—	
	2003.ősz	0.40	7	71	3	<1.7		<0.05		< 0.05		3.4	63
moszat	2002.tavasz	6.80	4	8	4	1.00	7.5	—		—		—	
harcsa	2002.tavasz	0.39	6	52		—		—		—		1.8	99

12.8.6-2. táblázat Az ERŐTERV-OSSKI mérési adatai nyers tömegre számítva a könnyen mérhető radionuklidokra.

A táblázatokban sárga színnel emeltük ki a kimutatási határ felett nem detektált izotópokat.

minta típusa	mintázás ideje	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nyt}$ és relatív bizonytalanság, %													
		^{228}Ac		^{212}Pb		^{208}Tl		^{238}U		^{226}Ra		^{214}Pb		^{214}Bi	
kagyló V2 felett	2003.tavasz	1.07	6	0.42	8	0.29	23	1.17	19	1.23	19	0.90	5	0.92	6
kagyló V2 felett	2003.ősz	2.13	4	1.19	5	1.01	11	1.63	14	1.23	36	2.17	4	2.06	5
kagyló V2 alatt	2003.tavasz	1.09	5	0.44	7	0.35	16	0.51	36	1.10	18	0.98	3	1.04	5
kagyló V2 alatt	2003.ősz	1.73	6	0.80	8	0.61	18	0.81	43	1.37	27	2.12	4	2.14	5
csiga V2 felett	2003.tavasz	1.49	7	1.01	8	0.92	16	1.62	41	1.26	50	1.87	6	1.67	8
csiga V2 alatt	2003.tavasz	6.48	11	1.55	27	2.46	30	10.70	29	<15		4.25	12	4.28	14
csiga V2 alatt	2003.ősz	1.43	7	0.39	19	0.51	26	<3.0		<3.0		<0.58		<0.60	
jászkeszeg V2 alatt	2003.tavasz	<0.45		<0.17		<0.30		<1.0		<1.2		<0.22		<0.24	
jászkeszeg V2 alatt	2003.ősz	<0.28		0.08	23	<0.18		<0.64		0.29	41	0.22	10	0.23	11
jászkeszeg V2 felett	2003.tavasz	0.29	12	0.12	14	0.12	24	0.43	27	0.37	31	0.16	12	0.08	30
jászkeszeg V2 felett	2003.ősz	0.11	26	0.08	19	<0.13		<0.42		—		0.14	12	0.18	13
menyhal V2 alatt	2003.tavasz	0.14	22	<0.07		<0.14		<0.4		<0.49		0.12	16	0.14	17
menyhal V2 alatt	2003.ősz	<0.46		0.08	37	<0.32		<1.2		—		0.31	12	0.35	14
menyhalV2 felett	2003.tavasz	0.27	21	0.11	25	0.13	43	<0.74		<0.90		0.25	13	0.30	14
menyhal V2 felett	2003.ősz	<0.55		<0.25		<0.46		<1.5		—		0.25	18	0.33	19

12.8.6-3. táblázat Az ERŐTERV-OSSKI mérési adatai nyers tömegre számítva a földkérgi radionuklidokra.

minta típusa	mintázás ideje	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nyt}$ és relatív bizonytalanság, %											
		^{137}Cs		^{40}K		^{7}Be		^{54}Mn		^{60}Co		^{3}H	
selyemkóró	2002.tavasz	0.35	23	706	3	24.0	4	—		—		—	
selyemkóró	2002.ősz	0.81	7	531	3	69.1	3	—		—		—	
selyemkóró	2003.tavasz	3.19	4	225	3	3.2	4	< 0.09		< 0.10		17.3	21
selyemkóró	2003.ősz	0.58	13	970	3	161	3	< 0.18		< 0.21		5.4	44
erdei fenyő	2002.tavasz	0.74	99	162	3	64.0	4	—		—		—	
erdei fenyő	2002.ősz	0.32	7	135	3	51.0	3	—		—		—	
erdei fenyő	2003.tavasz	0.23	9	87	3	15.7	3	0.48	5	0.55	4	—	
erdei fenyő	2003.ősz	0.54	8	638	3	79	3	< 0.15		0.66	6	—	
aranyvessző	2002.tavasz	0.48	21	773	3	133	3	—		—		3.1	32
aranyvessző	2002.ősz	0.28	15	680	3	203	3	—		—		2.5	14
aranyvessző	2003.tavasz	0.22	9	484	3	8.9	4	< 0.23		< 0.27		—	
aranyvessző	2003.ősz	<0.64		484	3	85	3	< 0.14		< 0.17		—	

12.8.6-4. táblázat Az ERŐTERV-OSSKI növényekre kapott mérési adatai a könnyen mérhető radionuklidokra.

minta típusa	mintázás ideje	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nyt}$ és relatív bizonytalanság, %													
		^{228}Ac		^{212}Pb		^{208}Tl		^{238}U		^{226}Ra		^{214}Pb		^{214}Bi	
selyemkóró	2003.tavasz	0.18	19	0.16	10	0.18	17	0.52	17	<0.53		0.32	6	0.29	9
selyemkóró	2003.ősz	2.62	10	1.85	9	1.62	16	<5.8		3.43	29	3.13	6	2.65	8
erdei fenyő	2003.tavasz	<0.47		0.29	15	0.28	27	0.69	46	0.88	34	0.70	7	0.73	8
erdei fenyő	2003.ősz	1.12	10	0.89	8	0.96	14	0.93	34	<2.7		0.98	10	0.91	14
aranyvessző	2003.tavasz	<0.60		0.18	15	<0.36		<1.2		<1.2		<0.23		<0.27	
aranyvessző	2003.ősz	<0.17		0.47	38	<1.4		<0.48		—		1.32	18	1.10	21

12.8.6-5. táblázat Az ERŐTERV_OSSKI növényekre vonatkozó mérési adatai az U- és Th-sor tagjaira.

2010-ben az Isotoptech Zrt. végzett hasonló munkát, gyakorlatilag ugyanazokon az élőhelyeken. Ebben az esetben csak egy tenyészévet ölelt fel a projekt, ennek megfelelően kevesebb adat áll rendelkezésre az elemzésre. Problémát jelent ugyanakkor, hogy a mérési eredmények itt száraz tömegre vannak megadva, ami csak nagy bizonytalanság bevitele árán engedi meg a két vizsgálat adatainak összehasonlítását, ill. valójában a rendelkezésre álló adatbázis szélesítését. Elvileg lehetséges volt az eredeti adatok legalább egy részének felderítése és a jelentett adatok valós korrekciója. A megfelelő dokumentálás érdekében az akkor létrejött adatokat az alábbi táblázatokban foglaljuk össze.

A Dunából begyűjtött állatok (kagyló, csiga és halak) mérési eredményeit a 12.8.6-6. táblázatba foglaltuk össze. A közölt adatokból (számosságukra való tekintettel is) érdemes felfigyelni a tríciumra megadottakra, s azokat összevetni az ERŐTERV-OSSKI megfelelő adataival. Az Isotoptech. Zrt. sok esetben külön is megmérte a szövetközi – tehát könnyen cserélhető – víz trícium aktivitáskoncentrációját, ill. ugyanabban a mintában a szerves vegyületekben kötött tríciumét is. Az előbbi általában igen közel álló értéket (1.65 Bq/kg) mutat a hazai csapadék átlagos trícium koncentrációjához (1.25, ill. 1.77 Bq/l a különböző adatforrások szerint), és lényegesen kisebb, mint a korábban a Duna vizére jellemzőként megadott – a HAKSER adatbázisból dedukált – 2.9 Bq/l érték. A közel kettes faktort elérő eltéréssel kapcsolatban emlékeztetni kell egyrészt a 12.8.4-5. táblázatban található eredmények már korábban jelzett 7-10%-os mérési bizonytalanságára, másrészt észre kell venni, hogy az Isotoptech által mért értékek bizonytalansága csak 3-4%. Sajnos az ERŐTERV-OSSKI trícium-adatokra nézve

nem ismeretes, hogy azok a teljes (tömegarányosan figyelembe vett), vagy csak a kötött tríciumra vonatkoznak, így mélyrehatóbb további elemzést sajnos ezért sem lehet végezni.

minta típusa	mintázás ideje	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{szt}$ és relatív bizonytalanság, %											
		^{137}Cs		^{7}Be		^{3}H		^{40}K		^{226}Ra		^{232}Th	
kagyló belsőség	2010 tavasz	—		—		—		85.5	9	9.6	7	13.6	4
	2010 ősz	1.14	39	—		—		86.6	9	10.	7	13.8	4
kagylóhéj	2010 ősz	—		—		—		0.79	37	—		1.27	4
kagyló (szövetközi szabad víz)	2010 tavasz			—		1.62	4						
	2010 ősz					1.95	4						
kagyló (OBT)	2010 ősz					8.56	4						
kagyló	2010 ősz					4.12	4						
csiga belsőség	2010 tavasz	—		4.1	68	—		153	7	3.4	19	2.25	7
	2010 ősz	2.17	29	4.9	69	—		178	6	3.9	19	2.09	9
csiga (szövetközi szabad víz)	2010 tavasz					1.39	4						
	2010 ősz					1.59	4						
csiga (OBT)	2010 tavasz					—							
	2010 ősz					7.69	18						
csiga	2010 ősz					3.48	18						
jászkeszeg	2010 ősz	0.36	6	—		1.3	8	332	3	0.5	11	0.25	20
jászkeszeg (szövetközi szabad víz)	2010 tavasz					1.57	4						
	2010 ősz					1.73	3						
	2010 ősz					2.03	8						
	2010 ősz	1.00	12			1.96	7	463	4	1.0	16	1.32	11
fogassüllő (szövetközi szabad víz)	2010 tavasz					1.5	4						
	2010 ősz					1.84	4						

12.8.6-6. táblázat Az Isotoptech mért adatai a természetes és mesterséges eredetű radionuklidokra vízi élőlényekben.

minta típusa	mintázás ideje	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{szt}$ és relatív bizonytalanság, %											
		^{137}Cs		^{7}Be		^{3}H		^{40}K		^{210}Pb		^{232}Th	
aranyvessző	2010 tavasz	0.43	28	218	4	—		394	3	35.6	8		
	2010 ősz	—		86.5	6	—		84	6	21.6	10	—	
selyemkóró	2010 tavasz	0.82	12	177	3	0.81	17	941	2	27.2	8	0.78	10
	2010 ősz	—		292	4	1.06	6	868	3			0.99	9
selyemkóró (OBT)	2010 tavasz					1.60	17						
	2010 ősz					2.10	6						
fenyő (fás szár)	2010 tavasz	—		75.2	4	—		132	5	53.6	8	—	
	2010 ősz	—		79.8	7	—		77.9	6	28.6	9	—	
fenyő (tűlevél)	2010 tavasz	—		96.1	4	—		181	4	55.8	8	—	
	2010 ősz	—		133	5	—		169	4	38.1	8	2.72	6

12.8.6-7. táblázat Az Isotoptech mért adatai a természetes és mesterséges radionuklidokra szárazföldi élőlényeken

Egyes minták újabban nyers tömegre korrigált aktivitáskoncentrációit a 12.8.6-8. táblázatba foglaltuk össze.

A két egymástól független méréssorozat néhány élőlényre összesíthető, pl. a csigára rendelkezésre álló 5 K-adat alapján 27 Bq/kg-ra becsülhető a ^{40}K aktivitáskoncentráció. A két Ra-izotópra igen ellentmondásosak az adatok, mert míg az Isotoptech csak néhány tized Bq/kg-ot mért, addig az ERŐTERV-OSSKI eredményei nagyon széles tartományban szóródnak. A kagylóra a táblázatok K-adatai azt mutatják, hogy az ERŐTERV-OSSKI eredményei (bár nincsen jelezve) a belsőségre vonatkoztak, így vélhetően ez a helyzet az előbb tárgyalt csigával is.

minta típusa	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nyt.}$ és szórás (±)											
	^{137}Cs		^{40}K		^{226}Ra		^{228}Ra		^{228}Th		^{238}U	
csiga (belsőség)	0.28	0.08	23.1	1.5	0.61	0.12	0.31	0.20	0.28	0.03	<0.8	
kagyló (belsőség)	0.11	0.05	8.66	0.81	2.97	0.22	2.16	0.20	1.26	0.06	<0.5	
kagylóhéj	<0.06		0.75	0.27	1.75	0.54	0.90	0.08	0.99	0.01	0.47	0.20
kagyló (számolt)	0.08	0.06	3.60	0.34	2.19	0.35	1.35	0.09	1.09	0.02	0.47	0.29
keszeg	0.12	0.01	110	4	0.23	0.03	0.15	0.14	0.12	0.06	<1.6	
süllő	0.24	0.03	116	5	0.32	0.05	<0.31		0.33	0.03	<2.0	

12.8.6-8. táblázat Az Isotoptech élőlényekre mért adatai vízi élőlényekre, nyers tömegre vonatkoztatva.

Az ez utóbbira összesíthető 5 mérési adat szerint a ^{137}Cs aktivitáskoncentrációja 0.6 Bq/kg. A Duna vizére korábban becsült Cs-koncentrációt is figyelembe véve (0.5 mBq/l) ebből 1200-as érték számítható koncentráció arányra (lásd alább!), ami egy nagyságrenddel múlja felül a NAÜ adatbázisában ajánlott értéket, ugyanakkor még fele sincs az ERICA-ban szereplő alapértéknek. Ezzel szemben a kagyló az összesen szintén 5 adat alapján CR =228-at mutat, ami jobban illeszkedik az említett adatbázisokban találhatókhoz, jelesül épp a javasolt értékek között helyezkedik el (NAÜ: 130, ERICA: 460).

A halakra vonatkozó izotópkoncentráció adatokat vizsgálva úgy tűnik, hogy a két adatsor gond nélkül összevonható egyetlen adatbázisba, így a kellően nagy számú aktivitáskoncentráció adat már statisztikailag is értékelhető 4-5 izotópra nézve. Mivel biológiai minták, egyebek között halak mérésére a jelen projektben is sor került, tovább bővíthető majd az adatbázis ezek eredményeivel. Ezért e helyen ezek részletesebb elemzését nem végezzük el.

Ugyanez vonatkozik az ERŐTERV-OSSKI növényekre kapott mérési eredményeire is, mert e munka során több selyemkóró, aranyvessző és fenyő minta mérésére is sor került, így jelentősen bővíthető az egyes fajokra az adatok száma.

12.9 AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉRE VONATKOZÓ IRODALOM KRITIKAI FELDOLGOZÁSA

12.9.1 Koncentráció arány információk kritikai feldolgozása, értékelése

Az élőlények szervezetében található egésztest aktivitáskoncentráció (AK) összetétel – az emberi táplálkozás, ill. tápláléklánc szempontjából fontos haszonnövények és -állatok kivételével – általában nem ismert. Ilyen esetekben leggyakrabban (az ERICA Integrált Szemléletben is) a vonatkozó környezeti közeg (talaj vagy víz) aktivitáskoncentrációi alapján becslik azokat, egyensúlyi **koncentráció arányok** (CR-ek) felhasználásával. Az ERICA Integrált Szemlélet által kezelt ökoszisztémák esetében használt koncentráció arányok alább vannak definiálva:

Szárazföldi ökoszisztémák:

$$CR\ (kg_{száraz}\ kg^{-1}_{nedves}) = AK_{\text{az élővilág egyedeiben. egésztest}}\ (Bq\ kg^{-1}_{nedves}) / AK_{\text{a talajban}}\ (Bq\ kg^{-1}_{száraz})$$

Kivéve a ^{3}H, ^{14}C, $^{32.33}$P és ^{35}S hosszú távú kibocsátásaira, ahol:

$$CR\ (m^3\ kg^{-1}_{nedves}) = AK_{\text{az élővilág egyedeiben. egésztest}}\ (Bq\ kg^{-1}_{nedves}) / AK_{\text{a levegőben}}\ (Bq\ m^{-3})$$

Vízi ökoszisztémák:

$$CR\ (l\ kg^{-1}_{nedves}) = AK_{\text{az élővilág egyedeiben. egésztest}}\ (Bq\ kg^{-1}_{nedves}) / AK_{\text{a szűrt vízben}}\ (Bq\ l^{-1})$$

Az ERICA Integrált Szemlélet létrehozása során olyan alapértelmezett radioökológiai adatbázisokat létesítettek, amelyek az ERICA rendszerben használt minden referencia élőlény–alapértelmezett radionuklid kombinációra tartalmaznak CR értékeket. A CR értékek elsősorban eredeti tudományos publikációk feldolgozásából tapasztalati úton kerültek származtatásra. A publikációkban közölt adatokon különféle manipulációk elvégzésére volt szükség, mivel azok gyakran nem a kívánt formátumúak voltak (például szerv-specifikus aktivitás-

koncentrációk egésztest értékek helyett). A leszármaztatásnál használt manipulációk és feltételezések teljes egészében dokumentálva vannak az ERICA eszköztár segédletében, a használt statisztikai elemzések részleteivel egyetemben. Az alapértelmezett adatbázisok számtani átlagokat tartalmaznak, a hozzájuk tartozó szórásokkal (SD), minimum és maximum értékekkel, valószínűségi eloszlás függvényekkel (pdf, log-normális vagy exponenciális), az adat-bejegyzések számával, megjegyzésekkel (például feljegyzés a felhasznált adatokról) és minden egyes adat legutóbbi frissítési dátumával együtt. Számos referencia élőlény–radionuklid kombinációra nem volt mérési adat, amelyből a tapasztalati CR értékeket le lehetett volna vezetni. Ezek hiányában különféle lehetőségeket használtak az alapértelmezett CR adatbázisok feltöltésére. Az alapértelmezett adatbázisokban fel vannak tűntetve a leszármaztatáshoz használt módszerek. A használt lehetőségek részletesen ki vannak fejtve az ERICA eszköztár segédletében. Ezeket a megközelítéseket a felmérést végző személy is felhasználhatja újonnan definiált referencia élőlények CR értékeinek meghatározásához, vagy újonnan definiált radionuklidokra (mivel az eszköztár nem tartalmaz CR értékeket ezekhez).

A felmérések során lehetőség van a CR értékek szerkesztésére, ill. az élővilág egyedeiben található, konkrét mérési adatokból származó aktivitáskoncentráció értékek bevitelére. Mivel az ERICA Integrált Szemléletben definiált referencia élőlények nem konkrét fajokat, hanem tágabb taxonómiai csoportokat (lásd később) jelentenek, ezért az alapértelmezett adatbázisban is nagy szórású, a faj-specifikus adatoktól esetenként jelentősen eltérő átlagértékek szerepelnek. Mivel az élővilág sugárterhelésének jellemzését a 12.3 fejezetben felsorolt fajokra kell elkészíteni, ezért ezekre próbáltunk (a számunkra hozzáférhető) nemzetközi szakirodalomból faj-specifikus adatokra szert tenni, és összehasonlítani azokat az ajánlott (elsősorban a tényleges mérésekből származó) értékekkel (vízi: Hosseini et al., 2008.; szárazföldi: Beresford et al., 2008.)

12.9.1.1 Édesvízi ökoszisztémák

Az ERICA Integrált Szemléletben a következő referencia élőlények vannak definiálva édesvízi környezetek vizsgálatához:

1. Fitoplankton
2. Edényes növény
3. Zooplankton
4. Rovarlárva
5. Kagyló
6. Csiga
7. Rák
8. Fenéklakó hal
9. Nyílt vízi hal
10. Madár
11. Emlős
12. Kétéltű

A fenti 12 referencia élőlény(kategória) esetén 31 referencia elemre (46 referencia izotópra) tartalmaz az ERICA alapértelmezett adatbázisa mért vagy származtatott értékeket. Az elemek/izotópok között a céziumra (^{137}Cs-re) található a legtöbb mért adat (10 élőlény-kategóriára a 12-ből), míg az élőlények között az edényes növényekre volt fellelhető a legtöbb (23 a 31-ből) elem esetén használható információ (Hosseini et al., 2008.).

Mi a 12.8.2 fejezet vízi környezetre vonatkozó alapadatoknak (víz és iszap) megfelelően a Co-ra (^{58}Co, ^{60}Co), Cs-ra (^{134}Cs, ^{137}Cs), Mn-ra (^{54}Mn), Ra-ra (^{226}Ra, ^{228}Ra), Sr-ra (^{90}Sr) és az U-ra (^{235}U, ^{238}U) vonatkozó CR értékeket vizsgáltuk. Trícium (^{3}H) esetén minden élőlény-csoportra egységesen 1-es CR értéket tartalmaz az adatbázis irodalmi ajánlások (pl. Vanderploeg, 1975.) alapján, míg az Ag-re (^{110m}Ag) a másik négy elemhez képest is kevés információ áll rendelkezésre. A ^{40}K-re az ERICA adatbázisa egyáltalán nem tartalmaz adatokat, mivel ez az elem/izotóp nem szerepel az alapértelmezettek között.

Béka

Konkrétabb fajmeghatározás hiányában az *Anura* rendbe tartozó élőlények CR értékeit hasonlítottuk össze az ERICA kétéltű kategóriájával (12.9.1-1. táblázat *B*. Az „ERICA ajánlott érték" kategóriánál alapvetően két eset lehetséges: ahol kellő számú és megbízható adat állt rendelkezésre, ott log-normális eloszlást használtak valószínűségi eloszlás függvényként. A 'lognorm' szó mögötti zárójelben fel van tüntetve az átlag és a standard deviancia, amelyet a felhasznált adatok száma (n), az eloszlás legvalószínűbb értéke (Mode), valamint a 95%-os konfidencia intervallum alsó- (LL) és felső (UL) határa – lineáris skálán értelmezve – követ. Ellenkező esetben az 'exp' szó mögött zárójelbe tett számok leszármaztatott értéket jelölnek, exponenciális eloszlással, amelyek mellé feltüntettük, hogy miből lettek leszármaztatva. (A további hasonló jellegű táblázatokra is ezek a formátumok érvényesek.)

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Co	lognorm(140;160) n: 2 Mode: 40 LL: 4.3 UL: 380	-	-	-
Cs	lognorm(9300;1200) n: 3 Mode: 9100 LL: 6600 UL: 12000	2600 4500 1000 6000 8000	amerikai ökörbéka (*Rana catesbeiana*), ebihal, teljes amerikai ökörbéka, ebihal, gyomor amerikai ökörbéka, ebihal, hús ásólábú béka (*Scaphiopus sp.*), ebihal, teljes amerikai ökörbéka, kifejlett, hús	Vanderploeg et al., 1975.
Mn	exp(980) Fenéklakó hal kategóriából származtatva	-	-	-
Ra	exp(80) Fenéklakó hal kategóriából származtatva	-	-	-
Sr	exp(17) Fenéklakó hal kategóriából származtatva	42	Ebihal állapotra, ismeretlen faj	Fesenko et al., 2011.
U	exp(30) Fenéklakó hal kategóriából származtatva			

12.9.1-1. táblázat Békák CR értékei. l/kg_{nedves}

Bár a rendelkezésre álló adatok meglehetősen szűkösek, úgy tűnik, hogy a vizsgált két faj egyedei már ebihal állapotban is magas CR értéket mutatnak a céziumra és ez az egyedfejlődés során tovább növekszik. Ebben szerepet játszhat a légzési mód megváltozásával (kopoltyúsból tüdős/bőrlégzéses) együtt járó élettérváltozás (tisztán vízi élőlényből részlegesen vízi élőlény) is, amely egyúttal – részben vagy teljesen – eltérő táplálékforrást is jelent.

Rovarlárva

Konkrétabb fajmeghatározás hiányában rovarlárvákra vonatkozó CR értékeket hasonlítottunk össze az ERICA rovarlárva kategóriájával (12.9.1-2. táblázat).

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Co	exp(10000) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	23000 11000 5000 15000 3000	*Argyractis sp.*, teljes, terepi *Glossoma sp.*, teljes, terepi *Hydrobaeninae*, teljes, terepi *Hydropsyche cockerelli*, teljes, terepi *Tendipedinae*, teljes, terepi	Vanderploeg et al., 1975.
		700±890	laboratóriumi vizsgálatok (n: 5) alapján	Fesenko et al., 2011.
Cs	exp(10000) Rák kategóriából származtatva	830 640 800 800	*Chaoborus sp.*, terepi, kihullási ^{137}Cs *Chironomid larvae*. terepi, krónikus ^{137}Cs kibocsátás *Erythamis callocta*. terepi, spike ^{137}Cs kibocsátás *Ischnura sp.*, terepi, spike ^{137}Cs kibocsátás	Vanderploeg et al., 1975.
		350±630	laboratóriumi vizsgálatok (n: 15) alapján	Fesenko et al., 2011.
		2000±2100 min.: 130 max.: 5900	6 adat alapján	IAEA, 2011.
Mn	exp(1000) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	-	-	-
Ra	exp(1500) Rák kategóriából származtatva	-	-	-
Sr	exp(200) Rák kategóriából származtatva	1200	laboratóriumi vizsgálatok (n: 10) alapján, ismeretlen szórás	Fesenko et al., 2011.
U	exp(500) Rák kategóriából származtatva	-	-	-

12.9.1-2. táblázat Rovarlárvák CR értékei. l/kg$_{nedves}$

A kobalthoz társított szórás nélküli 10000 l/kg$_{nedves}$ -es CR értékhez legalább 90%-os szórás kell, hogy társuljon, mivel láthatóan nagy a faj- és környezetfüggése. A cézium esetében a kifejlett rákok adataiból leszármaztatott érték nagyon eltér a mért értékektől, ennek a tized része (~1000 l/kg$_{nedves}$) inkább helytálló lenne, 50-100%-os bizonytalansággal. A stroncium esetén viszont alul van becsülve a hasonló módon leszármaztatott érték; az újabb keletű mért adat a másik alkáli földfém, a rádium leszármaztatott értékével is jobban összhangban van.

Lesőharcsa (*Silurus glanis*), dévérkeszeg (*Abramis brama*), jászkeszeg (*Leuciscus idus*), menyhal (*Lota lota*)

A különböző halfajok esetében az ERICA fenéklakó hal kategóriájához rendelt CR értékeket hasonlítottuk össze taxonómiailag közel álló fajok értékeivel, ahol csak lehetett (12.9.1-3. táblázat).

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Co	lognorm(440;1500) n: 29 Mode: 9.4 LL: 0.19 UL: 470	57±5 70 650 44±10 439±115	barna törpeharcsa (*Ictalarus nebulosus*), eutróf köz. fekete törpeharcsa (*Ictalarus melas*), eutróf közegben fekete törpeharcsa, mezotróf közegben 14 fajta hal eutróf közegben 7 fajta hal mezotróf közegben	Vanderploeg et al., 1975.
		67±31	laboratóriumi (n: 1) és terepi (n: 6) vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		140±180 min.: 0.24 max.: 1600	381 adat alapján	IAEA, 2011.
Cs	lognorm(5000;6700) n: 100 Mode: 1100 LL: 90 UL: 13000	$10000/C_K$ $3500/C_K$ $2000/C_K$ $700/C_K$	halevő halak, nem zavaros víz nem halevő halak, nem zavaros víz halevő halak, zavaros víz nem halevő halak, zavaros víz	Vanderploeg et al., 1975.
		580±950	laboratóriumi (n: 1) és terepi (n: 33) vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		3100±5100 min.: 13 max.: 82000	722 adat alapján	IAEA, 2011.
Mn	lognorm(980;2000) n: 6 Mode: 84 LL: 3.6 UL: 1900	$6700/C_{Mn}$ $33000/C_{Mn}$ $320/C_{Mn}$	teljes hal, 14 adat alapján hal csont, 2 adat alapján hal hús, 16 adat alapján	Vanderploeg et al., 1975.
		2000±4400 min.: 3.3 max.: 26000	670 adat alapján	IAEA. 2011.
Ra	lognorm(80;120) n: 17 Mode: 14 LL: 1.0 UL: 190	290 2280	*Mystus vittatus*, hús *Mystus vittatus*, csont	Hameed et al., 1997.
		170±500 min.: 0.14 max.: 4800	670 adat alapján	IAEA, 2011.
Sr	lognorm(17;23) n: 14 Mode: 3.6 LL: 0.30 UL: 44	$e^{[9.6-(1.2*\ln(C_{Ca}))]}$ $e^{[5.2-(1.2*\ln(C_{Ca}))]}$	hal csont, 36 adat alapján hal hús, 19 adat alapján	Vanderploeg et al., 1975.
		220±980	laboratóriumi (n: 7) és terepi (n: 36) vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
U	lognorm(36;60) n: 11 Mode: 2.7 LL: 0.12 UL: 60	31±100 min.: 0.05 max.: 760	1294 adat alapján	IAEA, 2011.

12.9.1-3. táblázat Halak CR értékei. l/kg_{nedves}

A kobalt esetében látható, hogy nem elsősorban a faj számít, hanem az élőhely trofitási szintje: minél kisebb a víz oldott szerves anyag tartalma, annál kevésbé dúsul a kobalt a halak szervezetében. A cézium esetében három tényező is befolyásolja a CR értéket: a víz kálium-ion koncentrációja (C_K, ppm-ben), a hal táplálkozási szokásai, és a víz zavarossága (a lebegő anyag tartalom kisebb vagy nagyobb-e mint 50 ppm). Azaz, például egy 1 ppm kálium-ion koncentrációjú, nem zavaros vízben élő halevő halra az ajánlott legvalószínűbb értéknél egy nagyságrenddel nagyobb CR érték várható. A mangán esetében minél magasabb a víz oldott mangán koncentrációja (C_{Mn}, ppb-ben), annál kisebb a dúsulási tényező, azaz a mangán koncentrációja homeosztatikusan kontrollált a halakban. A stroncium esetében a víz oldott kalcium-ion koncentrációja (C_{Ca}, ppm)

a fő befolyásoló tényező, és azonos kalcium-ion koncentráció mellett közel 100-szor nagyobb lesz a CR értéke a csontra, mint a húsra (csontkereső elem; hasonló reláció érvényes a mangánra és a rádiumra is).

Amuri kagyló (*Sinanodonta woodiana*), tavi kagyló (*Anodonta anatina*)

A megadott kagylófajok esetében az ERICA kagyló kategóriájához rendelt CR értékeket hasonlítottuk össze taxonómiailag közel álló fajok értékeivel, ahol csak lehetett (12.9.1-4. táblázat).

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Co	lognorm(550;350) n: 2 Mode: 330 LL: 79 UL: 1400	200 330 400 300 9000-10000	*Amblema plicata*, lágy rész, terepi *Elliptio sp.*, lágy rész, terepi *Fusconaia flava,* lágy rész, terepi *Quadrula quadrula*, lágy rész, terepi *Unio mancus*, lágy rész, terepi	Vanderploeg et al., 1975.
		270	terepi vizsgálat (n: 1) alapján	Fesenko et al., 2011.
		1200±760	3 adat alapján. általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Cs	lognorm(460;590) n: 14 Mode: 110 LL: 9.6 UL: 1200	>220 >25	*Lampillis radiata*, lágy rész, terepi *Lampillis radiata*, kagylóhéj, terepi	Vanderploeg et al., 1975.
		82±72	laboratóriumi (n: 2) és terepi (n: 4) vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		130±100 min.: 33 max.: 380	70 adat alapján. általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Mn	lognorm(51000;69000) n: 2 Mode: 10700 LL: 880 UL: 130000	2400±300	*Anodonta cygnea*. teljes. terepi	Vanderploeg et al., 1975.
		12000±6900	3 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Ra	lognorm(1500;1600) n: 2 Mode: 480 LL: 57 UL: 4000	330 2700	*Parreysia favidens*, lágy rész *Parreysia favidens*, kagylóhéj	Hameed et al., 1997.
		24300±34800 min.: 12 max.: 130000	43 adat alapján. általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Sr	lognorm(270;95) n: 6 Mode: 230 LL: 98 UL: 520	7500/C_{Ca} 68000/C_{Ca}	lágy rész kagylóhéj	Vanderploeg et al., 1975)
		210±170	laboratóriumi (n: 5) és terepi (n: 4) vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		460±610 min.: 38 max.: 2700	83 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
U	exp(180) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	560±130	3 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.

12.9.1-4. táblázat Kagylók CR értékei. l/kg$_{nedves}$

A kobalt esetében az egy nagyon kiugró értéktől eltekintve valóban az ajánlott érték körül szórnak az adatok (a víztest trofitási szintje valószínűleg itt is befolyásoló tényező). A cézium esetében a nagyfokú szórás szintén arra utal, hogy számít a víztest kálium-ion koncentrációja, zavarossága, stb., és lágy részre akár egy nagyságrenddel

is nagyobb lehet, mint a héjra. A mangán leginkább a kopoltyúban (akár 1-2·10^5 l/kg_{nedves}), a héjat kiválasztó köpenyben (4-8·10^4 l/kg_{nedves}) és magában a héjban (2-3·10^4 l/kg_{nedves}) dúsul, valamint mind a lágy részekben, mind a héjban növekszik a CR a méret növekedtével. A rádium és a stroncium dúsulása összefüggésben van a víztest kalcium-ion koncentrációjával (C_{Ca}, ppm) és nedves tömegre vonatkoztatva a kagylóhéjban nagyjából 10-szer magasabb értékek mutatkoznak, mint a lágy részekben. A lágy részek szárazanyagra vonatkoztatott részletesebb, korfüggő vizsgálata (Bollhöfer, 2011.) viszont azt is mutatja, hogy az *Unio* nemzettségbe (ami az *Anodonta* nemzettséggel van közeli rokonságban) tartozó kagylók lágy részeinek rádium koncentrációja a kagylók életkorával növekszik (azaz a CR érték a kagyló életkorával növekszik, a mangánhoz hasonlóan). A lágy részekbe a héjépítéshez szükséges kalciumot és vele együtt az egyéb alkáli földfémeket „válogatás nélkül" veszi fel, viszont a tényleges héjépítéshez a nehezebb izotópok kevésbé jutnak ki, így felhalmozódnak a lágy részekben.

Elevenszülő csiga (*Viviparus acerosus*)

A megadott csiga faj esetében az ERICA csiga kategóriájához rendelt CR értékeket hasonlítottuk össze taxonómiailag közel álló fajok értékeivel, ahol csak lehetett (12.9.1-5. táblázat).

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Co	lognorm(3200;1700) n: 2 Mode: 2200 LL: 650 UL: 7500	12000-26000 9000 4400	*Viviparus ater*, lágy rész, terepi *Stagnicola nutallian,*. lágy rész, terepi *Amnicola sp.*, teljes. terepi	Vanderploeg et al., 1975.
		220±90	laboratóriumi vizsgálatok (n: 7) alapján	Fesenko et al., 2011.
		1150±760	3 adat alapján. általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Cs	lognorm(2800;3300) n: 2 Mode: 760 LL: 77 UL: 7500	1300 600	*Limnea stagnalis*, terepi, stabil Cs *Radix japonica*, terepi, spike ^{137}Cs kibocsátás	Vanderploeg et al., 1975.
		100±90	laboratóriumi (n: 11) és (n: 13) terepi vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		130±100 min.: 33 max.: 380	70 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Mn	lognorm(6000;5700) n: 2 Mode: 2300 LL: 320 UL: 16000	1300 750 5500	*Viviparus contectus*, teljes. terepi *Viviparus ater*, lágy rész. terepi *Viviparus ater*, csigaház. terepi	Vanderploeg et al., 1975.
		12000±6900	3 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Ra	lognorm(940;930) n: 2 Mode: 340 LL: 45 UL: 2600	280 1600	*Pila virens*, lágy rész *Pila virens*, csigaház	Hameed et al., 1997.
		24000±35000 min.: 12 max.: 130000	43 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
Sr	exp(270) Kagyló kategóriából származtatva	370±590	laboratóriumi (n: 9) és (n: 13) terepi vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		460±610 min.: 38 max.: 2700	83 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.
U	exp(180) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	560±130	3 adat alapján, általános puhatestű kategória	IAEA, 2011.

12.9.1-5. táblázat Csigák CR értékei. l/kg_{nedves}

A csigák CR értékeinek tendenciái a vizsgált négy elem esetében nagyfokú hasonlatosságot mutatnak a kagylókéval. A kobalt esetében a rokon faj lágy részeire mért magas CR értéktartomány miatt az ERICA ajánlott érték felső korlátjának használata megfontolandó teljes test CR-ként. A mangán CR-je a kagylóknál tapasztalttal ellentétben nem növekszik a mérettel és a halakkal ellentétben nem homeosztatikusan kontrollált.

Süllőhínár (*Miriophyllum sp.*), vidrakeserűfű (*Polygonum amphybium*)

A megadott növényfajok esetében az ERICA edényes növények kategóriájához rendelt CR értékeket hasonlítottuk össze taxonómiailag közel álló fajok értékeivel, ahol csak lehetett (12.9.1-6. táblázat).

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Co	lognorm(3200;4600) n: 12 Mode: 600 LL: 45 UL: 8000	12000 2400 5000	*Myriophyllum sp.*, szűrt vízre *Myriophyllum sp.*, szűretlen vízre alámerült levelű fajok vegyesen (*Potamogeton. Myriophyllum. Vallisneria*), szűrt vízre	Vanderploeg et al., 1975.
		1100±4200	laboratóriumi (n: 26) és (n: 67) terepi vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		590±840 min.: 22 max.: 4000	158 adat alapján	IAEA, 2011.
Cs	lognorm(1200;1800) n: 20 Mode: 190 LL: 13 UL: 2800	240 600 400	*Polygonium lapathifoliurn*, magvak *Polygonium persicaria*, levelek *Polygonium persicaria*, magvak	Vanderploeg et al., 1975.
		390±1200	laboratóriumi (n: 69) és (n: 197) terepi vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		310±1300 min.: 17 max.: 24000	627 adat alapján	IAEA, 2011.
Mn	lognorm(4000;5200) n: 3 Mode: 910 LL: 80 UL: 10000	1200	*Myriophyllum sp.,* szűretlen vízre	Vanderploeg et al., 1975.
		140±120	terepi vizsgálatok (n: 6) alapján	Fesenko et al., 2011.
		2280±3950 min.: 60 max.: 13800	50 adat alapján	IAEA, 2011.
Ra	lognorm(1800;1800) n: 15 Mode: 640 LL: 83 UL: 4900	96 1600	*Eichhornia crassipes*, hajtás *Eichhornia crassipes*, gyökér	Hameed et al., 1997.
		3700±7800	laboratóriumi (n: 21) és (n: 4) terepi vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		2200±2700 min.: 400 max.: 10000	73 adat alapján	IAEA, 2011.
Sr	lognorm(250;210) n: 8 Mode: 110 LL: 19 UL: 670	200	16 növényfaj alapján	Vanderploeg et al., 1975.
		210±570	laboratóriumi (n: 78) és (n: 180) terepi vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		180±470 min.: 17 max.: 4400	533 adat alapján	IAEA, 2011.
U	lognorm(2900;3200) n: 9 Mode: 880 LL: 99 UL: 7800	270±420	laboratóriumi vizsgálatok (n: 24) alapján	Fesenko et al., 2011.
		380±1000 min.: 29 max.: 2700	386 adat alapján	IAEA, 2011.

12.9.1-6. táblázat Edényes növények CR értékei. l/kg$_{nedves}$

A kobalt esetében az edényes növényekre is hatással van a víztest trofitási szintje, de további különbséget jelent még az, hogy a növény levelei alámerülnek-e a vízbe, vagy azok tetején úsznak. Az alámerülő levelű süllőhínárra egy nagyságrenddel nagyobb CR értékek (5000-10000 l/kg_{nedves}) várhatóak, mint a víz felszínén úszó levelekkel rendelkező vidrakeserűfűre (500-1000 l/kg_{nedves}), mezotróf víztest esetén. A mangán esetében – a kobalthoz hasonlóan – minél nagyobb része merül a növénynek a vízbe, annál nagyobb lesz a CR érték ($10^2 \rightarrow 10^4$ l/kg_{nedves}). A cézium esetében kis (≤1 ppm) kálium-ion koncentráció 1000 l/kg_{nedves} körüli vagy fölötti CR értéket eredményez, és a halakhoz hasonlóan növekvő kálium-ion koncentrációval csökken a CR értéke (Vanderploeg, 1975.). A stroncium esetében a korábbiaktól eltérően nem mutatható ki egyértelmű függés a víztest kalcium-ion koncentrációjától; a megadott 250 l/kg_{nedves}-os CR érték viszonylag generikusnak tűnik. A rádium – a kagylókhoz hasonlóan – valószínűleg a felvétel helyén dúsul és a hajtásvégek felé csökken a koncentrációja.

Fonalas zöldalga (*Spirogyra sp.*)

A megadott alga faj esetében az ERICA fitoplankton kategóriájához rendelt CR értékeket hasonlítottuk össze taxonómiailag közel álló fajok értékeivel, ahol csak lehetett (12.9.1-7. táblázat).

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Co	exp(1000) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	500	*Nitella sp.*, zöld alga. terepi	Vanderploeg et al., 1975.
		480±110	laboratóriumi vizsgálatok (n: 10) alapján	Fesenko et al., 2011.
		650±1200 min.: 44 max.: 3500	35 adat alapján	IAEA, 2011.
Cs	lognorm(4700;6500) n: 2 Mode: 950 LL: 75 UL: 12000	190 380 150	*Spirogyra sp.*, laboratóriumi *Spirogyra sp.*, terepi *Spirogyra sp.*., krónikus ^{137}Cs kibocsátás	Vanderploeg et al., 1975.
		140±110	laboratóriumi (n: 11) és terepi (n: 1) vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		140±190 min.: 19 max.: 660	50 adat alapján	IAEA, 2011.
Mn	exp(3500) Tengeri fitoplankton kategóriából származtatva	5000 12000	*Stigeoclonium lubricum*, laboratóriumi *Chlorophyta*, terepi	Vanderploeg et al., 1975.
Ra	lognorm(1100;800) n: 8 Mode: 580 LL: 120 UL: 2870	550±730 min.: 180 max.: 2400	40 adat alapján	IAEA, 2011.
Sr	lognorm(40;2) n: 2 Mode: 40 LL: 35 UL: 45	120 900	*Spirogyra sp.*, 5.7 ppm Ca *Spirogyra sp.*, 5.4 ppm Ca	Vanderploeg et al., 1975.
		1700±5400	laboratóriumi (n: 9) és terepi (n: 3) vizsgálatok alapján	Fesenko et al., 2011.
		130±120 min.: 21 max.: 370	50 adat alapján	IAEA, 2011.
U	lognorm(120;34) n: 3 Mode: 110 LL: 54 UL: 210	71±47 min.: 40 max.: 180	40 adat alapján	IAEA, 2011.

12.9.1-7. táblázat Fitoplanktonok CR értékei. l/kg_{nedves}

A megadott fitoplanktonra mind a kobalt, mind a cézium esetében 400 l/kg_{nedves} körüli CR érték látszik reálisnak. A mangán a teljesen elmerült edényes növényekhez hasonlóan 10^4 l/kg_{nedves} nagyságrendű CR értéket mutat. Az edényes növényekhez (12.9.1-6. táblázat) hasonlóan a kalcium-ion koncentrációnak itt sincs olyan egyértelmű hatása a stroncium CR értékére, mint például a halak esetében (12.9.1-3. táblázat). A rádiumra 600 l/kg_{nedves}, míg az U-ra 100 l/kg_{nedves} körüli CR érték látszik reálisnak.

Vadkacsa

A kétéltűekhez (12.9.1-1. táblázat *B* hasonlóan a vízi madarakra javasolt CR értékek döntő részét a fenéklakó halakból származtatták, ezért nem közlünk külön táblázatot hozzá. Ugyanakkor, szintén a kifejlett békákhoz hasonlóan ezek az élőlények is kevésbé vannak a vízhez kötve, mint a többi felsorolt élőlény. Mivel magasabban helyezkednek el a táplálékláncban (mindenevők, azaz a vízi növényeken túl vízi állatokat is fogyasztanak, főleg párzási időszakban), a generikus CR értékek használata még több hibaforrást hordoz magában, mint a többi élőlény esetén. Tehát a direkt mintavétel mindenképpen indokolt volt ebben az esetben is.

Összegzés gyanánt elmondható, hogy a felmérendő vizes élőhelyek víztesteinek részletes kémiai-, fizikai vizsgálatára (K^+, Ca^{2+}, KOI, BOI, lebegő anyag, stb.) szükség van (saját mintavételekből és mérésekből, vagy a 7. alprogramtól) a helyi CR értékek minél pontosabb becsléséhez. Az említett vadkacsán túl a könnyebben mintázható és feldolgozható élőlények (pl. edényes növények, halak, kagyló, csiga, fonalas zöldalga, stb.) esetében is javaslott saját mintavétel a ^{40}K, valamint a felsorolt elemek (urán, rádium, stroncium, cézium) izotópjainak hely- és fajfüggő CR értékének meghatározásához (természetesen a hozzá tartozó iszap/üledék, ill. vízmintával együtt).

12.9.1.2 Szárazföldi ökoszisztémák

Az ERICA Integrált Szemléletben a következő referencia élőlények vannak definiálva szárazföldi környezetek vizsgálatához:

1. Talajlakó gerinctelen (féreg)
2. Lebontó gerinctelen
3. Repülő rovar
4. Csiga
5. Zuzmó. moha
6. Fűfélék
7. Cserje
8. Fa
9. Emlős
10. Madár
11. Madártojás
12. Hüllő
13. Kétéltű

A fenti 13 referencia élőlény(kategória) esetén 31 referencia elemre (46 referencia izotópra) tartalmaz az ERICA alapértelmezett adatbázisa mért vagy származtatott értékeket. Az elemek/izotópok között a céziumra (^{137}Cs-re) található a legtöbb mért adat (12 élőlény-kategóriára a 13-ból), míg az élőlények között a magasabb rendű növényekre (füvek, cserjék, fák) valamint a kis- és nagytestű emlősökre volt fellelhető a legtöbb elem esetén használható információ (Beresford et al., 2008.).

Mi a 12.8.2-es fejezet szárazföldi környezetre vonatkozó alapadatoknak (talaj) megfelelően a Cs-ra (^{134}Cs, ^{137}Cs), Ra-ra (^{226}Ra, ^{228}Ra), Sr-ra (^{90}Sr) és az U-ra (^{235}U, ^{238}U) vonatkozó CR értékeket vizsgáltuk. A ^{40}K-re az ERICA adatbázisa egyáltalán nem tartalmaz adatokat, mivel ez az elem/izotóp nem szerepel az alapértelmezettek között.

A továbbiakban a **mezei poszméh**re (Bombus agrorum) (12.9.1-8. táblázat), **földigilisztá**ra (12.9.1-9. táblázat), **csigá**ra (12.9.1-10. táblázat), **béká**ra (12.9.1-11. táblázat), **gyík**ra (12.9.1-12. táblázat), **vadkacsá**ra (12.9.1-13. táblázat), **patkányra/szarvasra** (12.9.1-14. táblázat), **zuzmóra/mohára** (12.9.1-15. táblázat), **selyemkóró**ra (Asclepias syriaca), ill. **magas aranyvessző**re (Solidago gigantea) (12.9.1-16. táblázat), valamint az **erdei fenyő**re (Pinus sylvestris) (12.9.1-17. táblázat) vonatkozó CR értékeket közöljük, az előző alfejezetben található táblázatokhoz hasonló kiosztásban.

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(0.055;0.22); n: >67 Mode: 0.0008 LL: 0.000013 UL: 0.049	0.11±0.47 n: 192 min.: 0.002 max.: 1.7
Ra	exp(0.09) Lebontó gerinctelen kategóriából származtatva	3.2±3.6 n: 27 min.: 0.01 max.: 8.9
Sr	exp(0.063) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	0.4±1.9 n: 31 min.: 0.063 max.: 1.9
U	exp(0.009) Talajlakó gerinctelen kategóriából származtatva	0.018±0.005 n: 4 min.: 0.01 max.: 0.02

12.9.1-8. táblázat Repülő rovarok (ízeltlábúak) CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	0.089±0.164; n: 19 min.: 0.015 max.: 0.69	
Ra	exp(0.09) Lebontó gerinctelen kategóriából származtatva	-
Sr	exp(0.009) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	0.009 n: 1
U	exp(0.0088) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	0.0088 n: 1

12.9.1-9. táblázat Talajlakó gerinctelenek (gyűrűsférgek) CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(0.043;0.029); n: 18 Mode: 0.024 LL: 0.0054 UL: 0.11	0.041±0.031 n: 23 min.: 0.021 max.: 0.065
Ra	0.048±0.048; n: 10 min.: 0.025 max.: 0.14	
Sr	0.092±0.032; n: 7 min.: 0.071 max.: 0.1	
U	exp(0.0088) Talajlakó gerinctelen kategóriából származtatva	-

12.9.1-10. táblázat Csigák (puhatestűek) CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(0.54;0.90); n: 107 Mode: 0.073 LL: 0.0043 UL: 1.2	0.44±0.81 n: 137 min.: 0.032 max.: 2.1
Ra	exp(0.036) Madár kategóriából származtatva	-
Sr	lognorm(0.83;1.22); n: 21 Mode: 0.15 LL: 0.01 UL: 2.0	1.2±1.2 n: 22 min.: 0.14 max.: 2.5
U	exp(0.0005) Madár kategóriából származtatva	-

12.9.1-11. táblázat Kétéltűek CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(3.59;9.91); n: 8 Mode: 0.14 LL: 0.0039 UL: 5.2	0.58±1.03 n: 137 min.: 0.0006 max.: 3.0
Ra	exp(0.036) Madár kategóriából származtatva	-
Sr	lognorm(12;24); n: 4 Mode: 1.1 LL: 0.048 UL: 24	0.38±0.61 n: 74 min.: 0.021 max.: 2.2
U	exp(0.0005) Madár kategóriából származtatva	1.5±3.1 n: 21 min.: 0.00013 max.: 2.5

12.9.1-12. táblázat Hüllők CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(0.75;1.65); n: 158 Mode: 0.053 LL: 0.0021 UL: 1.4	0.67±1.56 n: 180 min.: 0.0014 max.: 16
Ra	exp(0.036) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	0.036±0.051 n: 48 min.: 0.0021 max.: 0.2
Sr	lognorm(0.55;0.99); n: 69 Mode: 0.062 LL: 0.0033 UL: 1.2	0.48±0.89 n: 91 min.: 0.0048 max.: 7.2
U	exp(0.00054) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	0.0005±0.0001 n: 20 min.: 0.0004 max.: 0.0007

12.9.1-13. táblázat Madarak CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(2.9;4.3); n: 1784 Mode: 0.51 LL: 0.036 UL: 7.1	3.5±8.3 n: 2463 min.: 0.0028 max.: 140
Ra	lognorm(0.027;0.034); n: 73 Mode: 0.0062 LL: 0.00055 UL: 0.069	0.047±0.121 n: 84 min.: 0.000057 max.: 0.76
Sr	lognorm(1.8;2.4); n: 196 Mode: 0.37 LL: 0.031 UL: 4.4	1.6±2.3 n: 474 min.: 0.0099 max.: 17
U	lognorm(0.027;0.034); n: 73 Mode: 0.0062 LL: 0.00055 UL: 0.069	0.0058±0.0068 n: 22 min.: 0.000015 max.: 0.021

12.9.1-14. táblázat Kis- és nagytestű emlősök CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(5.6;4.1); n: 51 Mode: 2.9 LL: 0.58 UL: 15	4.1±3.9 n: 142 min.: 0.03 max.: 14
Ra	lognorm(0.21;0.06); n: 15 Mode: 0.19 LL: 0.097 UL: 0.37	1.7±3.4 n: 243 min.: 0.065 max.: 23
Sr	lognorm(8.7;7.9); n: 55 Mode: 3.5 LL: 0.52 UL: 24	4.8±7.1 n: 104 min.: 0.044 max.: 28
U	exp(0.071) Ismeretlen szórású irodalmi átlagérték	2.5±4.4 n: 237 min.: 0.02 max.: 29

12.9.1-15. táblázat Zuzmók és mohák CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(0.69;1.1); n: 433 Mode: 0.11 LL: 0.007 UL: 1.7	1.2±2.6 n: 2028 min.: 0.002 max.: 37
Ra	lognorm(0.039;0.052);n: 32 Mode: 0.0086 LL: 0.0007 UL: 0.1	0.19±0.66 n: 464 min.: 0.00005 max.: 12
Sr	lognorm(0.21;2.8); n: 33 Mode: 0.00008 LL: 0.0000003 UL: 0.022	0.98±1.79 n: 519 min.: 0.007 max.: 8.8
U	lognorm(0.015;0.044); n: 84 Mode: 0.0005 LL: 0.00001 UL: 0.019	0.14±0.44 n: 439 min.: 0.00008 max.: 5.5

12.9.1-16. táblázat Lágyszárú növények CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(0.16;0.25); n: 181 Mode: 0.026 LL: 0.0017 UL: 0.39	0.14±0.24 n: 487 min.: 0.0012 max.: 1.8
Ra	0.00068±0.00075; n: 20 min.: 0.00011 max.: 0.0024	
Sr	lognorm(0.49;0.15); n: 7 Mode: 0.43 LL: 0.2 UL: 0.89	0.49±1.06 n: 191 min.: 0.0012 max.: 5.3
U	0.0068±0.0142; n: 521 min.: 0.000014 max.: 0.032	

12.9.1-17. táblázat Fás szárú növények CR értékei. $kg_{száraz}/kg_{nedves}$

Látható, hogy a szárazföldi élőlény-kategóriák esetében jellemzően nagyobb mind az ERICA, mind az IAEA adatbázisok készítéséhez felhasznált adatok száma, mint az édesvízieknél. Ez viszont nem csökkentette, hanem inkább növelte a javasolt/átlag értékek szórását, ill. a minimum és a maximum értékek közötti különbséget. Ez utóbbi akár az 5-6 nagyságrendet is elérheti (pl.: urán, lágyszárú növények, IAEA adatbázis).

Ezeknek az adatbázisoknak az összeállításához felhasznált irodalom döntő többsége számunkra nem elérhető, így legtöbb esetben nem tudjuk kikeresni, hogy az általunk vizsgálni kívánt fajokra van-e adat, és ha igen, az adott élőlény milyen környezeti körülmények között élt (terepi vizsgálat) vagy volt tartva (laboratóriumi vizsgálat). További fontos kérdés, főleg a radiokémiai elválasztást igénylő alfa- és béta-sugárzó izotópok esetén az alkalmazott elválasztási eljárás milyensége (pl.: ellenőrizve volt-e hatásfok), ami nagyban befolyásolja a végeredményt.

Bár a szárazföldi madarakra lényegesen több információ áll elvben rendelkezésre, a vadkacsa CR értékének meghatározásához (ahogy azt az előző alfejezetben is fejtegettük) ez csak korlátozottan használható, mivel a táplálékának jelentős része a vízi ökoszisztémából származik.

Összegzés gyanánt itt is elmondható, hogy az ajánlott CR értékek nagyfokú szórása (átlagban minimum 2 nagyságrend eltérés a minimum és a maximum érték között, a relatív szórás ritkán kisebb, mint 100%) miatt

javaslott saját mintavétel a ^{40}K, valamint a felsorolt elemek (urán, rádium, stroncium, cézium) izotópjainak hely- és fajfüggő CR értékének meghatározásához (természetesen a hozzá tartozó talajmintával együtt).

12.9.2 Megoszlási hányados információk kritikai feldolgozása, értékelése

A radionuklidok édesvíz-testekben való tartózkodási ideje, ill. az élőlényekben való akkumulációja nagyban függ attól, hogy miként hatnak kölcsön a víztest üledékével, ill. lebegő anyag tartalmával (összefoglalóan a szilárd fázis). A radionuklidok folyadék- és szilárd fázis közötti megoszlását általában az ún. megoszlási hányadossal (K_d) fejezik ki, egyensúlyi állapotot feltételezve:

K_d (l kg^{-1}) = AK $_{\text{az üledékben}}$ (Bq kg^{-1} száraz tömeg)/AK $_{\text{a vizben}}$ (Bq l^{-1})

Egy adott elem/nuklid esetében azonban a megoszlási hányados értéke számos környezeti körülménytől függ (lásd pl. Ciffroy et al., 2009), úgymint:

- pH: A víztest savassága/lúgossága az egyik legfontosabb befolyásoló tényező, mivel módosítja a kötőhelyek speciációját, valamint a vizsgálandó elemek kémiai speciációját.
- Az egyensúlyi állapot eléréséhez szükséges idő: Számos nuklid esetén az adszorpció kinetikája két részre bontható: egy kezdeti gyors, majd egy azt követő lassabb fixációs fázis. A lassú fázis figyelembe vételével akár 25%-kal is változhat a kapott K_d érték. Ezzel szemben a deszorpció kinetikája legtöbbször ténylegesen egyensúlyt eredményez, viszonylag kis érintkezési idők esetén is (Garnier et al., 2006).
- A szilárd fázis anyagi minősége: A szilárd fázist különböző összetételben alkothatják agyagásványok, karbonátok, oxidok és hidroxidok, valamint szerves eredetű részecskék, pl. humusz jellegű makromolekulák vagy fitoplankton-töredékek. Ezek mindegyike egyedileg más és más adszorpciós és deszorpciós tulajdonságokkal rendelkezik.
- A komplexképző ligandumok, ill. a kompetitív ionok koncentrációja a folyadék fázisban: A szilárd fázis kötőhelyeiért a hasonló kémiai tulajdonságú ionok (például a cézium és a kálium) versengenek. A komplexképző vegyületek más kötéserősséggel kapcsolódnak a kötőhelyekhez, mint az egyszerű ionok, amelyekkel komplexeket képeznek.
- A radionuklid- szilárd fázis kölcsönhatásának reverzibilitása: a radionuklidok egy része (pl. a cézium az agyagásványok rétegei közé való beépülése miatt) irreverzibilisen megkötődhet, ezért az adszorpciós kísérletekből származtatott K_d értékek különbözhetnek a deszorpciós kísérletekből származtatottaktól.
- Egyéb, biológiai jellegű folyamatok: Például a mangán szorpciója bakteriálisan szabályozott oxidációtól függ.

A továbbiakban a 12.9.1.1-es fejezetben (édesvízi ökoszisztémák) tárgyalt hat izotópra, a Co-ra, Cs-ra, Mn-ra, Sr-ra, Ra-ra és U-ra vonatkozó K_d értékeket tekintjük át.

Kobalt (Co)

Az ERICA adatbázisában 106000±233000 l/kg szerepel, forrásként „Draft updated TRS364 - in situ K_d" van megjelölve, ami valószínűleg az 1994-es IAEA-TECDOC-364 2009-ben frissített változatát jelöli. Ez utóbbinak a releváns fejezete lényegében megegyezik Ciffroy et al. 2009-es publikációjával. A kérdéses adatra mindkét helyen 44000 l/kg szerepel geometriai átlagként, 3.9-es geometriai szórással. Számtani átlagra és szórásra átszámolva 65800±73100 l/kg-ot kapunk (min.: 4900 l/kg, max.: 390000 l/kg), ami jelentősen eltér az ERICA adatbázisban lévőtől. Az egyedi laboratóriumi adszorpciós és deszorpciós kísérletekből az látszik, hogy deszorpcióra rendre közel egy nagyságrenddel magasabb értékek jelentkeznek, mint adszorpcióra (ez valószínűleg az irreverzibilis fixáció hatása), valamint a pH (mindkét eset) és a kölcsönhatási idő (csak adszorpció) emelkedésével is monoton nő a K_d értéke (lásd 12.9.2-1. táblázat).

Paraméter	Érték	Paraméter	Érték
Adszorpció, összes	129000±366000	*Deszorpció, összes*	831000±1170000
Adszorpció, <2 h	8310±6350	Deszorpció, <2 h	895000±1590000
Adszorpció, 2-24 h	74000±111000	Deszorpció, 2-24 h	1010000±1970000
Adszorpció, 24-48 h	179000±727000	Deszorpció, 24-48 h	-
Adszorpció, 48-120 h	368000±398000	Deszorpció, 48-120 h	-
Adszorpció, >120 h	419000±1090000	Deszorpció, >120 h	499000±398000
Adszorpció, pH <5	113±59		
Adszorpció, pH 5-6	-		
Adszorpció, pH 6-7	3290±4640	Deszorpció, pH 6-7	-
Adszorpció, pH 7-8	95600±201000	Deszorpció, pH 7-8	421000±569000
Adszorpció, pH 8-9	307000±461000	Deszorpció, pH 8-9	1090000±1280000
Adszorpció, pH> 9	-		

12.9.2-1. táblázat Kobalt K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg.

Cézium (Cs)

Az ERICA adatbázisában 137000±633000 l/kg szerepel, forrásként ugyanaz van megjelölve, mint a kobalt esetében. Ezzel szemben az idézett helyen 29000 l/kg szerepel geometriai átlagként, 5.9-es geometriai szórással. Számtani átlagra és szórásra átszámolva 57200±97600 l/kg-ot kapunk (min.: 1600 l/kg, max.: 520000 l/kg), ami itt is jelentősen eltér az ERICA adatbázisban lévőtől. Az adszorpciós és a deszorpciós kísérletekből származó értékek között itt is látszik, némi különbség van az utóbbi javára, míg a pH esetében a semlegestől való bármely irányú eltérés a K_d csökkenését okozza (lásd 12.9.2-2. táblázat).

Paraméter	Érték	Paraméter	Érték
Adszorpció, összes	18700±36400	*Deszorpció, összes*	33100±20800
Adszorpció, <2 h	6960±20900	Deszorpció, <2 h	42200±20300
Adszorpció, 2-24 h	15000±13900	Deszorpció, 2-24 h	21600±14300
Adszorpció, 24-48 h	24200±66200	Deszorpció, 24-48 h	-
Adszorpció, 48-120 h	16400±15100	Deszorpció, 48-120 h	-
Adszorpció, >120 h	41400±98700	Deszorpció, >120 h	52300±11700
Adszorpció, pH <5	1810±9410		
Adszorpció, pH 5-6	5400		
Adszorpció, pH 6-7	7510±30400	Deszorpció, pH 6-7	-
Adszorpció, pH 7-8	29300±44800	Deszorpció, pH 7-8	40800±27100
Adszorpció, pH 8-9	8990±8330	Deszorpció, pH 8-9	17400±10300
Adszorpció, pH >9	2610±7560		

12.9.2-2. táblázat Cézium K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg.

Mangán (Mn)

Az ERICA adatbázisában 90800±55100 l/kg szerepel, forrásként ugyanaz van megjelölve, mint a kobalt esetében. Ezzel szemben az idézett helyen 78000 l/kg szerepel geometriai átlagként, 1.8-as geometriai szórással. Számtani átlagra és szórásra átszámolva 84100±33800 l/kg-ot kapunk (min.: 31000 l/kg, max.: 190000 l/kg), ami nem tér el jelentősen az ERICA adatbázisban lévőtől. Az adszorpciós és a deszorpciós kísérletekből származó értékek akár egy nagyságrenddel is magasabbak, mint az in-situ kísérletekből származók (adszorpció és 8-9-es pH esetén közel két nagyságrenddel is). Az adszorpció gyorsan (<48 h) eléri a telítési szintet (lásd 12.9.2-3. táblázat)

Paraméter	Érték	Paraméter	Érték
Adszorpció, összes	497000±1830000	*Deszorpció, összes*	1500000±2870000
Adszorpció, <2 h	28100±49000	Deszorpció, <2 h	1190000±2310000
Adszorpció, 2-24 h	333000±661000	Deszorpció, 2-24 h	2300000±7680000
Adszorpció, 24-48 h	913000±6340000	Deszorpció, 24-48 h	-
Adszorpció, 48-120 h	1230000±3130000	Deszorpció, 48-120 h	-
Adszorpció, >120 h	1000000±1560000	Deszorpció, >120 h	-
Adszorpció, pH <5	-		
Adszorpció, pH 5-6	900±920		
Adszorpció, pH 6-7	-	Deszorpció, pH 6-7	-
Adszorpció, pH 7-8	165000±357000	Deszorpció, pH 7-8	351000±506000
Adszorpció, pH 8-9	1700000±1990000	Deszorpció, pH 8-9	298000±166000
Adszorpció, pH >9	-		

12.9.2-3. táblázat Mangán K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg.

Rádium (Ra)

Az ERICA adatbázisában 15200±25800 l/kg szerepel, forrásként ugyanaz van megjelölve, mint a kobalt esetében. Ezzel szemben az idézett helyen 7900 l/kg szerepel geometriai átlagként, 3.1-es geometriai szórással. Számtani átlagra és szórásra átszámolva 9800±8400 l/kg-ot kapunk (min. 1100 l/kg, max. 52000 l/kg), ami itt is jelentősen eltér az ERICA adatbázisban lévőtől. Erre az elemre nincsenek az IAEA adatbázisában részletes adatok.

Stroncium (Sr)

Az ERICA adatbázisában 2000±2650 l/kg szerepel, forrásként ugyanaz van megjelölve, mint a kobalt esetében. Ezzel szemben az idézett helyen 1200 l/kg szerepel geometriai átlagként, 2.7-es geometriai szórással. Számtani átlagra és szórásra átszámolva 1490±1090 l/kg-ot kapunk (min.: 230 l/kg, max.: 6300 l/kg), ami a rádiumhoz hasonlóan nem tér el jelentősen az ERICA adatbázisban lévőtől. Az adszorpciós és a deszorpciós kísérletekből származó értékek (bár meglehetősen hiányosak) akár egy nagyságrenddel is kisebbek, mint az in-situ kísérletekből származók (lásd 12.9.2-4. táblázat).

Paraméter	Érték	Paraméter	Érték
Adszorpció, összes	298±395	*Deszorpció, összes*	699±363
Adszorpció, <2 h	-	Deszorpció, <2 h	-
Adszorpció, 2-24 h	491±709	Deszorpció, 2-24 h	-
Adszorpció, 24-48 h	-	Deszorpció, 24-48 h	-
Adszorpció, 48-120 h	129±147	Deszorpció, 48-120 h	-
Adszorpció, >120 h	591±261	Deszorpció, >120 h	-
Adszorpció, pH <5	-		
Adszorpció, pH 5-6	-		
Adszorpció, pH 6-7	-	Deszorpció, pH 6-7	-
Adszorpció, pH 7-8	121±100	Deszorpció, pH 7-8	451±101
Adszorpció, pH 8-9	48±13	Deszorpció, pH 8-9	-
Adszorpció, pH >9	-		

12.9.2-4. táblázat Stroncium K_d értékek különböző kísérleti körülmények esetén, l/kg.

Urán (U)

Az ERICA adatbázisában 50 l/kg szerepel, bizonytalanság nélkül. Forrásként az IAEA SRS 19 (2001) van megjelölve. Erre az elemre nincsenek az IAEA adatbázisában részletes adatok, csak minimum (20 l/kg) és maximum (1000 l/kg) érték. Ugyanakkor a megjelölt forrásban a többi vizsgált izotópra legalább egy nagyságrenddel alacsonyabb ajánlott értékek szerepelnek, mint az újabb keletű forrásban, ezért ez az érték is kellő kritikával kezelendő. Nem kizárt, hogy ez az alacsony érték az urán izotópjaira kiugróan magas (háttér) dózisteljesítményeket fog eredményezni.

Összegzés gyanánt – a CR értékek analíziséhez hasonlóan itt is – elmondható, hogy az ajánlott K_d értékek nagyfokú szórása (átlagban minimum 2 nagyságrend eltérés a minimum és a maximum érték között, a relatív szórás ritkán kisebb, mint 100%) miatt javaslott legalább néhány izotópra a helyfüggő K_d érték kísérletes meghatározása.

Irodalomjegyzék

Beresford. N.A., Barnett. C.L., Howard. B.J., Scott. W.A., Brown. J.E., Copplestone. D., 2008. Derivation of transfer parameters for use within the ERICA Tool and the default concentration ratios for terrestrial biota. *Journal of Environmental Radioactivity 99*, 1393-1407.

Bollhöfer. A., Brazier. J., Humphrey. C., Ryan. B., Esparon. A., 2011. A study of radium bioaccumulation in freshwater mussels. Velesunio angasi. in the Magela Creek catchment. Northern Territory. Australia. *Journal of Environmental Radioactivity 102*, 964-974.

Ciffroy, P., Durrieu, G., Garnier, J.-M., 2009. Probabilistic distribution coefficients (Kds) in freshwater for radioisotopes of Ag, Am, Ba, Be, Ce, Co, Cs, I, Mn, Pu, Ra, Ru, Sb, Sr and Th – implications for uncertainty analysis of models simulating the transport of radionuclides in rivers. *Journal of Environmental Radioactivity 100*, 785-794.

Fesenko. S., Fesenko. J., Sanzharova. N., Karpenko. E., Titov. I., 2011. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. *Journal of Environmental Radioactivity 102,* 8-25.

Garnier, J.-M., Ciffroy, P., Benyahya, L., 2006. Implications of short and long term (30 days) sorption on the desorption kinetic of trace metals (Cd, Zn, Co, Mn, Fe, Ag, Cs) associated with river suspended matter. *Science of the Total Environment 366*, 350-360.

Hameed. P.S., Shaheed. K., Somasundaram. S.S.N., Iyengar. M.A.R., 1997. Radium-226 levels in the Cauvery river system ecosystem. *Journal of Biosciences 22 (2),* 225-231.

Hosseini. A., Thorring. H., Brown. J.E., Saxén. R., Ilus. E., 2008. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems - default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool. *Journal of Environmental Radioactivity 99*, 1408-1429.

IAEA, Safety Report Series No. 19, 2001. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment.

IAEA, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, January 2009, http://www-ns.iaea.org/downloads/rw/projects/emras/draft-final-reports/trs-364-wg-tecdoc.pdf

IAEA, *Wildlife Transfer Parameter Database*, 2011.02.16. http://www.wildlifetransferdatabase.org/

Vanderploeg. H.A., Prazyck. D.C., Wilcox. W.H., Kercher. J.R., Kaye. S.V., 1975. *Bioaccumulation Factors for Radionuclides in Freshwater Biota. ORNL-5002. Publication No. 783.*

12.10 BIOLÓGIAI MINTÁK MÉRÉSE

12.10.1 Mintavételezés és mérés indoka

A Lévai projekten belül az élővilág sugárterhelésének becslése a jelenlegi, a vizsgált élőhely környezetében található, ill. onnan az anyagcsere során felvett természetes és mesterséges eredetű izotópoktól származó kockázati alapszint meghatározását jelenti. Ennek megfelelően a számításokhoz bemenő adatként az összes izotóp aktivitáskoncentrációjára szükség van. Mivel a sugárterhelés döntően a természetes eredetű izotópok rovására írható, a végeredményül adódó alapkockázat megbízhatósága elsősorban az ezekre vonatkozó adatok minőségétől függ.

Jóllehet a hatósági és üzemi sugárvédelmi ellenőrző mérések igen sok adatot szolgáltattak az elmúlt évtizedekben, azok - feladatuk jellegéből adódóan - alapvetően az atomerőműből történt kibocsátást vizsgálják, ill. dokumentálják. Ennek megfelelően - a radioaktív káliumot nem számítva - csak ritkán van adat az urán- és tórium-sor izotópjaira. Sok esetben még a kimutatási határ sem került megadásra, ami a fenti ok miatt érthető is. Elvileg elképzelhető, hogy az annak idején mért minták (archivált) spektrumai újra értékelésre kerülnének, azonban várható, hogy a nem kellően hosszú mérési idők miatt csak egy elfogadhatatlanul magas *kh*-érték lenne az új eredmény.

A fennálló problémára az egyedüli megnyugtató megoldás az volt, hogy - kihasználva a szerződésben rögzített opciót - a szükséges környezeti elemekből újabb mintázás történt, amit részletes, az egyes izotópok sugárzási tulajdonságait, ill. a várható aktivitáskoncentrációt is szem előtt tartó radioaktivitás mérés követett.

A vizsgálandó médiumok zöme a szárazföldi és vízi élőhelyek biológus szakértők által kiválasztott fajai közül került ki, amint azt az itt mellékelt táblázatok is mutatják.

minta fajta	A1 állomás	A6 állomás	A8 állomás	megjegyzés
moha	+	+	+	*^{14}C is!*
selyemkóró	+	+	+	
aranyvessző	+	+	+	
erdei fenyő	+	+	+	
csiga (~500g)	+	+	+	*esetleg giliszta*
talaj	+	+	+	*réteges mintavétel*
vadkacsa	+			*csak egy helyről A6-A8 között*
őz, vagy vaddisznó	+			*csak egy helyről A6-A8 között*

12.10.1-1. táblázat Eredetileg tervezett mintavételek szárazföldi élőhelyekről

minta fajta	Melegvíz-csat. alatt	Duna bal part	Kondor-tó	megjegyzés
iszap	+	+	+	*réteges mintavétel*
csiga	+	+	+	*Viviparus A.*
kagyló	+	+	+	*Unio T.*
jászkeszeg	+	+	+	
vízinövény	+	+	+	

12.10.1-2. táblázat Eredetileg tervezett mintavételek vízi élőhelyekről

12.10.2 A CR-ek kísérleti meghatározásának indoklása

A szárazföldi és vízi környezetre vonatkozó alapadatok alapján az élőlények belső sugárterhelését leginkább meghatározó izotópok a primordiális ^{40}K, az ^{238}U és bomlási sora, külön választva a ^{226}Ra-ot és leányelemeit, valamint a mesterséges izotópok közül a ^{90}Sr és a ^{137}Cs lehetnek. Amennyiben a vizsgálandó élőlényekre nem áll rendelkezésre az adott környezetet reprezentáló mérési adat, akkor az ERICA eszköztár a vonatkozó környezeti közeg (talaj vagy víz) aktivitáskoncentrációi alapján becslik azokat, egyensúlyi koncentráció arányok (CR-ek) felhasználásával, lehetőség szerint közeli taxonómiai csoportok adatai alapján. A CR értékek elsősorban eredeti tudományos publikációk áttekintéseiből lettek tapasztalati úton származtatva. A publikációkban közölt adatokon különféle manipulációk elvégzésére volt szükség, mivel azok gyakran nem a kívánt formátumúak voltak (például szerv-specifikus aktivitáskoncentrációk egésztest értékek helyett). A leszármaztatásnál használt manipulációk és feltételezések teljes egészében dokumentálva vannak az ERICA Eszköztár segédletében, a használt statisztikai elemzések részleteivel egyetemben. Az alapértelmezett adatbázisok (logaritmikus vagy lineáris) számtani átlagokat tartalmaznak, a hozzájuk tartozó szórásokkal (SD), minimum és maximum értékekkel, valószínűségi eloszlás függvényekkel (pdf, log-normális vagy exponenciális), az adat-bejegyzések számával, megjegyzésekkel (például feljegyzés a felhasznált adatokról) és minden egyes adat legutóbbi frissítési dátumával együtt. Számos referencia élőlény – radionuklid kombinációra nem volt mérési adat, amelyből a tapasztalati CR értékeket le lehetett volna vezetni. Ezek hiányában különféle lehetőségeket használtak az alapértelmezett CR adatbázisok feltöltésére. Az alapértelmezett adatbázisokban fel vannak tűntetve a leszármaztatáshoz használt módszerek.

A továbbiakban két élőlénycsoport ERICA rendszerben használt ajánlott CR értékeit mutatjuk be: a vízi ökoszisztémából a (fenéklakó) halakat. a szárazföldi ökoszisztémából pedig a (lágyszárú) füvek, gyom- és gyógynövényeket.

Minden vizsgálandó élőlény esetében közös az, hogy a ^{40}K-re az ERICA adatbázisa egyáltalán nem tartalmaz adatokat, mivel ez az elem / izotóp nem szerepel az alapértelmezettek között. A többi izotóp esetén, ahol kellő számú és megbízható adat állt rendelkezésre, ott log-normális eloszlást használtak valószínűségi eloszlás függvényként. A következő táblázatok megfelelő oszlopában fel van tüntetve – a lognorm mögötti zárójelben – az átlag és a standard deviancia, a felhasznált adatok száma (n), az eloszlás legvalószínűbb értéke (Mode), valamint a 95%-os konfidencia intervallum alsó- (LL) és felső (UL) határa, lineáris skálán értelmezve. Összehasonlításképpen idézzük az IAEA 2011-es, hasonló célt szolgáló adatbázisának adatait (számtani átlag és szórás, minimum és maximum érték, felhasznált adatok száma), valamint a halak esetében egy átfogó review jellegű publikáció (Vanderploeg et al., 1975.) megállapításait is.

Elem	ERICA ajánlott érték	Irodalmi érték	Megjegyzés	Referencia
Cs	lognorm(5000;6700) n: 100 Mode: 1070 LL: 90 UL: 12800	10000/C_K 3500/C_K 2000/C_K 700/C_K	halevő halak, nem zavaros víz nem halevő halak, nem zavaros víz halevő halak, zavaros víz nem halevő halak, zavaros víz	Vanderploeg et al., 1975.
		3100±5100 min.: 13 max.: 82400	722 adat alapján	IAEA. 2011.
Sr	lognorm(17;23) n: 14 Mode: 3.6 LL: 0.3 UL: 43	$e^{[9.6-(1.2*\ln(C_{Ca})]}$ $e^{[5.2-(1.2*\ln(C_{Ca})]}$	hal csont, 36 adat alapján hal hús, 19 adat alapján	Vanderploeg. 1975.
		890±5200 min.: 3.8 max.: 123000	789 adat alapján	IAEA, 2011.
Ra	lognorm(80;120) n: 17 Mode: 13.7 LL: 1.0 UL: 194	171±504 min.: 0.1 max.: 4800	277 adat alapján	IAEA, 2011.
U	lognorm(36;60) n: 11 Mode: 2.7 LL: 0.1 UL: 60	31±101 min.: 0.1 max.: 760	1294 adat alapján	IAEA, 2011.

12.10.2-1. táblázat Fenéklakó halak CR értékei.

Fenéklakó halak esetén a cézium CR értékét három tényező is befolyásolja: a víz kálium-ion koncentrációja (C_K, ppm-ben), a hal táplálkozási szokásai, és a víz zavarossága (a lebegő anyag tartalom kisebb vagy nagyobb-e mint 50 ppm). A stroncium esetében a víz oldott kalcium-ion koncentrációja (C_{Ca}, ppm) a fő befolyásoló tényező, és azonos kalcium-ion koncentráció mellett közel 100-szor nagyobb lesz a CR értéke a csontra, mint a húsra. Minden izotóp esetében látható, hogy (főleg az IAEA adatbázisban) igen nagyszámú, valószínűleg különféle környezeti körülményeket reprezentáló és különféle életmódú halakra vonatkozó adatokat olvasztottak egybe, ami miatt az átlagokhoz tartozó szórások igen nagyok lettek. Külön figyelmet érdemel a minimum és maximum értékek közötti, esetenként 4-5 nagyságrendnyi eltérés, valamint hogy a két adatbázis közt is nagy az eltérés.

Elem	ERICA ajánlott érték	IAEA. 2011
Cs	lognorm(0.693;1.08); n: 433 Mode: 0.109 LL: 0.007 UL: 1.65	1.20±2.57 n: 2028 min.: 0.002 max.: 36.5
Sr	lognorm(0.207;2.82); n: 33 Mode: 0.00008 LL: 0.0000003 UL: 0.022	0.98±1.79 n: 519 min.: 0.007 max.: 8.76
Ra	lognorm(0.0394;0.0523);n: 32 Mode: 0.0086 LL: 0.0007 UL: 0.101	0.19±0.66 n: 464 min.: 0.00005 max.: 12
U	lognorm(0.0146;0.0438); n: 84 Mode: 0.0005 LL: 0.00001 UL: 0.0188	0.14±0.44 n: 439 min.: 0.00008 max.: 5.54

12.10.2-2. táblázat Fűvek, gyom- és gyógynövények CR értékei

A füvek esetében még nagyobb a javasolt / átlag értékek szórása, ill. a minimum és a maximum értékek közötti különbség itt eléri a 6 nagyságrendet is (rádium, urán). Ezeknek az adatbázisoknak az összeállításához felhasznált irodalom döntő többsége számunkra nem elérhető, így legtöbb esetben nem tudjuk kikeresni, hogy az általunk vizsgálni kívánt fajokra van-e adat és ha igen, az adott élőlény milyen környezeti körülmények között élt (terepi vizsgálat) vagy volt tartva (laboratóriumi vizsgálat). További fontos kérdés, főleg a radiokémiai elválasztást igénylő alfa- és béta-sugárzó izotópok esetén az alkalmazott elválasztási eljárás milyensége (pl.: ellenőrizve volt-e a hatásfok), ami nagyban befolyásolja a végeredményt.

A fentiekkel ellentétben néhány élőlénycsoportra, pl. a madarakra (vízi és szárazföldi), hüllőkre (szárazföldi), kétéltűekre (vízi és szárazföldi) és ízeltlábúakra (vízi és szárazföldi) igen szegényes az ERICA adatbázisa, azaz többségében leszármaztatott értékeket tartalmaz. Például, vízi környezetben a kétéltűek és a madarak rádium és urán CR értékeit a halak megfelelő CR értékével pótolták.

A leírtak mindenképpen indokolttá tették saját mintavételek és mérések kivitelezését.

Irodalomjegyzék

IAEA, *Wildlife Transfer Parameter Database*. 2011.02.16. http://www.wildlifetransferdatabase.org/
Vanderploeg. H.A., Prazyck. D.C., Wilcox. W.H., Kercher. J.R., Kaye. S.V., 1975. *Bioaccumulation Factors for Radionuclides in Freshwater Biota. ORNL-5002. Publication No. 783.*

12.10.3 Saját radiológiai vizsgálatok a kijelölt élőhelyeken

Már az élővilág sugárterhelésének jellemzése alprojekt kidolgozására való előkészítő tanulmányok során lehetett sejteni, hogy ha a teljes sugárzási környezet ismeretére lesz szükség a megkívánt eredmény eléréséhez, akkor komoly gondok lesznek a rendelkezésre álló adatok szűkös volta miatt. Emiatt lényegesnek tekintettük egy opciós lehetőség biztosítását az alprojekten belül, az esetleg felmerülő adatigény időben történő kielégíthetősége céljából. A rendelkezésre álló, ill. felkutatott környezeti radioaktivitás adatok kritikai elemzése során egyre világosabbá vált az újabb, a lehetséges izotópok legszélesebb körére kiterjedő, kifejezetten a későbbi dozimetriai számítások igényeit szem előtt tartó adatok előállításának a fontossága. Az alprojekt megvalósításának folyamán, az előrehaladási jelentésekben az éppen érintett probléma helyén ezt mindenkor meg is erősítettük, felhívtuk a figyelmet erre. A Lévai projekt vezetése engedélyezte az opció lehívását, így október végétől zöld utat kapott az e fejezet 1. alpontjában összeállított mintázási / mérési terv.

Az igen kis koncentrációk miatti mérési nehézségeket is tekintetbe véve, egy elég nagy volumenű, és viszonylag sürgősen végrehajtandó feladatot vállaltunk fel, aminek a kivitelezhetőségébe a természet is beleszól: a növények jól meghatározott tenyészideje, az állatok életvitelének erős szezonalítása mind olyan tényezők, amihez alkalmazkodni kénytelen a munka végrehajtója. Ezt szem előtt tartva, és némi kockázatot is felvállalva, a legkritikusabbnak tartott mintavételeket már a nyár végén elkezdtük.

Helyszíni mintavételek

Az első jelentősebb mintagyűjtési kampányra még augusztus utolsó hetében kerítettünk sort, és a 3 szárazföldi élőhelyről begyűjtöttük a tervezett növényeket. Ugyanezen a helyeken megtörtént a talaj mintázása is. Az akkor uralkodó nagy szárazság miatt a növények nedvességtartalma láthatóan is a normálisnál kevesebb volt, egy-egy egyeden sok, már részben elszáradt levet találtunk. A szárazság nehezítette a talaj mintázását is, hiszen kiszáradt löszös / homokos talaj nem állt kellően össze, így a tervezett rétegeket nehezebb volt tartani. Ez nyilván bizonyos, pontosan nem számszerűsíthető bizonytalanságot vitt az adott izotóp mélységi eloszlásába is. A szárazság a legnagyobb gondot az állati mintavételben jelentette, mert a kiszemelt csigát kizárólag az A1 állomás környezetében találtunk.

A réteges talajmintákat egy hengeres (ismert keresztmetszettel rendelkező), erre a célra kialakított eszközzel vettük, egy-egy helyen 3, egymástól 10-20 m-re fekvő pontból. Az alkalmazott technikát, ill. a keletkezett részminták gyűjtésének módját a 12.10.1. ábran bemutatott, a folyamatról készült pillanatfelvétel mutatja.

12.10.1. ábra Talajminta vétele a 20-25 cm-es szelvényből az A1 állomás környezetében.

A 3 db, 5-5 cm vastagságú szelvényt tartalmazó magminta egyesítés után bőven elegendő anyagot biztosított a gamma-spektrometriai méréshez, ill. a ^{90}Sr-izotóp kinyerését célzó radiokémiai feltáráshoz. Korábbi réteges talajminták vizsgálatának tapasztalatai alapján elegendő a 25 cm mélységig történő mintázás, ugyanis bolygatatlan talajon a teljes ^{137}Cs mennyiségének döntő hányada itt található. Az alkalmazott mintavételi technika nemcsak a légköri kihullásból származó izotóp mélységi eloszlásának a vizsgálatát teszi lehetővé, hanem a teljes (aktuális) kihullás meghatározását is. A mintavétel után a helyet GPS készülékkel rögzítettük (12.10.2. ábra).

12.10.2. ábra Mintavételi pont rögzítése kézi GPS készülékkel az A1 állomáson.

Az A1 mérőállomás közvetlen környezetében bőséggel akadt begyűjteni kívánt selyemkóró és csiga is. A várhatóan igen alacsony aktivitáskoncentrációk miatt a növényből >15 kg mintát vettünk, és a tömeget még a helyszínen meghatároztuk egy terepi használatra alkalmas 0.01 kg érzékenységű mérleggel. Az alábbi kép a selyemkóró és csiga gyűjtését dokumentálja (12.10.3. ábra).

12.10.3. ábra Selyemkóró (jobbra) és csiga (balra) gyűjtése az A1 mérőállomás mellett.

Az A1 körüli élőhely mezőgazdasági művelés alatt álló területet is magába foglal, ezért innen, a rendszeresen szántott talajból is vettünk mintát. Természetesen ez nem réteges volt, mivel a talajművelés évente homogenizálja a talaj ^{137}Cs- és ^{90}Sr-tartalmát. Amint azt a későbbi radioaktivitási mérések is mutatták, itt a talaj lényegesen kötöttebb volt, így a szárazság miatt egy kőkemény talajból kellett mintát venni, természetesen ismert mélységben és felülettel. A fentebb már bemutatott mintavevővel ebben a talajban (ráadásul a sűrű kukoricásban) sajnos csak 15 cm mélységig sikerült megmintázni a talajt. A kukoricás szélén dúsan burjánzott az aranyvessző, a ~10 kg anyag begyűjtése nem okozott gondot. Az élőhely ezen részletét (a mintát szedőkkel együtt) a 12.10.4. ábra szemlélteti.

12.10.4. ábra Aranyvessző szedése az erőmű ipari vágánya mentén.

A fenyő mintázására a 6. számú főút mentén elterülő erdőben, közvetlenül az erdőfolt É-i csücskében kerítettünk sort. Elsősorban a vékony, de élő és fejlett tűlevelekkel rendelkező, 3 évesnél idősebb ágakat vágtunk, itt is >10 kg mennyiségben. Ennek dokumentálására szolgál a 12.10.5. ábra, ahol a képen jól felismerhető a nagy fekete műanyag zsák, ami a begyűjtött minta ideiglenes tárolására szolgál.

12.10.5. ábra Fenyő mintázása az A1 mérőállomás körüli élőhelyen.

Az A6-os állomás környezetében talaj- és növényminták vételére került sor, sajnos ezen a helyen csiga gyakorlatilag csak elvétve, a vizsgálathoz elégtelen mennyiségben volt fellelhető. A 12.10.6. ábran az augusztusi, dúsan burjánzó vegetáció látható a már 60-70 cm magasra nőtt aranyvesszővel. Előtérben a folyamatban lévő talaj mintavétel is felismerhető, míg a háttérben (a kép jobb felső sarkában) a mintázásra kiszemelt fenyő látható.

12.10.6. ábra Mintavételi hely az A6-os mérőállomás környezetében.

A közvetlenül a föld felett levágott selyemkóróból és aranyvesszőből nem jelentett problémát a bő 10 kg-nyi mennyiségű minta begyűjtése. A viszonylag nyílt terület azonban úgy tűnik, nem kedvez a mohának, azt csak az erőmű D-i bekötő útjának az É-i oldalán található kiserdőben találtunk, itt is csak kis (0.15 kg) mennyiségben. A korhadóban lévő fán megtelepedett mohát a 12.10.7. ábra mutatja.

12.10.7. ábra Moha-telep egy kidőlt, korhadó fatörzsön az A6 állomás közelében.

Korábban, a12.3 fejezetben már említettük, hogy az A8 állomás körüli szárazföldi élőhely – az állomás szokatlan közvetlen környezete miatt – az attól D-re elterülő, főként mezőgazdasági művelés alatt álló területre is kiterjed. Ennek megfelelően a mintavételre részben az állomás körüli horgász-tavak kerítésén kívül került sor. Itt, a szárazság dacára – a frissen szántott gabonatábla területén – sikerült 30 cm mélységig megmintázni a talajt. Bolygatatlan terület ezen a környéken csak a földutak peremén található, amit viszont az itt zajló forgalom miatt erősen barázdált, zavart, így nem várható, hogy az innen származó talajminta hű képet adna a ^{137}Cs- és ^{90}Sr-izotópok mélységi eloszlásáról. Erre való tekintettel csak az átlagos aktivitáskoncentrációt és a teljes kihullást eredményül adó, fent említett egyetlen mintát vettük ezen a környéken. A mintavételi hely tágabb környezete a 12.10.8. ábran látható.

12.10.8. ábra Az A8 körüli élőhely látképe a talaj-mintavételi helyről.

A művelt terület és a horgász-tó között keskeny, sűrűn települt erdősáv húzódik, ezért a vizsgálatra kijelölt növényi fajokat részben az élőhely pereméről gyűjtöttük. Selyemkórót és aranyvesszőt a Kondor-tó DNy-i csücske közelében találtunk elegendő mennyiségben, míg mohát és fenyőt az A8 állomás közvetlen közelében a horgász-tó mellől gyűjtöttünk be. Ez utóbbiakra azonban már csak késő ősszel került sor, a vízi élőhelyek mintázásával egy időben. A halminták beszerzéséhez célszerűen a helyi halászati szövetkezet és a helybéli horgászok segítségét vettük igénybe. A minták közvetlenül a Melegvíz-csatorna torkolati helyéről, az uszódi Duna-szakaszról, valamint a Kondor-tóból származtak. Fajra nézve a halminta jászkeszeg volt, egy-egy helyről kb. 3-3 kg.

A kagyló és csiga mintákat a partközelben 30-140 cm mélységből gyűjtöttük, a Duna jobb partja mentén a Melegvíz-csatorna torkolata alatt 100-400 m közötti szakaszról, illetve a Duna bal partja mentén, közvetlenül a Melegvíz-csatornával szemben lévő szakaszról. A Kondor-tóból a nagy mesterséges halállomány és az őszi időszak miatt nem sikerült mintát venni. A kagylóminta mennyisége mintavételi pontonként legalább 8 kg volt. A gyűjtésre választott faj a folyami kagyló (*Unio Tumidus*) volt. Mivel a mintázás ideje igen közel esett a vegetációs időszak végéhez, továbbá a 2012-es év vízállás viszonyai is kedvezőtlenek voltak a fiallócsiga (*Viviparus Acerosus*) számára, ebből nem sikerült elegendő mintaanyagra szert tenni. Egyedül a Melegvíz-csatorna torkolata alatti szakaszról sikerült kb. 0.5 kg csigaházat összeszedni.

A Melegvíz-csatorna az igen nagy sebességgel mozgó víz, továbbá a műtárgy jelleg miatt csak gyér vízi növényzetnek ad otthont. A csatorna kövezett falának hézagaiban, repedéseiben tenyésző fű és egyéb gyomnövény vízbe lógó, ill. érő részein megtelepedett zöldalga volt az egyedüli mintázható faj. Ezen kívül vízi növényt a Melegvíz-csatorna torkolata alatti Duna időszakosan elárasztott mellékágából tudtunk gyűjteni, nevezetesen alga és hínár begyűjtése volt lehetséges. A Kondor-tóból elsősorban a nagy mesterséges halállomány miatt nem sikerült egyáltalán növényi mintát venni.

Iszapmintát öt helyszínen vettünk: a Melegvíz-csatorna középső szakaszáról, két, egymástól kb. 50 m távolságra lévő, a Melegvíz-csatorna torkolata alatti 100 m-en belül, a csatornával szemközti Duna partról, továbbá a Kondor-tóból. Minden helyszínen több párhuzamos mintavétel történt (3-4 furat). A mintavételt – a Melegvíz-csatorna kivételével – speciális iszapminta fúró segítségével végeztük, ami lehetővé tette réteges iszapminta utólagos előállítását a kinyert magmintából. A fúrásmagok hossza 20-35 cm volt. A helyszínen légmentesen lezárt mintákat a laboratóriumba szállítást követően hűvös helyen, magában a mintavevő csőben tároltuk a további feldolgozásig.

A szárazföldi nagyvad minta egy 2012-es születésű vaddisznó süldő volt, melyet helyi vadászok ejtettek el az A6-os és az A8-as állomások közötti területen. A vadkacsa mintákat szintén a helyi vadászok ejtették el. Ez utóbbiakat (a többi állatmintával egyetemben) a feldolgozásig mélyhűtött állapotban tároltuk a laboratóriumban.

Eredetileg ugyan nem terveztünk magának a víznek a mintázását, azonban az adatfeldolgozás közben egyértelművé vált, hogy erre a közegre a leghiányosabb az elérhető adatbázis. A Duna vizével kapcsolatban felmerült a lebegő anyagra vonatkozó információ igénye is, emiatt októbertől március közepéig összesen 8-8 alkalommal vettünk kb. 5-5 l vízmintát a Dunából és a Melegvíz-csatornából kifejezetten a földkérgi izotópok koncentrációjának meghatározása céljából.

A fent vázolt mintavételi kampányokkal sikerült elérni, hogy a tél beálltával gyakorlatilag közel 100%-ban begyűjtöttük a tervezett biológiai és talaj / iszap mintákat. Ezek előkészítése, feldolgozása ütemesen haladt, így a szükséges mérési adatokhoz még éppen a munka lezárása előtt hozzájutottunk. Az alábbiakban először élőhelyekre lebontva bemutatjuk a mintavételekről készült leltárt. A táblázatok első három oszlopában a fejléc „R", „R_id" és „sz" jelölése sorrendben a mintaraktár számát, a bevételezési lap sorszámát, ill. az adott lapon a tétel sorszámát jelöli. Ugyanitt a táblázat utolsó 6 oszlopa a mintavételi hely GPS koordinátája.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel ideje	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1736	1	csiga	K_CSIGA_A1	2012.08.23	0.5	46	35	27.45	18	51	11.41
II	1634	2	moha	A1_moha	2012.08.23	0.1	46	35	26.21	18	50	35.75
II	1691	4	selyemkóró	A1_SE	2012.08.23	15.79	46	35	27.45	18	51	11.41
II	1691	3	erdei fenyő	A1_F	2012.08.23	12,5	46	35	42.9	18	50	41.86
II	1691	2	aranyvessző	A1_AV	2012.08.23	10.5	46	35	31.15	18	51	13.95
II	1635	2	talaj	2 T 1/5	2012.08.23	0.29	46	35	26.59	18	51	12.34
II	1635	3	talaj	T 1/4	2012.08.23	085	46	35		18	51	
II	1635	4	talaj	T 1/3	2012.08.23	0.76	46	35		18	51	
II	1635	5	talaj	3T 1/5	2012.08.23	0.26	46	35	27.69	18	51	11.82
II	1635	6	talaj	T 1/2	2012.08.23	0.65	46	35		18	51	
II	1635	7	talaj	T 1/1	2012.08.23	0.39	46	35		18	51	
II	1635	1	talaj	1 T 1/5	2012.08.23	0.39	46	35	26.79	18	51	11.77
II	1635	8	talaj	T2	2012.08.23	0.80	46	35	31.28	18	51	13.96

12.10.3-1. táblázat Mintavételek az A1-es állomás környezetéből.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel ideje	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1634	1	moha	A6_moha	2012.08.23	0.15	46	34	19.33	18	50	20.22
II	1691	5	erdei fenyő	A6_F	2012.08.23	12.5	46	34	19.33	18	50	20.22
II	1691	1	aranyvessző	A6_AV	2012.08.23	10.74	46	34	19.33	18	50	20.22
II	1691	6	selyemkóró	A6_SE	2012.08.23	11.6	46	34	19.33	18	50	20.22
II	1635	9	talaj	T 3/1	2012.08.23	0.37	46	34	20.66	18	50	19.79
II	1635	14	talaj	T 3/4	2012.08.23	0.98	46	34		18	50	
II	1635	13	talaj	T 3/5	2012.08.23	1.0	46	34		18	50	
II	1635	11	talaj	T 3/2	2012.08.23	0.72	46	34	19.3	18	50	20.17
II	1635	12	talaj	T 3/3	2012.08.23	0.79	46	34	19.33	18	50	20.22

12.10.3-2. táblázat Mintavételek az A6-os állomás környezetéből.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel dátuma	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1712	2	erdei fenyő	A8_F_2	2012.11.09	9.2	46	34	18.39	18	51	55.22
II	1711	2	moha	Moha_A8	2012.11.09	0.34	46	34	21.7	18	52	8.51
II	1691	8	selyemkóró	KON_SE	2012.08.23	10.6	46	33	56.13	18	52	6.92
II	1635	10	talaj	T4	2012.08.23	1.36	46	33	56.27	18	52	7.67
II	1711	3	moha	Moha_a9	2012.11.09	1.47	46	33	58.84	18	51	5.5
II	1691	7	aranyvessző	KKÁT_AV	2012.08.23	14	46	34	6.08	18	51	12.04

12.10.3-3. táblázat Mintavételek az A8-as állomás környezetéből.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel ideje	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1674	2	alga	D_MVCS_A_ZA	2012.10.10	8	46	34	25.01	18	52	45.19
II	1672	1	hal	MVCS_A_JK	2012.10.10	3						
II	1680	1	hínár	D_MVCS_A_HI	2012.10.10	2.53	46	34	25.01	18	52	45.19
II	1735	2	iszap	PDISZØ2	2012.10.09	2	46	34	45.23	18	52	28.10
II	1735	1	iszap	PDISZØ1	2012.10.09	2	46	34	52.86	18	52	29.16
II	1671	1	kagyló	D_MVCS_A_UT	2012.10.09	8	46	34	44.99	18	52	39.95
II	1673	3	víz	D_MVCS_A_V	2012.10.09	5	46	34	44.99	18	52	39.95
II	1681	1	vízi csiga	MVCS_VA	2012.10.09	0.5	46	34	55.4	18	52	26.23

12.10.3-4. táblázat Mintavételek az V2-es Melegvíz-csatorna alatti Duna szakaszról.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel ideje	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1672	3	hal	Duna_H_Uszod	2012.09.25	3						
II	1735	3	iszap	PDISZØ3	2012.10.10	2	46	35	8.40	18	52	44.70
II	1671	2	kagyló	D_BAL_P_UT	2012.10.10	10	46	35	9.03	18	52	43.16

12.10.3-5. táblázat Mintavételek az V2-es Melegvíz-csatorna torkolatával szemközti Duna szakaszról.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel ideje	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1674	1	alga	MVCS_ZA	2012.10.10	8	46	34	45.64	18	51	56.88
II	1675	1	iszap	MVCS_ISZ	2012.10.10	1.2	46	34	45.64	18	51	56.88
II	1711	1	moha	Moha_MVCs	2012.11.09	2.2	46	34	46.63	18	51	56.3
II	1673	4	víz	MVCs_V	10.09-03.10	28	46	34	45.64	18	51	56.88

12.10.3-6. táblázat Mintavételek az V2-es meleg víz csatornából.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel ideje	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1672	2	hal	KONDOR TÓ_H	2012.09.25	3						
II	1735	4	iszap	PKISZØ4	2012.10.10	2	46	34	23.88	18	51	52.5

12.10.3-7. táblázat Mintavételek az Kondor-tóból.

R	R_id	sz	mintatípus	mintanév	mintavétel ideje	mennyiség (kg)	É°	É'	É"	K°	K'	K"
II	1714	1	vaddisznó	PA_VAD	2012.11.03	10						
II	1713	1	vadkacsa	PA_KACS	2012.11.03	3.9						

12.10.3-8. táblázat Mintavételek az A6-A8 közötti területről.

A minták feldolgozása és mérése

A talajmintákat 80°C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd 2 mm-es lyukméretű szitán szitáltuk, eltávolítva a nagyobb növényi-, kőzet- és egyéb maradványokat. Az így nyert anyagot közvetlenül felhasználtuk gamma-spektrometriai mérésre, míg a ^{90}Sr aktivitáskoncentrációjának meghatározásához el is hamvasztottuk a mintákat. Ez utóbbi folyamat egy lépcsőben 450°C-on 16 órán keresztül zajlott.

Az iszapmintákat előbb több rétegre bontottuk egyszerű szeleteléssel (0-3; 3-6,5; 6,5-10; 10-15; 15-20; 20-25; 25-30; és 30-35 cm) (12.10.9. ábra), majd az azonos mintavételi helyről származó megfelelő részmintákat egyesítettük. A mintákat ezután 80°C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd 1 mm-es lyukméretű szitán szitáltuk, eltávolítva a nagyobb növényi-, kőzet- és egyéb maradványokat. Az így nyert anyagot közvetlenül felhasználtuk gamma-spektrometriai mérésre, míg a ^{90}Sr-mérésekhez hamvasztottuk a mintákat. A hamvasztás egy lépcsőben 450°C-on 16 órán keresztül zajlott.

A nyers selyemkóró, aranyvessző és fenyő mintákat jól szellőző helyiségben műanyag fólián vékony rétegben kiterítve légszárazra, majd 105ºC-on tömegállandóságig szárítottuk. Ezt követően kalapácsos darálón daráltuk és homogenizáltuk.

A hínár, alga és moha minták nagy mennyiségben tartalmaztak talaj, ill. iszap eredetű szennyeződést, ezért ezeket a mintákat ultrahangos kádban desztillált vízzel több lépcsőben tisztítottuk meg az idegen anyagoktól. A megszárított mintákat ebben az esetben is daráltuk, hogy homogén és kis térfogatú mintát nyerjünk.

12.10.9. ábra Iszapminta előkészítése rétegekre bontásra.

A homogenizált és darált száraz növényi minták egy kisebb részletét trícium és ^{14}C mérésre használtuk fel, míg a többit gamma- és ^{90}Sr-mérésre készítettük elő. Ez az anyag nagy térfogatú izzítókemencében történő elhamvasztását jelentette első lépésként. Alkalmanként közel 3 kg minta elhamvasztására volt lehetőség (azokban az esetekben, amikor elegendő mennyiségű minta állt rendelkezésre). A bemért minták tömegét hamvasztás előtt megmértük. A hamvasztást több lépcsőben végeztük. Az első lépcsőben a kemence hőmérséklete 4 órán keresztül kevés levegő utánpótlás mellett 220°C volt. Ebben a fázisban a minta szerves anyag tartalmának jelentős része elizzott. Ezt kövezően nagyobb levegő utánpótlás mellett egy 2 órás 350°C-os majd egy 16 órás 450°C-os izzítási szakasz következett. A kemence kihűlését követően a hamu tömegét visszamértük, hogy a hamu / száraztömeg arányt meghatározhassuk. A hamut egy 70 tonna nyomóerejű prés segítségével tömörítettük a gamma-spektrometriai méréshez optimális geometriát biztosító pasztillázó segítségével. Egy ilyen elkészült mintát szemléltet a 12.10.10. ábra. A hamu egy másik részletét ^{90}Sr-mérésre használtuk fel.

12.10.10. ábra Pontos geometriájú korong-minta növényi hamuból előállítva.

Az állati eredetű mintákat a feldolgozásig -20°C-on fagyasztva tároltuk. A kagylót félig fagyott állapotukban bontottuk fel és a lágy szerveket elválasztottuk a héjtól. Mindkét részlet tömegét megmértük, majd a minták egy részét szárítószekrényben 70°C-on tömegállandóságig szárítottuk. A belső szervek egy másik részletét a szövetközi szabad víztartalom kinyerése érdekében vákuumdesztillálásos eljárással dolgoztuk fel. Minden esetben kb. 1kg minta feldolgozása történt. A mintát fűtőlap segítségével 90ºC-ra melegítettük. A vákuumszivattyúval elszívott vízpárát egy -60 °C hőmérsékletű kifagyasztó csapda segítségével fogtuk fel. Az exikátorban visszamaradó száraz szerves anyagot és az elválasztott vizet a trícium koncentráció meghatározásához használtuk fel.

A hal, kacsa és vaddisznó mintákat ugyancsak félig fagyott állapotban feldaraboltuk és húsdaráló segítségével homogenizáltuk. A minták további feldolgozása a kagyló mintáknál leírt módon történt. A keletkezett vizet trícium, míg a szárazanyag egy részletét trícium és ^{14}C mérésre használtuk. Másik részletét a növénymintáknál már leírt módon hamvasztottuk. Ezt követően az anyagot pasztilláztuk a gamma-méréshez, egy részletüket pedig ^{90}Sr méréshez használtuk fel.

A vízmintákat minimum 1 hétig ülepítettük, majd ezt követően 0.15 µm pórusméretű membránszűrőn szűrtük, hogy a lehető legjobban eltávolítsuk a lebegő anyagot. Az így tisztított vizet ezt követően bepároltuk. A bepárlási maradékot gamma-méréshez használtuk fel.

Az elhamvasztott mintákat salétromsavval oldjuk fel. A minta oldását követően a mintához inaktív Sr-hordozót és ^{85}Sr spike-ot adunk. Ezzel egy időben egy üres küvettába azonos mennyiségű ^{85}Sr spike-ot adunk. A minta stroncium tartalmát kálcium-oxaláttal koncentráljuk, majd koronaéterrel (Sr-Spec®), extrakciós kromatográfiával választjuk el. Az előállt mintát 10 ml Insta-Gel Plus szcintillációs koktéllal összekeverjük. Az elválasztott stronciumból készített preparátum béta-sugárzását folyadék szcintillációs technikával detektáljuk. A mérést Canberra Packard gyártmányú 3170 TR/SL és 3180 TR/SL típusszámú ultra alacsony hátterű készülékkel (LSC) végeztük, mely alkalmas alacsony aktivitású bétasugárzó izotópok mérésére. A kémiai kitermelést a ^{85}Sr-izotóp méréséből határozzuk meg relatív módszerrel.

Amennyiben a kémiai előkészítés megfelelő volt, úgy a minta mért béta-spektruma a ^{85}Sr hordozó és a mérni kívánt ^{90}Sr, valamint a vele bomlási egyensúlyban lévő leányeleme, a ^{90}Y béta-spektrumainak összegspektrumaként áll elő. Az eredmény számítási módszerének alapja, hogy bármely fenti izotópra teljesül, hogy a spektrumának két tetszőlegesen kiválasztott tartományára a hozamok aránya az adott műszer adott beállításai esetén állandó, a kérdéses izotópra jellemző érték. (A számítások egyensúlyi ^{90}Sr - ^{90}Y állapotra vonatkoznak, vagyis a stroncium kémiai elválasztását követően a mintákat közel 2 hétig állni hagytuk a mérés megkezdése előtt, hogy a bomlási egyensúly beálljon).

A trícium aktivitáskoncentrációjának meghatározását az ún. T/^{3}He módszerrel végeztük. Ez a módszer alkalmas igazán környezeti minták trícium koncentrációjának meghatározására. A mérés lényege, hogy a tríciumból $^-\beta$-bomlással keletkező ^{3}He mennyiségét mérjük tömegspektrométerrel, nem pedig az elterjedtebb LSC technika során alkalmazott bomlásszámlálást végezzük. A T/^{3}He módszer legnagyobb előnye az alacsony kimutatási határ, amely víz esetén 15-20 mTU, szemben a bomlás-számlálás 9-16 TU értékével (1TU = 0,118 Bq/l). Nem elhanyagolható a két technika mérési hibája közötti különbség sem. A környezeti mintáknál, T/^{3}He esetén a hiba 0.05-0.5 TU, míg a másiknál 6-7 TU.

A vízmintákat desztillálás után légmentesen zárható fémlombikba töltöttük, majd kigázosító berendezés segítségével elszívtuk az oldott gázokat, köztük a héliumot is. A kigázosítást követően a lombikokat lezártuk, majd hosszabb ideig tároltuk. A tárolási idő alatt a minta vízéből a méréshez elegendő mennyiségű ^{3}He keletkezett. A vákuumdesztillálással elválasztott szövetközti szabad vizet a közönséges vízmintákhoz hasonló módon gázosítottuk ki. Ez két egymást követő napon történt, két ciklusban, másfél-másfél órán keresztül. A vákuumdesztillálással szárított szerves anyagok (aranyvessző, selyemkóró, fenyő, hal, kagyló, csiga) kigázosítása egy ciklusban, 48 órán át zajlott.

A minta trícium-tartalmából keletkezett ^{3}He mennyiségét statikus üzemmódban működő nemesgázmérő tömegspektrométerrel (VG5400) mértük meg. A ^{3}He mennyiségéből, a pihentetési idő figyelembevételével, a bomlástörvény alapján kiszámítjuk a kiindulási trícium aktivitáskoncentrációját.

A ^{14}C mérése gyorsítós tömegspektrométeres (AMS) módszerrel történt. A száraz növényi és állati mintákból 5-10 mg-ot használtunk fel egy-egy mérésre. A mintákat egyik végükön zárt kvarccsőbe mértük be, majd a várható szén mennyiségének figyelembevételével megfelelő mennyiségű CuO-ot adtunk a mintához. Az így előállt mintát csatlakoztattuk az égető-feltáró rendszerhez. A kvarccsőben lévő levegőt vákuumszivattyú segítségével elszívtuk, majd a mintát 1000 °C fölötti hőmérsékleten elégettük. A keletkezett CO_2-ot kriotechnikai úton megtisztítottuk az egyéb zavaró gázoktól (NO_x, SO_2, H_2O). A tiszta CO_2-ot zárt csöves módszerrel grafitizáltuk. Ennek lényege, hogy a CO_2 reduktív közegben cink és vaskatalizátor jelenlétében elemi szénné redukálódik, amely a vas felületén grafit formájában kiválik. A keletkezett grafit céltárgyba való préselést követően felhasználható AMS ^{14}C mérésre. A tömegspektrométeres mérés során a minta ^{14}C tartalmát pMC-ben adjuk meg, amely kifejezi, hogy a minta aktivitása hány százaléka a modernként definiált referencia értéknek. A grafit minta pMC-ben megadott ^{14}C aktivitása átszámolható Bq/g értékre a következő képlet alapján: 100 pMC = 0.226Bq/g szén. Az égetésre bemért száraz minta szén-tartalmát a feltáráskor keletkező CO_2 mennyisége és irodalmi adatok figyelembevételével határoztuk meg.

Mérési eredmények

Az alábbiakban élőhely szerint csoportosítva táblázatokba szedve foglaljuk össze a projekt keretében gyűjtött mintákra mért aktivitáskoncentrációkat. A 12.10.3-9. táblázat az A1 állomás szomszédságában vett réteges talajminta mérési eredményeit, továbbá az ettől kb. 1 km-re, a kukoricás talajának aktivitáskoncentráció adatait foglalja össze a vizsgált izotópra.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{száraz}$											
	T1/1 (0-5 cm)		T1/2 (5-10 cm)		T1/3 (10-15 cm)		T1/4 (15-20 cm)		T1/5 $_{átlag}$ (20-25 cm)		T2 (0-15 cm)	
^{40}K	298	6	321	7	317	7	298	6	304	15	411	8
^{60}Co	<0.2		<0.2		<0.2		<0.2		<0.2		<0.3	
^{90}Sr	0.81	0.16	0.43	0.11	0.39	0.10	0.36	0.11	0.49	0.07	1.14	0.13
^{137}Cs	19.3	0.4	10.4	0.4	8.39	0.34	6.87	0.12	4.35	0.41	5.14	0.32
^{210}Pb	43.5	4.3	17.7	10.5	<9.9		12.7	3.1	12.4	1.2	24.2	10.4
^{226}Ra	17.7	6.4	18.8	1.8	15.3	1.8	14.4	2.1	13.6	1.0	24.9	1.9
^{232}Th	11.1	0.2	12.7	0.3	11.5	0.3	9.37	0.13	10.5	1.5	20.3	0.3
^{235}U	0.48	0.10	0.33	0.07	0.37	0.08	0.19	0.10	0.49	0.05	0.94	0.03
^{238}U	10.5	2.3	7.18	1.57	8.08	1.65	4.06	2.11	10.6	1.1	20.4	0.7

12.10.3-9. táblázat A1 körüli élőhely, réteges talajminta (T1) és átlag talajminta (T2) radionuklid koncentrációi.

A globális kihullásból származó maradék ^{137}Cs és ^{90}Sr mélységi eloszlása az adatok szerint merőben különböző. Amíg az előző egy monoton csökkenő tendenciát mutat, addig a ^{90}Sr a legfelső rétegtől eltekintve gyakorlatilag állandó koncentrációt jelez. Ezen eredmények szerint tehát a ^{90}Sr-izotóp lényegesen gyengébben kötődik az itteni löszös talajhoz, mint a ^{137}Cs, így az elmúlt évtizedekben hullott csapadék az előbbit már közel egyenletesen elosztotta a talajban. Amint azt korábban már említettük, az alkalmazott mintavételi technika révén lehetőség van a teljes kihullásnak a táblázatban közölt aktivitáskoncentrációkból történő meghatározására is. Az A1 környezeti mérőállomás közvetlen környezetére a ^{137}Cs-izotóp esetén (4390 ± 66) Bq/m^2, a ^{90}Sr-ra (235 ± 24) Bq/m^2 adódott. Az előbbi lényegesen felül múlja a Paks környezetére becsülhető maradék bomba-cézium és a csernobili kihullás még el nem bomlott hányadának összegét. Az eltérés közel egy kettes faktort tesz ki! Talán magyarázatul az szolgálhat, hogy a környezeti mérőállomások 8-10 éve történt rekonstrukciója – az illetékesektől származó információ szerint – együtt járt a talaj részbeni cseréjével/áthalmozásával. Elképzelhető tehát, hogy itt, az A1 állomás közvetlen K-i szomszédságában jelenleg egy feltöltött terület van. Ezt a véleményt erősíti az is, hogy az aktivitáskoncentráció mélységbeli eloszlása meglehetősen „lapos”. Szokatlan módon még a 20-25 cm-es réteg is 4 Bq/kg ^{137}Cs-ot mutat, míg az A6-os állomás közelében ugyanebben a szelvényben csak ~1.5 Bq/kg a koncentráció (lásd alább!). A legfelső rétegre általunk e munka keretében mért 19.3 Bq/kg jól egyezik a Környezetellenőrzési Laboratóriumnak a legutóbbi 3 évben átlagosan kapott 15.7 Bq/kg értékével. Valószínű, hogy az A1 állomás ükser-adatainak elemzésekor tapasztalt, az A6-os állomáshoz képest időben lassúbb ^{137}Cs-szint csökkenés sem a talaj vízvezető képességének mássága (ahogyan azt korábban gondoltuk), hanem a fent feltételezett feltöltés miatt van.

A ^{90}Sr-izotópra kapott összes felületi aktivitáskoncentráció – a céziuméval ellentétben – a várt ~900 Bq/m^2-nél lényegesen kisebb. Abból ítélve, hogy a stroncium szinte minden rétegben azonos aktivitáskoncentrációban van jelen, nagy biztonsággal nevezhető meg az észlelt hiány legalábbis részbeni oka: a ^{90}Sr-izotóp az elmúlt közel 50 év alatt a csapadékok által megengedett legnagyobb mélységbe is lejutott.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nedves}$									
	kórócsiga		moha		aranyvessző		selyemkóró		erdei fenyő	
^{3}H	-		-		1.34	0.06	2.42	0.10	1.68	0.07
^{7}Be	19.3	2.1	640	28	43.9	1.8	19.5	1.1	27.7	1.1
^{14}C	-		30.9	3.1	54.2	5.4	39.8	4.0	53.6	5.4
^{22}Na	0.29	0.04	<0.82		<0.02		<0.01		<0.01	
^{40}K	47.3	1.2	80.2	5.7	214	7	165	6	51.4	0.9
^{60}Co	<0.11		<0.73		0.021	0.009	<0.01		0.005	0.002
^{90}Sr	16.0	1.7	1.92	0.50	0.40	0.04	0.56	0.02	0.37	0.10
^{137}Cs	<0.09		0.55	0.19	0.063	0.002	0.017	0.005	0.053	0.005
^{210}Pb	25.0	1.7	95.4	3.2	4.88	1.77	2.21	1.10	10.8	1.7
^{226}Ra	3.22	0.61	9.35	1.98	0.18	0.05	0.095	0.014	0.15	0.05
^{228}Ra	2.19	0.07	<1.66		0.085	0.006	0.076	0.003	0.10	0.01
^{228}Th	0.74	0.05	2.08	0.29	0.047	0.005	0.046	0.003	0.090	0.004
^{235}U	0.016	0.010	<0.58		<0.01		<0.01		$5.2\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-4}$
^{238}U	0.35	0.21	<2.97		<0.13		<0.08		0.11	0.01

12.10.3-10. táblázat Növényminták radionuklid koncentrációi az A1 körüli élőhelyen.

A bióta vizsgált fajaira kapott eredmények (12.10.3-10. táblázat) arról tanúskodnak, hogy a kellően nagy mintamennyiség meghozta gyümölcsét: a biológus szakértők által kijelölt fontosabb fajok esetében ~10 izotópra is sikerült használható adatokat kapni. A sugárterhelés becslésében kiváltképp a rádium-, urán- és ^{210}Pb-izotópok mért értékei lesznek hasznosak. Itt érdekességként meg kell jegyezni a ^{60}Co-izotóp detektálását az erdei fenyőben. Az ERŐTERV 2002/03-as vizsgálatában erre már volt nem egy példa. Az egyedüliként itt mintázott kórócsiga kimagaslóan nagy ^{90}Sr aktivitáskoncentrációja is említésre méltó.

A 12.10.3-11. táblázat az A6-os állomás környezetéből származó réteges talajminta mérési eredményeit foglalja össze. Látható, hogy a ^{137}Cs-izotóp a mélységgel itt is monoton csökkenő aktivitáskoncentrációt mutat. A legfelső réteg azonban csak ~10 Bq/kg körüli, a felületi aktivitásra pedig (2000 ± 55) Bq/m^2 számítható az adatokból. Ez

viszonylag jó egyezést mutat az ismert kihullási adatokból a jelen időre becsült ~2.5 kBq/m^2 értékkel, különösen, ha még figyelembe vesszük, hogy a 25 cm alatti tartományban is nyilván van még valamennyi ^{137}Cs. A ^{90}Sr-ra ugyanakkor az A1 állomásnál kapotthoz közeli, (260 ± 31) Bq/m^2 adódott, a mélységi eloszlás itt is teljesen kiegyenlített. A magyarázat nyilván az A1 állomáson vett mintára adott lehet.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{száraz}$									
	T3/1 (0-5 cm)		T3/2 (5-10 cm)		T3/3 (10-15 cm)		T3/4 (15-20 cm)		T3/5 (20-25 cm)	
^{40}K	279	6	281	7	280	6	276	6	281	5
^{60}Co	<0.2		<0.2		<0.2		<0.2		<0.2	
^{90}Sr	0.62	0.11	0.78	0.11	0.27	0.12	0.55	0.13	0.33	0.13
^{137}Cs	10.7	0.1	5.96	0.33	3.09	0.25	1.99	0.06	1.39	0.15
^{210}Pb	24.3	3.4	12.8	9.3	15.9	9.4	<9.48		<6.68	
^{226}Ra	15.7	2.5	13.9	1.7	13.5	1.5	12.3	4.4	13.2	1.1
^{232}Th	11.4	0.3	10.2	0.3	10.2	0.2	10.4	0.2	10.2	0.1
^{235}U	0.41	0.13	0.30	0.06	0.39	0.05	0.59	0.09	0.41	0.03
^{238}U	8.96	2.81	6.60	1.24	8.46	0.97	12.8	1.9	8.84	0.70

12.10.3-11. táblázat A6 körüli élőhely, réteges talajminta radionuklid koncentrációi.

Az itt gyűjtött és mért növényekre vonatkozó eredményeket a 12.10.3-12. táblázatba foglaltuk össze. Sajnos az innen származó moha minta mennyiségre nézve nem volt elegendő, ezért sok izotópra csak a *kh*-t volt módunk megadni. A többi növény esetében gyakorlatilag az uránt leszámítva az összes izotópra sikerült értékelhető eredményt kapni.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nedves}$							
	moha		aranyvessző		selyemkóró		erdei fenyő	
^{3}H	-		1.34	0.06	2.07	0.10	1.34	0.06
^{7}Be	748	53	5.59	0.18	14.2	0.7	3.60	0.13
^{14}C	44.5	4.5	57.6	5.8	38.3	3.8	56.8	5.7
^{22}Na	<1.89		<0.02		<0.01		<0.02	
^{40}K	105	12	198	3	85.4	1.3	71.8	1.3
^{60}Co	<1.67		<0.02		<0.01		0.019	0.002
^{90}Sr	<0.45		0.74	0.04	0.56	0.05	0.34	0.02
^{137}Cs	<1.5		0.098	0.009	0.023	0.004	0.059	0.002
^{210}Pb	426	16	6.22	1.55	1.78	0.51	10.2	1.7
^{226}Ra	<16.5		0.13	0.03	0.072	0.012	0.11	0.07
^{228}Ra	<4.9		0.084	0.005	0.047	0.003	0.083	0.007
^{228}Th	<3.1		0.037	0.004	0.027	0.001	0.082	0.004
^{235}U	<1.1		<0.01		<0.01		<0.01	
^{238}U	<3.8		<0.13		<0.07		<0.09	

12.10.3-12. táblázat Növényminták radionuklid koncentrációi az A6 körüli élőhelyen.

Az A8 állomás környezetéből származó T4 jelű átlag-talaj minta (12.10.3-13. táblázat) a 30 cm-es mélységig összegezve (1600 ± 200) Bq/m^2-t ad meg maradék kihullásnak, ami cca. 40%-kal marad el a már fentebb említett 2.5 kBq/m^2 várható értéktől. Ugyanitt, a ^{90}Sr aktivitáskoncentrációja messze a legnagyobb az elemzett 4 helyszínre kapott adatok közül, a jelenlegi felületi aktivitáskoncentrációra (2230 ± 200) Bq/m^2 számítható. Ez az érték kb. duplája a vártnak, ezért az eltérés okának kiderítése mindenképpen indokolt.

izotóp	AK Bq/kg$_{száraz}$		aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nedves}$									
	T4		moha (A8)		moha (A9)		aranyvessző		selyemkóró		erdei fenyő	
^{3}H	-		-		-		1.57	0.07	1.62	0.09	1.61	0.06
^{7}Be	-		191	8	486	17	39.5	2.1	21.0	1.5	39.6	1.4
^{14}C	-		26.6	2.7	37.6	3.8	53.5	5.3	22.9	2.3	56.9	5.7
^{22}Na	-		<0.56		<0.28		<0.01		<0.02		<0.01	
^{40}K	541	8	41.2	3.9	47.4	7.4	213	8	180	7	63.6	1.1
^{60}Co	<0.3		<0.55		<0.28		<0.02		<0.02		<0.01	
^{90}Sr	4.00	0.35	0.84	0.24	0.72	0.18	0.32	0.04	0.17	0.02	<0.04	
^{137}Cs	2.88	0.08	8.08	0.32	1.39	0.17	0.023	0.009	0.012	0.002	0.038	0.005
^{210}Pb	20.6	9.3	51.6	1.7	392	12	6.70	2.03	2.32	1.36	11.5	1.8
^{226}Ra	50.3	7.9	12.1	2.3	9.72	2.12	0.20	0.05	0.23	0.03	0.25	0.14
^{228}Ra	27.8	0.3	2.96	0.40	4.21	0.74	0.11	0.01	0.17	0.01	0.087	0.006
^{228}Th			2.69	0.20	4.59	0.45	0.053	0.003	0.092	0.006	0.087	0.004
^{235}U	1.22	0.13	<0.32		0.051	0.014	<0.01		<0.01		<0.01	
^{238}U	24.9	2.6	<2.06		1.11	0.31	<0.14		<0.16		<0.04	

12.10.3-13. táblázat A8 körüli élőhely mérési eredményei.

A talajminták mesterséges eredetű kontaminációjára nyert adatokat összegezve fő tapasztalatként a sok ellentmondás említendő meg. A ^{90}Sr/^{137}Cs arány a teljes jelenlegi maradék kihullásra sehol sem a várt ~0.35 körüli érték. A 4 esetből háromszor csak a fele / harmada adódott eredményül, míg az itt utoljára tárgyalt mintánál egy gyakorlatilag hihetetlennek tűnő, 1.4-es értéket mutat. E tapasztalat okát kutatva egyedüli elfogadható magyarázatként a talajon kötött stroncium kémiai úton való kinyerésének nehézségei említhető fel. A földkérgi izotópokra kapott aktivitáskoncentrációkat elemezve egyébként jól kivehető az egyes helyszínek talajának különbözőségei, ami, pl. ezek agyagásvány tartalmában is megjelenhet. Ez eredményezheti azt, hogy egy meghonosodott, beváltnak tűnő analitikai protokoll egyes esetekben rosszul „teljesít". A gond ott van, hogy a teljesítés ellenőrzésére nem alakult még ki rendszeresen alkalmazott, a szakma által elfogadott és következetesen használt metódus. Az itt tárgyalt izotópok egyértelműen a nukleáris technikához kötődő, az esetleges környezeti hatások szempontjából kulcsfontosságúnak tartott izotópok. Ennél fogva különösen a primer befogadónak tekinthető talajra nézve, az alkalmazott analitikai eljárásnak megkérdőjelezhetetlenül egyértelműnek kellene lenni. A most szerzett tapasztalatok, továbbá a korábbi fejezetben bemutatott adat-elemzések ezzel ellentétes helyzetet mutatnak.

Az A8-as állomás környékén gyűjtött növényi minták radioizotóp-adatai alapvetően az eddig tárgyalt helyszíneken mintázottakhoz hasonló értékeket mutatnak. A jelen munka szempontjából a lényeg, hogy itt is sikerült a sugárterhelés szempontjából fontos izotópokra helyi, aktuális adatokat nyerni, ami lényegesen növeli majd mind a természetes eredetű háttérsugárzás, mind az antropogén eredetűtől származóra most érvényesnek tekinthető alapszint meghatározásának megbízhatóságát.

Az A6 és A8 környezeti mérőállomások által határolt természeti környezetből a helyi vadászok segítségével sikerült begyűjteni a nagyobb termetű emlős, valamint a madár fajok mintáit. Ezek mérési eredményeit a 12.10.3-14. táblázat összegzi. A csillaggal megjelölt izotópok (trícium és ^{14}C) koncentrációja csak az állatok húsára, a többi esetében a teljes állatra (hús és csont) vonatkozik. Az eredmények közül külön említést érdemel a kozmikus eredetű ^{22}Na detektálása a (nagyobb termetű és jelentős mennyiségben növényi anyagot fogyasztó) vaddisznóban. Vélhetően ugyanezzel magyarázható az ebben az állatban mért és kiemelkedőnek mondható ^{90}Sr- és ^{210}Pb-koncentráció. Az utóbbi a növényekre kihulló radon leánytermékekből lassan felépülő első, hosszabb felezési idővel bíró bomlástermék. Ennek az állatban való megjelenése egyúttal a ^{210}Bi- és ^{210}Po-izotópok jelenlétére is utal, idősebb egyed esetén gyakorlatilag az ólom izotóp aktivitáskoncentrációjával megegyező koncentrációban.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nedves}$			
	vadkacsa		vaddisznó	
^{3}H*	0.78	0.04	0.92	0.04
^{7}Be	<0.3		<1.2	
^{14}C*	53.4	5.3	53.5	5.4
^{22}Na	<0.02		0.13	0.01
^{40}K	29.5	1.7	87.6	1.3
^{60}Co	<0.11		<0.04	
^{90}Sr	<0.10		3.39	0.85
^{137}Cs	<0.09		0.03	0.02
^{210}Pb	0.44	0.03	2.63	1.17
^{226}Ra	0.12	0.03	0.13	0.02
^{228}Ra	0.091	0.007	0.12	0.03
^{228}Th	0.072	0.004	0.094	0.019
^{235}U	<0.01		0.010	0.004
^{238}U	<0.03		0.21	0.09

12.10.3-14. táblázat A vadkacsára és vaddisznóra mért radionuklid koncentrációk összefoglalása.

A fentiekben 16 különböző, szárazföldi élőhelyekről gyűjtött, főként növényi fajokat reprezentáló biológiai minta mérési eredményeit mutattuk be, ill. kommentáltuk azokat. A következő táblázatok a vízi élőhelyekről gyűjtött minták izotópleltárát hivatottak bemutatni.

A legnagyobb várakozás itt is a primer befogadó anyagán (itt az iszap) végzett méréseket előzte meg. Ezt tükrözi az is, hogy, pl. a Duna Melegvíz-csatorna alatti szakaszán vett első ilyen mintát 8 rétegre bontottuk azért, hogy kellő felbontásban lehessen tanulmányozni a mesterséges radionuklidok mélységi eloszlását. A talajmintákhoz képest mélyebb iszapszelvény oka az, hogy a víz jelentős szilárd anyag szállító képessége, továbbá a Duna szintjének ciklikus változása különösen itt a jobb parton eredményezi az üledék lerakódását, a partszakasz feltöltődését. Ez hosszabb távon a korábban ott megkötődött anyagok eltemetődését eredményezi.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{száraz}$															
	Isz1/1 (0-3 cm)		Isz1/2 (3-6.5 cm)		Isz1/3 (6.5-10 cm)		Isz1/4 (10-15 cm)		Isz1/5 (15-20 cm)		Isz1/6 (20-25 cm)		Isz1/7 (25-30 cm)		Isz1/8 (30-35 cm)	
^{40}K	511	12	441	11	426	10	446	10	490	12	545	13	565	13	545	13
^{60}Co	<0.57		<0.57		<0.54		<0.56		<0.68		<0.71		<0.63		<0.72	
^{90}Sr	0.64	0.14	1.08	0.38	<0.08		0.56	0.19	0.52	0.19	1.78	0.20	0.88	0.23	1.75	0.33
^{137}Cs	21.4	0.6	10.3	0.4	9.38	0.29	17.2	0.5	193	3	738	11	36.6	0.8	6.42	0.31
^{210}Pb	77.1	6.2	55.6	4.7	45.9	3.8	41.9	3.7	57.5	5.1	68.9	6.0	78.1	6.3	79.0	5.7
^{226}Ra	45.2	5.1	35.8	4.2	34.6	3.7	40.7	4.1	51.3	5.8	63.8	7.3	72.0	6.0	73.2	6.3
^{232}Th	33.7	0.5	23.9	0.4	25.4	0.4	24.2	0.4	30.3	0.5	36.4	0.6	38.3	0.6	38.7	0.6
^{235}U	1.34	0.03	0.97	0.08	0.91	0.03	0.92	0.07	1.11	0.09	1.24	0.09	1.31	0.12	1.56	0.42
^{238}U	29.0	3.6	21.0	1.8	19.6	2.1	19.9	1.5	24.2	2.0	27.0	2.0	28.4	2.6	30.5	2.6

12.10.3-15. táblázat V2 torkolatától kb. 100 m-re vett réteges iszapminta radionuklid koncentrációja.

A 12.10.3-15. táblázatba a Melegvíz-csatorna torkolata alatt kb. 100-re vett iszapminta mérési eredményeit foglaltuk össze. A számok egyértelműen az üledék rétegzettségét mutatják. A legfelső réteghez képest a következő 3 egy földkérgi izotópokban szegényebb üledéket mutat, amit ezután egy átmenetinek nevezhető, majd 3 kifejezetten rádiumos és ^{210}Pb-ban gazdag réteg követ. Ez utóbbiakban ugyanakkor az U- és Th-izotópok aktivitáskoncentrációja csak kevéssé múlja felül a legfelső rétegét. A kálium koncentrációja is ez utóbbiakhoz

hasonló trendet mutat. Az aktivitáskoncentrációk alapján történt besorolás jogosságát az egyes rétegekre meghatározott térfogattömegek is megerősítik. A földkérgi izotópokban szegényebb rétegekre ennek értéke ~1.3 g/cm^3 körül szóródik, míg a mélyebbekre csak ~1 g/cm^3. Ez értelmezhető úgy, hogy a 3-20 cm-es tartományban a finom homok frakció is jelen van, alatta azonban ez hiányzik, ott az agyag és szerves üledék a meghatározó.

A mesterséges izotópok közül a ^{60}Co egyik rétegben sem volt kimutatható. A ^{90}Sr itt is meglehetősen kiegyenlített koncentrációban van jelen, bár a ~7-10 cm közötti rétegben hiányzani látszik. 20 cm-től azonban váratlanul az addig átlagosan 0.5 Bq/kg-os szint a háromszorosára nő és a még mélyebb rétegekben sem csökken le számottevően. Összességében, a teljes vizsgált 35 cm iszaprétegben a ^{90}Sr felületi aktivitáskoncentrációja csak (333 ± 31) Bq/m^2-t tesz ki.

A legkiugróbb értékeket produkáló izotóp a ^{137}Cs. Az első 4 rétegben a talaj felső rétegére kapott koncentráció a jellemző, de 15 cm-től egy hirtelen, 1 nagyságrendes növekedés áll be, ami a következő rétegben 700 Bq/kg-ra nő. Az ezt követő 2 rétegben a lényegesen kisebb, és csökkenő tendenciát mutató adatok arra utalnak, hogy ebben a tartományban már a ^{137}Cs kicserélődésen keresztüli áthalmozódását tapasztaljuk. A bemutatott koncentráció profil indokolttá teszi, hogy erre az izotópra az egységnyi felületen megkötött aktivitást külön-külön vizsgáljuk a „normális" és a magas értéket mutató tartományokra. Ebben a bontásban tehát a felső 15 cm-nyi rétegben 2.8 kBq/m^2, az alatta lévő 20 cm-ben pedig kereken 50 kBq/m^2 ^{137}Cs található jelenleg. Valószínű, hogy a 10-15 cm-es tartományt már érintette a mélyebb rétegből lassan átrendeződő izotóp – erre utal a felsőbb szintekhez képest már megnövekedett koncentráció – ezért a fentebb közölt 2.8 kBq/m^2 érték nagyobb, mint ami egyébként lenne a valamikori szennyeződés nélkül.

Az itt tárgyalt Duna-szakaszról egy másik iszapminta is rendelkezésre áll, amit az előzőhöz képest ~50 m-rel a csatorna-torkolathoz közelebb vettünk. Itt sajnos az iszap olyan híg volt, hogy a mintavevővel csak 15 cm mélységig lehetett mintázni. Ennek mérési eredményeit a 12.10.3-16. táblázatba foglaltuk össze. A földkérgi izotópok adatai az előzőekben diszkutált minta 2.-4. számú rétegeivel egyezőnek tűnnek, a térfogattömegek jellemzően 1.6 g/cm^3-nek adódtak, vagyis egy homokosabb üledék a jellemző erre a szakaszra. Talán az épp itt nagy sebességgel érkező hűtővíz állandóan kimossa, elszállítja a finomabb szemcséket.

A ^{137}Cs-izotóp az előző minta megfelelő rétegeihez viszonyítva inkább alacsonyabb értékeket mutat, viszont a10-15 cm közötti tartományban már éppen az ISz1 minta megfelelő rétegének koncentrációját mutatja. Nem lehet kizárni, hogy az ez alatti tartományban itt is jelentkezik a szokatlanul nagy ^{137}Cs-szint. Ezen a mintavételi helyen a ^{90}Sr-izotóp nem volt kimutatható, ugyanakkor a legfelső rétegben megjelent a ^{60}Co-izotóp, ami nyilván erőművi eredetű. Mivel csak a legfelső 3 cm-ben volt mérhető, úgy gondoljuk, hogy ez egy viszonylag újabb keletű kibocsátásból származik.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{száraz}$							
	Isz2/1 (0-3 cm)		Isz2/2 (3-6.5 cm)		Isz2/3 (6.5-10 cm)		Isz2/4 (10-15.5 cm)	
^{40}K	386	10	354	9	384	8	404	8
^{60}Co	2.01	0.17	<0.49		<0.44		<0.42	
^{90}Sr	<0.16		<0.16		<0.15		<0.16	
^{137}Cs	10.7	0.4	5.53	0.24	6.42	0.22	18.7	0.4
^{210}Pb	49.0	4.3	36.3	3.2	39.2	3.3	40.8	3.3
^{226}Ra	41.2	4.9	36.4	3.6	35.9	3.3	36.2	4.1
^{232}Th	29.2	0.5	24.7	0.4	24.1	0.4	25.1	0.4
^{235}U	1.11	0.21	0.95	0.03	0.91	0.10	1.43	0.47
^{238}U	21.8	3.1	20.5	0.7	19.4	0.8	22.3	3.7

12.10.3-16. táblázat A V2 alatti Duna szakaszról szedett Isz2 jelű minta radionuklid koncentrációi.

Iszapminta vételére a Duna bal partja mentén is sor került, elsősorban ^{137}Cs- és ^{90}Sr-izotópok koncentrációjára az erőmű esetleges módosító hatásának kiküszöbölése céljából. E minta mérési adatait a 12.10.3-17. táblázatba foglaltuk. A cézium koncentrációja gyakorlatilag egyező az előző iszapminta első 3 rétegére kapottakkal. A 26 cm-nyi rétegben a felületi koncentráció 3.8 kBq/m^2. A bal part ^{90}Sr-ban határozottan szegényebb, 15 cm után már ki sem lehetett mutatni jelenlétét. A teljes iszaposzlopban 63 Bq/m^2 ^{90}Sr van jelenleg, ami a jobb part mentén (ugyanebben a rétegtartományban) mértnek kb. fele. Ez viszont azt jelenti, hogy az ott számított 333 Bq/m^2-ből kb. 200-250 Bq/m^2 akár erőművi eredetű is lehet.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{száraz}$											
	Isz3/1 (0-3 cm)		Isz3/2 (3-6.5 cm)		Isz3/3 (6.5-10 cm)		Isz3/4 (10-15 cm)		Isz3/5 (15-21 cm)		Isz3/6 (21-26 cm)	
^{40}K	436	11	380	10	394	9	403	8	380	8	391	8
^{60}Co	<0.65		<0.54		<0.44		<0.36		<0.34		<0.38	
^{90}Sr	0.66	0.16	0.34	0.26	<0.08		0.26	0.21	<0.16		<0.15	
^{137}Cs	9.72	0.36	8.45	0.32	8.59	0.28	8.57	0.23	11.8	0.3	9.86	0.26
^{210}Pb	41.6	3.8	38.1	3.4	35.2	3.1	37.0	3.0	33.5	2.8	32.1	2.7
^{226}Ra	37.7	4.2	32.8	4.1	31.4	3.3	28.9	3.2	29.4	3.0	31.9	2.9
^{232}Th	25.3	0.5	22.4	0.4	21.4	0.3	20.7	0.3	22.8	0.3	22.1	0.3
^{235}U	0.81	0.01	0.77	0.12	0.74	0.22	0.75	0.12	0.84	0.12	0.98	0.57
^{238}U	17.5	0.2	16.8	2.5	14.7	0.9	16.3	2.6	17.0	2.1	16.1	1.1

12.10.3-17. táblázat V2 torkolatával szemközti Duna szakasz, réteges iszapminta (Isz3).

A Dunából az őszi és téli időszakban vett közel 30 l víz aktivitás mérésének eredménye a vízi biológiai mintákra kapottakkal együtt a 12.10.3-18. táblázatban került kimutatásra. A vízre vonatkozó adatokból kiemelendő a ^{137}Cs-izotópé. A Környezetellenőrzési Laboratórium *kh* értékeihez képest kereken 1 nagyságrenddel kisebb *kh* egy ^{137}Cs-tól praktikusan mentes Duna vizet jelez. A rádiumra (^{226}Ra és ^{228}Ra) kapott eredmények teljesen összhangban vannak rendelkezésre álló, ill. beszerzett adatokból megállapított értékekkel. Új eredmény ugyanakkor az ^{238}U-ra kapott koncentráció-adat. Ez azt jelzi, hogy – a ^{40}K-ot nem számítva – ez az izotóp van a legnagyobb aktivitáskoncentrációban jelen a Duna vizében.

izotóp	AK, mBq/l		aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nedves}$							
	víz		zöldalga		hínár		kagyló		jászkeszeg	
^{3}H	-		1.18	0.06	-		4.47	0.13	24.88	0.61
^{7}Be	<1.1		2.63	0.42	32.0	1.3	<1.31		<0.88	
^{14}C	-		15.3	1.5	35.2	3.5	19.2	1.9	57.6	5.8
^{22}Na	<0.2		<0.07		<0.03		<0.02		<0.05	
^{40}K	75	24	65.0	1.9	111	7	3.11	0.21	109	2
^{60}Co	<1.6		<0.06		<0.02		<0.02		<0.04	
^{90}Sr	-		0.34	0.03	0.37	0.02	1.04	0.71	0.25	0.03
^{137}Cs	<0.2		0.47	0.02	0.46	0.01	0.10	0.01	0.19	0.01
^{210}Pb	<5.0		2.71	0.26	6.09	0.32	<2.99		0.54	0.08
^{226}Ra	5.7	2.6	30.2	1.9	1.71	0.21	1.93	0.39	0.31	0.10
^{228}Ra	1.7	0.1	17.8	0.2	1.13	0.04	1.31	0.03	0.24	0.02
^{228}Th	0.36	0.08	3.12	0.18	0.52	0.04	1.02	0.03	0.12	0.01
^{235}U	0.51	0.03	0.039	0.011	0.016	0.002	0.026	0.013	0.004	0.002
^{238}U	11.0	0.6	0.85	0.25	0.34	0.04	0.57	0.28	0.087	0.045

12.10.3-18. táblázat V2 alatti Duna-szakasz, víz és élőlények aktivitáskoncentrációi.

A táblázatban a vízi növényekre kapott eredmények azt mutatják, hogy az antropogén izotópok ugyanabban a koncentrációban vannak jelen a hínárban és zöldalgában is. Ez utóbbi viszont kiemelkedő halmozója a

rádiumnak, mert praktikusan az iszapban mutatott aktivitáskoncentrációban vannak jelen a növényben is. Ezzel szemben az urán az iszapra vonatkozó értéknek csak kb. a 2-3%-ában szerepel a zöldalga izotóp leltárában.

A kagyló meszet halmozó szervezet (a héja miatt), ezért a rádium mellett itt kiemelkedőnek vehető a ^{90}Sr koncentrációja is, még az üledékben mért aktivitáskoncentrációt is felülmúlja. A közvetlenül a V2 torkolatánál fogott jászkeszegben egyedül a trícium szintje érdemel említést, ami meglepően nagy. Mivel a V2 vizének trícium koncentrációját a HAKSER adatok alapján elemezve a Duna-vízhez képest jelentősnek ítélhető növekményt nem találtunk, a fenti eredmény igencsak meglepő. A kopoltyús légzés miatt ugyan elképzelhető, hogy előbb-utóbb az illető szervezetben az őt körülvevő víz T/H aránya áll be, de ehhez nyilván időre van szükség. így egy-egy rövid idejű trícium kibocsátás az éppen ott, a csatorna torkolatánál tartózkodó egyedekben a teljes test trícium szintjét csak kisebb mértékben növelheti meg. A torkolat langyos vize bizonyára kedvező sok szervezet számára, így jó táplálkozási hely lehet növényi szervezeteket, planktonokat fogyasztó más vízi élőlényeknek is. Ez azt is jelenti, hogy az adott helyen relatíve nagy lehet a tartózkodási hányad, így idő is van az izotópcserére. E kérdéskörrel kapcsolatban érdemes szemügyre venni a Duna bal partjáról származó hasonló fajok 12.10.3-19. táblázatban megadott ugyanezen izotópra vonatkozó mérési eredményeit.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nedves}$			
	kagyló		jászkeszeg	
^{3}H	2.40	0.07	1.36	0.04
^{7}Be	1.22	1.19	<0.81	
^{14}C	17.0	1.7	60.4	6.0
^{22}Na	<0.01		<0.03	
^{40}K	4.06	0.20	82.1	1.5
^{60}Co	<0.02		<0.02	
^{90}Sr	1.30	0.41	0.34	0.08
^{137}Cs	0.089	0.012	0.099	0.005
^{210}Pb	<2.57		<0.55	
^{226}Ra	1.83	0.11	0.39	0.04
^{228}Ra	1.24	0.02	0.14	0.01
^{228}Th	0.80	0.04	0.108	0.001
^{235}U	<0.02		<0.02	
^{238}U	<0.35		<0.14	

12.10.3-19. táblázat V2 torkolatával szemközti Duna szakaszon mintázott fajok mérési eredményei.

Az itt kifogott jászkeszeg trícium szintje teljesen „normális". A kagyló is csak kevéssel 2 Bq/kg feletti tríciumot tartalmaz. Ennek alapján viszont felvethető, hogy a V2 alatt gyűjtött kagylók T-koncentrációja is magasabb a természetes szintnél, mintegy kétszerese annak. Úgy tűnik tehát, hogy a Dunába történő kibocsátás helye körül (a vizsgált pár száz méteres szakasz) az erőművi trícium megjelenése az élővilág egyes fajainál is észlelhető, kimutatható.

A Melegvíz-csatorna vizére kapott izotópkoncentráció adatokat elemezve megállapítható, hogy a 8 db, időben is elkülönülő mintavételből összegyűjtött vízre gyakorlatilag a Duna vizével megegyező adatokat kaptunk. Emlékezetes, hogy itt elsősorban a földkérgi izotópok aktivitáskoncentrációja volt a számunkra érdekes. Az innen szedett iszap a 12.10.3-15. táblázatban bemutatott réteges minta alsó, agyagosnak minősített szelvényeinél mért aktivitáskoncentrációkat mutatja, az ^{210}Pb- és ^{226}Ra- izotópok itt is lényegesen nagyobb koncentrációban vannak jelen, mint az urán. A mesterséges eredetű ^{90}Sr-izotópra most kifejezetten magasabb érték adódott, mint amit az ÜKSER ide vonatkozó adatsorában láttunk. Érdekes ugyanakkor, hogy a ^{137}Cs nem volt kimutatható a vízben, jóllehet az ide vonatkozó HAKSER adatok (lásd 12.8.4-4. táblázatot!) alapján erre ~1 mBq/l aktivitáskoncentrációt vártunk.

izotóp	AK, mBq/l		AK, Bq/kg$_{száraz}$		aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nedves}$			
	víz		iszap		zöldalga		moha	
^{3}H	-		-		-		-	
^{7}Be	<1.1		37.8	0.9	18.8	1.2	127	5
^{14}C	-		-		19.0	1.9	26.1	2.6
^{22}Na	<0.2		<0.12		<0.09		<0.03	
^{40}K	79	25	640	7	109	3	18.2	1.8
^{60}Co	<1.6		<0.1		<0.07		<0.03	
^{90}Sr	-		2.21	0.21	0.59	0.04	1.17	0.06
^{137}Cs	<0.2		33.6	0.4	4.02	0.12	1.90	0.05
^{210}Pb	<5.0		64.3	22.2	14.1	1.2	165	9
^{226}Ra	8.8	3.8	55.8	4.7	10.1	0.8	2.13	0.44
^{228}Ra	1.8	0.1	41.3	0.3	6.72	0.07	0.97	0.06
^{228}Th	0.31	0.08			4.21	0.27	0.74	0.10
^{235}U	0.46	0.06	1.53	0.32	0.12	0.01	0.039	0.025
^{238}U	10.0	1.2	31.6	2.4	2.63	0.14	0.54	0.18

12.10.3-20. táblázat Melegvíz-csatornában mért víz, átlag iszapminta és élőlény aktivitáskoncentrációk.

A zöldalga a dunaihoz képest lényegesen szegényebb a rádium izotópokban, jóllehet ezek az értékek sem nevezhetők alacsonynak. Meglepően nagy viszont a ^{137}Cs aktivitáskoncentrációja, annak ellenére, hogy egyébként a V2 üledékében a ^{137}Cs aktivitáskoncentrációja alig különbözik attól, ami a Duna V2 alatti szakaszára jellemző. Lehet persze, hogy a most eltérésként értékelt két növény / iszap összehasonlítás nem tekinthető teljesen korrektnek, mert a dunai alga, ill. iszap nem teljesen azonos helyről származott. A zöldalga mintát a csak időszakosan vízzel elárasztott oldal-ágból gyűjtöttük (a Melegvíz-csatorna alatti szakaszon a jobb part mentén vízinövény előfordulás gyakorlatilag nem volt, amit egyébként a helybéli, az adott szakaszt kitűnően ismerő horgászok több alkalommal is megerősítettek). Nem lehet kizárni, hogy itt, a fő folyástól egy zátony szigettel elzárt részen az üledék akár lényegesen is szegényebb a mesterséges eredetű izotópokban. Egy itt végzett célzott mintavétel / mérés ezt könnyen eldönthetné.

A V2-ben vízinövényt a fent tárgyalt zöldalgán kívül nem találtunk, viszont annak oldalában, a beton térköveken sok moha telepedett meg. Az innen történt mintavételt az indokolta, hogy e növényke itteni élőhelye viszonylag mentes a talaj méréseket zavaró hatásától. Ez azzal kapcsolatos, hogy a környezetre itt a kiterjedt vízfelület a jellemző (halnevelő-tó, horgász tavak, ülepítő medencék, Duna, stb.), a szálló por mennyisége is vélhetően kisebb. Ennek folyományaként a radioaktivitás mérések előtti tisztítás könnyebb, és teljesebb lehet, tehát a kapott aktivitáskoncentrációk nagyobb biztonsággal magára a növényre, nem pedig a talaj eredetű szennyezés mértékére lesznek jellemzőek. Ez a várakozás nagyjából teljesülni is látszik, hiszen az innen begyűjtött mohára a 12.10.3-20. táblázatban közölt eredmények a más helyről származókkal összehasonlítva a legkisebbek.

A Kondor-tóból vett iszapmintát, ahogyan az látszik is a 12.10.3-21. táblázatból, 8 rétegre bontottuk, elsősorban az antropogén szennyezők mélységi eloszlásának pontosabb feltérképezése végett. A földkérgi izotópok a mélységgel nem mutatnak változást (eltekintve a legfelső réteg kissé alacsonyabb értékeitől, ami vélhetően a jelentősebb szerves eredetű anyag jelenléte miatt van), értékük leginkább az A8 állomás, ill. az attól D-re található terület talajára emlékeztet. A Duna üledéke lényegében elsősorban az uránéhoz képest magasabb tórium koncentrációjával tűnik ki az összes Paks környékén vizsgált talajokat is tekintetbe véve.

A ^{137}Cs-izotóp a legfelső rétegben csak nagyon kis koncentrációt mutat, majd egy nagyságrendnyi növekedés után fokozatosan csökken a mélységgel és csak kb. 27 cm-en éri el ismét az induló koncentrációt. A teljes szelvényre számítható felületi aktivitáskoncentráció (1160 ± 70) Bq/m^2, ami alig több mint a csernobili kihullás még megmaradt hányada. Úgy tűnik tehát, hogy a tó (vagy annak a mintavételi környéke) valamikor 1986 előtt ki volt kotorva, így a nukleáris fegyverkísérletekből származó ún. globális kihullás innen már hiányzik.

izotóp	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{száraz}$															
	IszK/1 (0-5 cm)		IszK/2 (5-10 cm)		IszK/3 (10-15 cm)		IszK/4 (15-20 cm)		IszK/5 (20-25 cm)		IszK/6 (25-28.5 cm)		IszK/7 (28.5-32 cm)		IszK/8 (32-35 cm)	
^{40}K	315	32	347	36	339	35	324	33	304	31	312	32	322	33	322	33
^{60}Co	<0.34		<0.54		<0.51		<0.41		<0.32		<0.36		<0.39		<0.41	
^{90}Sr	0.30	0.10	0.37	0.10	0.40	0.17	<0.12		<0.13		<0.15		<0.15		0.28	0.13
^{137}Cs	0.77	0.11	7.74	0.84	3.91	0.45	2.17	0.26	1.63	0.19	0.98	0.14	0.69	0.11	0.39	0.08
^{210}Pb	22.2	3.0	28.9	4.1	25.0	3.5	23.3	3.2	22.9	3.0	28.2	3.7	34.9	4.5	30.7	4.0
^{226}Ra	18.8	4.9	25.3	6.7	27.1	6.8	22.5	5.5	27.3	6.2	25.7	6.1	29.2	6.9	27.9	6.4
^{232}Th	12.8	1.3	17.6	1.8	17.5	1.8	14.9	1.5	14.1	1.4	17.0	1.7	18.4	1.9	17.1	1.7
^{235}U	0.80	0.10	1.08	0.11	0.82	0.16	0.91	0.11	0.90	0.06	1.07	0.19	1.09	0.11	1.03	0.32
^{238}U	17.4	2.2	23.5	2.3	17.9	3.4	16.8	1.9	19.2	1.2	22.0	1.3	22.5	2.5	18.9	2.0

12.10.3-21. táblázat A Kondor-tóból vett iszapminta radionuklid koncentrációi a mélység függvényében.

A ^{90}Sr gyakorlatilag homogénen van jelen az üledékben, ill. annak felső 15 cm-ében, aktivitáskoncentrációja durván tizede a céziumének. A teljes szelvényben 90 Bq/m^2-re tehető a mennyisége, ami a vártnak kb. a tizede. Ez is megerősíti a fentebb a kotrásra tett feltételezésünket. E fejezet utolsó adatsoraként a tóból fogott keszegre mért koncentrációkat mutatjuk be. Ezek gyakorlatilag a Dunából kifogottakéval egyeznek meg.

izotóp	AK Bq/kg$_{nedves}$ jászkeszeg	
^{3}H	2.24	0.07
^{7}Be	<0.69	
^{14}C	67.9	6.8
^{22}Na	<0.04	
^{40}K	93.9	1.8
^{60}Co	<0.03	
^{90}Sr	0.30	0.07
^{137}Cs	0.13	0.01
^{210}Pb	<0.21	
^{226}Ra	0.35	0.05
^{228}Ra	0.13	0.01
^{228}Th	0.12	0.01
^{235}U	<0.01	
^{238}U	<0.08	

12.10.3-22. táblázat Kondor-tóból származó halminta radionuklid leltára.

12.11 AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉNEK JELLEMZÉSE

12.11.1 A referencia élőlény koncepció bemutatása

12.11.1.1 A referencia szervezetek csoportosítása

A referencia élőlény csoportok definiálása megkönnyíti a származtatott transzfer értékek használatát a sugárterhelés becslésének segítésére létrehozott adatbázisok alapján. Korábban az IAEA TRS kézikönyv adatbázisa szolgált segítségül a transzfer paraméterek alkalmazásához humán sugárterhelés becslésére. Ennek továbbfejlesztett változata szolgál alapjául a radionuklidok élővilágba történő átvitelét számszerűsítő CR értékek csoportosítására az egyes referencia organizmusokra. Az adatbázison belül az egyes élőlény csoportok kiválasztása taxonómiai alapokon nyugszik, az organizmusok tágabb tartományát foglalja magába, hasonlóan az ERICA eszköztárban alkalmazott referencia élőlényekhez. Némelyik csoport alcsoportokra is fel van osztva a CR értékek pontosabb meghatározása érdekében, hiszen nyilvánvaló, hogy az olyan fontos paraméterek, mint pl. a táplálkozási szokások jelentősen befolyásolhatják a radionuklidok átvitelét a környezeti közegből (Wood et al., 2009). A TRS adatbázisban használt ökoszisztémák is hasonlóak az ERICA eszköztárban használtakhoz, azzal a különbséggel, hogy miután sok kémiai elem esetében a környezet sótartalma jelentősen befolyásolhatja a transzfer értékeket, kialakítottak egy harmadik típusú vízi ökoszisztémát, melybe a torkolatvidékekre jellemző élőlények csoportjait sorolták be.

Az ERICA eszköztár létrehozásakor alkalmazott megközelítés (Brown et al., 2008) is létrehozott egy referencia organizmus sorozatot, melyet úgy definiál, mint „olyan entitások sorozata, amely alapot nyújt a sugárzás dózisteljesítményének becslésére olyan szervezetek egy meghatározott csoportján belül, melyek tipikusak, vagy reprezentatívak egy vizsgálni kívánt szennyezett környezetben” (Larsson, 2004). A referencia organizmusok kiválasztásánál több szempontot is figyelembe vettek, úgymint a védett (európai) fajokat, az ionizáló sugárzásra érzékeny fajokat, különböző trofikus szinteket és expozíciós útvonalakat (Brown et al., 2008). Az ERICA eszköztár 13 tengeri, 14 szárazföldi és 12 édesvízi referencia organizmust használ. Némelyik úgy lett meghatározva, hogy különböző expozíciós geometriákra vonatkoztatták, amely meghatározó a külső sugárterhelés szempontjából (mint a bentikus vagy pelagikus halak közti különbség), és némelyek az ICRP által meghatározott Referencia Állatok és Növények (RAPs) csoportjait képviseli (pl. a két szárazföldi emlős: a patkány és a szarvas).

A következőkben az egyes csoportosítások közti összefüggéseket, különbségeket és átfedéseket szemléltetjük a felmérésünk szempontjából releváns édesvízi és szárazföldi ökoszisztémákban (12.11.1-1. táblázat és 12.11.1-2. táblázat).

ERICA referencia organizmus/TRS élőlény csoport	IAEA TRS által elérhető alcsoportok	ICRP RAPs	biológus szakértők által kijelölt élőlények
kétéltűek	-	béka (Ranidae)	béka
gyűrűs férgek (TRS), talajlakó gerinctelen (féreg) (ERICA)	-	földigiliszta (Lumbricidae)	földigiliszta
pókok (TRS)	-	-	-
rovarok (TRS) lebontó gerinctelen (ERICA) repülő rovar (ERICA)	húsevő	-	-
	lebontó	-	-
	növényevő	méh (Apidae)	mezei poszméh (Bombus agrorum)
puhatestűek - Csigák	-	-	csiga
fűvek és lágyszárú növények	fűvek	fű (Poaceae)	
	lágyszárú növények[a]	-	selyemkóró (Asclepias syriaca), magas aranyvessző (Solidago gigantea)

ERICA referencia organizmus/TRS élőlény csoport	IAEA TRS által elérhető alcsoportok	ICRP RAPs	biológus szakértők által kijelölt élőlények
zuzmók és mohák	-	-	zuzmó és moha
emlősök	húsevők	patkány (Muridae)	patkány
	növényevők[b]	patkány (Muridae) vagy szarvas (Cervidae)	patkány vagy szarvas
	mindenevők	patkány (Muridae)	patkány
	erszényesek[c]	-	-
	rangifer spp.	-	-
madarak	húsevő	kacsa (Anatidae)	vadkacsa
	növényevő	kacsa (Anatidae)	vadkacsa
	mindenevő	kacsa (Anatidae)	vadkacsa
madártojás (ERICA)	-	-	-
hüllők	növényevők	-	-
	ragadozók	-	gyík
cserje	-	-	-
fa	lombhullató	-	-
	örökzöld	fenyő (Pinaceae)	erdei fenyő (Pinus sylvestris)

[a] ide tartozik minden olyan nem fás szárú növény, amit más kategóriába nem soroltak be
[b] nem tartoznak ebbe a csoportba a rénszarvasok (Rangifer spp.), mivel némely elemek átvitele ezeknél a csoportoknál magasabb, mint másoknál – külön kategóriát kaptak
[c] ide tartozik minden erszényes emlős, tekintet nélkül a táplálkozási szokásaira

12.11.1-1. táblázat Szárazföldi élőhelyeken kijelölt élőlények megfeleltetése a referencia szervezetekkel.

ERICA referencia organizmus/TRS élőlény csoport	IAEA TRS által elérhető alcsoportok	ICRP RAPs	biológus szakértők által kijelölt élőlények
algák (TRS)	-	-	fonalas zöldalga (Spirogyra sp.)
kétéltűek	-	béka (Ranidae)	béka
madarak	húsevő	kacsa (Anatidae)	vadkacsa
	növényevő	kacsa (Anatidae)	vadkacsa
	mindenevő	kacsa (Anatidae)	vadkacsa
rákok	-	-	-
halak (TRS), bentikus halak (ERICA) pelagikus halak (ERICA)	bentikus táplálkozású[d]	-	dévérkeszeg (Abramis brama)
	halevő[e]	pisztráng (Salmonidae)	lesőharcsa (Silurus glanis), menyhal (Lota lota)
	„csalihalak”[f]	-	jászkeszeg (Leuciscus idus)
rovar (TRS)	-	-	-
rovar lárva[g]	-	-	rovar lárva
emlősök	húsevő	-	-
	növényevő	-	-
	mindenevő	-	-
puhatestűek	csigák	-	fiallócsiga (Viviparus acerosus)
	kagylók	-	amuri kagyló (Sinanodonta woodiana), tavi kagyló (Anodonta anatina)
fitoplankton	-	-	-
hüllők (TRS)	-	-	-
edényes növények	-	fű (Poaceae)	süllőhínár (Miriophyllum sp.), vidrakeserűfű (Polygonum amphybium)
zooplankton	-	-	-

[d] vízfeneken élő organizmusokkal táplálkozó halak
[e] kisebb halakat, kétéltűeket, és/vagy madarakat fogyasztó halak
[f] növényeket, fitoplanktont, pelágikus gerincteleneket és zooplanktont fogyasztó halak
[g] olyan rovarok lárvái értendők alatta, amelyek vízi lárvaállapot után szárazföldi életmódot folytatnak, mint imágók

12.11.1-2. táblázat Édesvízi élőhelyeken kijelölt élőlények megfeleltetése a referencia szervezetekkel.

12.11.1.2 Referencia organizmusok

A humán sugárvédelem tárgyában az ICRP munkáját anatómiai és fiziológiai megfigyelésekre épülő referencia modellek segítették, ezért úgy gondolták, hogy ez a megközelítés használható lehet a nem-humán sugárvédelem tárgyában is. Ebből a megfontolásból hozták létre a referencia állatok és növények csoportját (Pentreath, 2005), és a hozzá kapcsolódó releváns adatbázisokat bizonyos organizmusokra, amelyek jellemzőek egy adott élőhelyre. Ezek az entitások adják az alapját egy strukturáltabb megközelítés létrehozásának, amelynek segítségével a kitettség-dózis, dózis-hatás, hatás-lehetséges következmény közötti kapcsolatokat számszerűsíthetjük.

A referencia állatok és növények valójában hipotetikus entitásokként kezelhetők, melyek egy adott növény- vagy állatcsoport alapvető biológiai jellemzőivel írhatók körül. Ugyanúgy ahogy család, rend, vagy faj sem fordul elő a természetben, mivel ezek is mind csak mesterségesen létrehozott kategóriák, ezek a referencia csoportok is csak anatómiai, fiziológiai, életmódbeli hasonlóságok alapján lettek megalkotva. Természetesen szükséges kijelölni direkt tárgyait is a védelemnek (olyanokat, amelyek ténylegesen is előfordulnak a természetben – ez ökológiai szemléletű megközelítések esetében a populáció), de ezek a csoportok referencia pontként szolgálhatnak a felmérések során, és alapot biztosíthatnak a döntéshozatalhoz, következtetések levonásához, vagy további vizsgálatok indokoltságához.

A referencia állatok és növények csoportjaihoz kapcsolódóan folyamatosan fejlesztett, leegyszerűsített dozimetriai modellek állnak rendelkezésünkre életciklusuk különböző szakaszaiban a hozzá kapcsolódó, szintén bővülő releváns adatbázisokkal. Meg kell jegyezni emellett, hogy az emlősök kivételével a nemzetközi szakirodalomból rendelkezésünkre álló adathalmaz egyik nagy hiányossága a dózis-válasz kapcsolatok felderítetlensége, legfőképp az alacsony dózisteljesítményeknél, jóllehet gyakran épp ez jellemzi az expozíciós szituációkat. A sugárhatások becslésénél a másik fontos szempont, amire a Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság felhívja a figyelmet, az a természetes háttér, amit a megfelelő következtetések levonásához minden esetben szükséges figyelembe venni.

Az egyes csoportok megalkotásánál a fő szempont az volt, hogy olyan organizmusok legyenek kiválasztva, amelyek tipikusnak mondhatók a vizsgálni kívánt környezeti közegben: pl. földigiliszta a talajban, kacsa a vízi élőhelyeken, békák a mocsaras területeken, szarvas, fenyő, fűfélék, méhek, melyek a világ mérsékelt égövi területein mindenhol elterjedtek, vagy a patkány, mely látszólag szinte mindenütt előfordul. Az egyes csoportokat a család taxonómiai szintjéhez hasonló módon generálták, a kategóriák jellemzésénél viszont nem mindegyik a családhoz tartozó genus vagy faj karakterisztikus vonását vették figyelembe.

Az egyes referencia csoportok (a mi szempontunkból nem releváns tengeri élőhelyekre létrehozottakat nem említve) a sugárterhelésük becslésének szempontjából leglényegesebb tulajdonságaik említésével a következők az ICRP besorolása és jellemzése alapján (ICRP, 2008).

- **Nagytestű szárazföldi emlős - Referencia szarvas**

A Cervidae (Igazi szarvasok) családjába tartozó páros ujjú patás. Jellegzetes kérődző növényevői a tundráknak, erdőknek, az egész északi félteke fás területeinek csakúgy, mint az egyenlítőtől délre fekvő területeknek (Corbet, 1966; Nowark, 1991). 45 ismert fajuk él Észak- és Dél-Amerikában, Európában, Ázsiában és Észak-Afrikában. Sok fajuk betelepített, némelyek olyan földrajzi területekre, ahol őshonos fajok is élnek (Európában 5 szarvas faj őshonos, 5 pedig adventív), de némelyek olyan területekre, ahol korábban nem fordultak elő (Kuba, Új-Guinea, Ausztrália, Új-Zéland). A szarvasok fontos alkotóelemei a szárazföldi ökoszisztémának, főleg mivel vannak olyan kiterjedt területek, ahol ők képviselik az elsődleges nagytestű emlősöket (mint az újvilági és óvilági rénszarvasok). Egyéb jelentős kutatási projektek mellett tárgyát képezik sok radioökológiai tanulmánynak is.

A referencia szarvas a kiterjedt erdős területek szarvasainak jellemvonásaival írható le, átlagosan 15 évig élnek, a nőstények évente egy borjat hoznak a világra 250 napos vemhességi időszak alatt, 10 évre számított átlagban. Magas tápértékű zsenge hajtásokat fogyasztanak, főleg az aljnövényzetből, bokrok leveleiből, vegetációs periódushoz kötött táplálékpreferencia jellemzi a táplálkozásukat.

❖ Kistestű szárazföldi emlős - Referencia patkány

A patkányok a Muridae (Egérfélék) családba tartozó rágcsálók, csakúgy, mint az egerek, hörcsögök, lemmingek, földikutyák, pelék. Az emlősök közül a sugárzás hatásainak vizsgálata szempontjából a rágcsálók a leginkább kutatott csoport, a legtöbb információ rájuk vonatkozóan áll rendelkezésünkre (természetesen a humán vizsgálatokat leszámítva). Nagyszámú kísérletet végeztek egereken és patkányokon a radionuklidok metabolizmusára vonatkozóan, valamint a külső és belső sugárterhelés vizsgálatával kapcsolatosan. Világszerte elterjedtek (ez természetesen nem minden fajra vonatkozik, de pl. a vándorpatkány – *Rattus norvegicus* leírása eléggé hasonlít a referencia patkányéhoz).

A referencia patkány jellemzően éjszakai aktivitású, akkor táplálkozik, a nappalt a búvóhelyén tölti és kolóniákban él. Várható élettartama két év, a vemhességi idő huszonnégy nap. Életének 100. napjától nemzőképes, átlagos utódszáma egy alomban hét, és hét almot hoz a világra életében. (ICRP 108. publikáció szakirodalmi hivatkozása: Mathews, 1952; Matheson, 1962; Twigg, 1966; van den Brink, 1967; Corbet és Harris, 1991). Más irodalmi adatok ennél jelentősebb szaporodási rátáról számolnak be a Rattus norvegicus esetében, és az ivarérettséget is korábbra teszik (kb. 8 hét). Mindenevők lévén a táplálék kiválasztása elég összetett folyamat náluk – társaik megfigyelésén alapul és a szülői preferenciákhoz kötött (Galef and Wigmore 1983, Posadas-Andrews and Roper 1983, Hepper 1988, Bronstein et al.1975, Galef and Sherry 1973, Galef and Henderson 1972). Fogai folyamatos növése miatt állandóan rágnia kell, rosszul tűri a folyadék- és élelemhiányt. Földalatti alagútrendszerekben él (a Rattus norvegicus), 200-300 méteres körzetben mozog búvóhelyétől, kivéve, ha kevés a táplálék, mert ilyenkor nagyobb távolságokat is képes megtenni – jelen esetben ez utóbbi adatok annyiban nem relevánsak, hogy a vonatkoztatási alapot a felmérésnél nyilvánvalóan az ICRP által kiemelt és fontosnak tartott jellemvonások képezik, erre lettek felépítve a továbbiakban származtatható adatok.

Mindkét, az ICRP által referencia organizmusként jelölt emlős szerepel mind az ERICA eszköztár referencia organizmusai, mind a biológus szakértők által felmérésre kijelölt élőlény listán.

❖ Vízimadár – Referencia kacsa (réce)

A kacsák, libák, hattyúk mind a Récefélék (Anatidae) családjának tagjai. A kacsák egyaránt előfordulnak vidéki és városi környezetben, bizonyos fajaik háziasítva lettek. Egyes országokban jelentőségük csupán élelem-forrásként van számításban véve, azonban sok fajuk védett, és fontos szerepet töltenek be a vizes élőhelyek ökoszisztémájában. A vizes élőhelyek változatos módon nyújtanak élőhelyet a vízimadarak számára akár a szaporodásukkal, táplálékszerzéssel összefüggésben, akár pihenőhelyként a vándorló fajok számára. A kacsák tipikusnak mondhatók ezeken a nedves élőhelyeken. A sugárzás hatásainak való kitettségük többféle környezeti közegből is származtatható: külső sugárterhelésnek vannak kitéve a talaj felszínén, édesvízi, torkolati vagy tengeri környezetben, belső sugárterhelésük a táplálkozás széles tartományából ered, a kistermetű vízi állatoktól a vízi és szárazföldi növényekig.

A referencia kacsa egy átlagos úszóréce jellemvonásaival írható körül – ezek a legelterjedtebbek, tíz tojást raknak le, a költési idejük harminc nap. A fiókák hatvan nap alatt tollasodnak ki, a juvenilis szakasz egy évig tart, ezután költenek először. Átlagos élettartamuk tizenegy év, ez alatt kb. évente költenek az ivarérettségtől számítva. Ez a leírás leginkább a tőkés récéhez áll közel, mivel nem képes teljesen a víz alá bukva táplálkozni. Főleg növényi részeket, magvakat, gerincteleneket, apró halakat, ebihalakat fogyaszt, fészkét a földre rakja, pehelytollakkal béleli.

A Dendrocygninae alcsalád (fütyülőlúd-formák) – javarészt növényevők, fűféléket és magvakat esznek, gyakran pihennek fákon. Ezzel szemben a bukók ritkán hagyják el a vizet, fűrészes szélű csőrkávájuk van, és főként halakkal táplálkoznak. A halcsontfarkú récék szintén esetlenek a szárazföldön, különféle kistestű vízi állatokat és növényeket esznek.

Az úszórécék legtöbb faja növényevő, vagy iszaplakó állatokkal táplálkozik, a bukórécék viszont mélyen alámerülve szerzik zsákmányukat, főleg halakat és puhatestűeket. Táplálkozásuk lehet tisztán állati, vagy növényi, de mindenevők is vannak közöttük. A növényevők egy huszonnégy órás periódus 55-65%-át töltik

táplálkozással, míg az omnivorok valamivel kevesebbet (35%) (Owen & Black, 1990). Testtömegük is változik az év folyamán: ősszel nő, majd télen lecsökken, tavasszal pedig ismét nő (Cramp, 1977). Az Anatidae család tagjai vízparton, vagy a vízen úszó fészekben költenek, evezőtollaikat egyszerre vedlik le, csőrkávájuk pereme lemezes, lábuk első három ujját úszóhártya köti össze.

Míg az ERICA által meghatározott szárazföldi és vízi ökoszisztémákban a referencia organizmus mint „madár" szerepel, addig a felmérésben kijelölt vizsgálandó faj, mint vadkacsa (tőkés réce – *Anas platyrhynchos*) lett megjelölve. Ez a fajválasztás is jól összeegyeztethető a fent leírt jellemzéssel.

- **Kétéltű – Referencia béka**

A békák és varangyok is tipikusak a vizes élőhelyeken szerte a világon. (Az ICRP különbséget tesz közöttük „frogs and toads", de a taxonómiai hovatartozásukat tisztázandó a varangyok is a békák rendjébe (Anura) tartoznak, azon belül a Bufonidae családba. Az Anura renden belül megkülönböztethetők még a valódi békafélék (Ranidae), amire az angol nyelvű megkülönböztetés irányult. A kettő között lényegi különbség így tehát nincs, ha meg akarjuk magyarázni, miért a kétféle megnevezés, az a nedves, nyirkos és száraz, szemölcsös bőrű békák közti különbségre vezethető vissza.) Némely fajuk kimondottan ritka és a legtöbb kétéltű védett. Életciklusuk alatt a pete stádiumtól az ebihal állapoton át a kifejlett egyedig a békák az expozíciós helyzetek széles tartományának vannak kitéve mind az édesvízben, mind a szárazföldön.

A referencia béka jellemvonásai a Ranidae család tagjaival vethetők össze. Mérsékelt övi környezetben él, édesvízhez közel, a szaporodási időszak és a korai fejlődési stádiumok kivételével a szárazföldön. Téli időszakban hibernálja magát a sárban 16 hétre. Ragadozó életmódot folytat. Három éves korára válik ivaréretté. Átlagosan háromezer petét rak le csomókban minden tavasszal a sekély vízben, kb. négyszáz pete van egy csomóban. Az ebihalak tíz nap után kelnek ki. A metamorfózis száz nap alatt zajlik le a kikeléstől számítva, és a fiatal békák másfél centiméteres testhosszal hagyják el a vizet. Tíz éves átlag élettartam jellemző rájuk.

Fontos fiziológiai jellemzője a békáknak, hogy a bőrük jelentős szerepet játszik a gázcserében: ebihal állapotban előbb külső, majd belső kopoltyúval lélegeznek, emellett a bőrön át is, a kifejlett egyedeknél a testfelszínnek és a szájgaratüreg nyálkahártyájának van szerepe a légzésben, és csak kisebb mértékben a tüdőnek. A szervezet vízfelvétele is elsősorban a bőrön keresztül történik. Kifejlett korukban kis testű gerinctelenekkel, vagy gerincesekkel táplálkoznak. A legtöbb fajuk a szájában elöl rögzült, kiölthető, ragadós nyelvével kapja el áldozatát. Fontos a táplálék mérete, hogy egészben le tudja nyelni, mivel a kifejlett egyedeknek nincsenek fogaik. Poikilotermek, mint minden kétéltű, így testhőmérsékletüket, és a hőmérsékletfüggő fiziológiai folyamataikat is környezetük hőmérséklete határozza meg, ennek megfelelően keresnek pihenőhelyet. Jól körülhatárolt territóriumuk van. Az egyedfejlődés korai szakasza fontos taxonómiai jellemzője az egyes családoknak az Anura renden belül, és jelentős különbségek alakultak ki: vannak, amelyek szárazföldre rakják a petéket, mások a vízbe. A vízbe rakott petékből önállóan táplálkozó ebihalak fejlődnek ki (főleg algákat és baktériumokat fogyasztanak), majd kifejlett békákká válnak. A szárazföldre rakott petékből olyan ebihalak fejlődnek ki, melyek nem táplálkoznak, és ebből alakul ki a kifejlett egyed. Némelyek magukon hordják a petéket, amelyek aztán nem táplálkozó ebihalakká fejlődnek a vízben, némelyek az ebihalakat hordják magukon, mások pedig mindkettőt. Némelyik faj pedig teljesen elhagyta az ebihal stádiumot, de az is előfordul, hogy a peték a petevezetékben maradnak, és ott fejlődnek ki.

Az ERICA eszköztár használatában mind a szárazföldi, mind a vízi ökoszisztémában meg vannak jelölve a kétéltűek referencia organizmusként, jelen felmérés és az ICRP viszont csak a kétéltűek egyik csoportját, a békákat jelöli meg.

- **Édesvízi hal – Referencia pisztráng**

A lazacok és a pisztrángok egyaránt a Salmonidae családba tartoznak. A lazacok mind tengeri, mind édesvízi élőhelyen előfordulnak, némelyikük pedig anadrom (anadrom: édesvízben fejlődik ki, majd a tengerben él, de ívásra visszatér az édesvízbe). Az édesvízi formák főleg az északi féltekén elterjedtek, de számos fajuk

betelepített szerte a világban. Mind a pisztrángot, mind a lazacot úgy tartják számon, mint a jó vízminőség indikátorait, így tárgyát képezik több környezetvédelmi, és halakhoz kapcsolódó jogi szabályozásnak. Sok laboratóriumi kísérletben is felhasználták őket a halak fiziológiájának tanulmányozása során, a radionuklidok metabolizmusa és a sugárzás hatásainak megfigyelésére, csakúgy, mint az akkumuláció és környezetszennyező anyagok hatásainak nyomon követésére. Rengeteg toxicitási tesztet végeztek rajtuk szennyező anyagok széles skálájával. A pisztrángokat szerte a világon tenyésztik.

Referencia állatnak inkább a pisztrángot választották, azért, hogy elkerüljék a lazacok migrációjából eredő komplikáltabb modellezést, ami az édesvízből tengerbe vándorlás során a környezeti közeg változásából adódna. A referencia pisztráng karakteréhez tartozó információ, hogy ikráit késő ősszel rakja le, és száz nap alatt kelnek ki. Négy éves korára válik ivaréretté, életében kétszer rak ikrákat (alkalmanként ezerötszáz petéről van szó). Átlag élettartama hat év.

A pisztrángok ragadozók, ragaszkodnak megszokott élőhelyükhöz, általában a nagyobb termetű egyedeknek jutnak a jobb búvó-és vadászterületek. A fiatal egyedek főleg rovarokkal, rovarlárvákkal, férgekkel, csigákkal táplálkoznak, a kifejlett egyedek halakkal, de előfordul náluk a kannibalizmus is. Úszóhólyagjuk légjáratos, ikráikat gödrökbe rakják a mederfeneken a kavicságyba. A víz oxigéntartalmára érzékenyek. Növekedésük és fiziológiájuk erősen hőmérsékletfüggő és a víz oldott ásványi anyag tartalma is fontos.

Az ERICA a halak csoportján belül különbséget tesz bentikus és pelagikus, azaz a vízi ökoszisztémán belül az aljzathoz közel élő és a vízben szabadon úszva táplálkozó halak között. Felmérésünk szempontjából a biológus szakértők által kijelölt fajok: *Silurus glanis* (lesőharcsa), *Abramis brama* (dévérkeszeg), *Leuciscus idus* (jászkeszeg), *Lota lota* (menyhal) ebben a megközelítésben is megfelelnek az ERICA elvárásainak, mivel a menyhal és a lesőharcsa a fenék közelben él, a dévérkeszeg és jászkeszeg pedig a teljes víztestben mozog élete folyamán.

- **Szárazföldi rovar – Referencia méh**

A világon rengeteg rovarfaj él, igen változatos életformákkal, jóval több annál, minthogy egyetlen referencia csoportba összevonhatnánk a felmérés szempontjából lényeges jellemvonásaikat. Fontos szerepet játszanak a szárazföldi ökoszisztémákban, akár úgy, mint ragadozók, vagy prédák, dögevők és pollinátorok. Némely fajuk direkt módon ártalmas az emberekre nézve, mint kórokozók terjesztője, mások indirekt módon okoznak károkat, a termesztett növényekben, vagy az épületek szerkezetében. Sok fajuk viszont nélkülözhetetlen a növények beporzása folytán az emberi élelmiszerek termelésében. Akad köztük olyan is, amely akár saját értéke miatt, akár ökológiai szerepe miatt jogszabály által védett. A legtöbbet kutatott és könnyen tenyészthető rovarok a méhek, azok közül is a leginkább kutatott csoport az államalkotó méhek, főképp a mézelők.

A referencia méh rendelkezik az államalkotó méhek legjellemzőbb tulajdonságaival az Apidae családból. (A méhek csoportosítása gyakran képezi vita tárgyát.) A királynő ősszel párosodik és alapítja meg saját kolóniáját, amelyben három évig él. Évente kétszázezer petét rak, élete során összesen hatszázezret. A peték négy nap után kelnek ki, a lárvák hat nap után bábozódnak be, és húsz nap alatt kelnek ki a kifejlett méhek. Egy dolgozó méh átlag élettartama száz nap. A dolgozók is rakhatnak le megtermékenyítetlen petéket, amelyekből hím egyedek fejlődhetnek. A királynő egyes petéiből fiatal királynők fejlődnek. Nyár végén a fiatal királynők és hímek elhagyják a kaptárt, hogy új kolóniát alapítsanak (a hímek a megtermékenyítés után elpusztulnak). A királynő télire hibernálódik, és a ciklus megismétlődik a következő évben.

A méhek a hártyásszárnyúak rendjébe (Hymenoptera), a fullánkosok (Aculeata) alrendjébe tartoznak. Zömök, egy-két centiméteres rovarok, testüket jellemzően sűrű szőrzet borítja. Az Apidae család két fontos génusza az Apus és a Bombus – a biológus szakértők által kijelölt *Bombus agrorum* is ebbe a nemzetségbe tartozik. A virágok nektárját nyaló szájszervük segítségével fogyasztják, a lábukon lévő szőrkoszorú (kosárka) segítségével gyűjtik össze a virágport. A pollent lárváik táplálására használják. A királynő lábán nincsenek szőrkoszorúk. A dolgozók (csökevényes ivarszervű nőstények) szájszerve hosszú, kosárkájuk nagy és fullánkjuk van, míg a hímeknek (herék) nincs fullánkjuk, fejletlen kosárkájuk van és általában nagy, zömök termetűek. Vannak olyan méh fajok is az Apidae családban, melyek nem gyűjtenek virágport, petéiket más méhek fészkében található

táplálékba helyezik el. Ahhoz, hogy a petéből kifejlett rovar legyen, az anyánál tizenhat, a dolgozónál huszonegy, a herénél huszonnégy napra van szükség. A lárva három nap alatt kel ki a petéből és öt lárvastádium után bábozódik be. A tízedik naptól a dolgozók méhviasszal befedik a lépsejteket, majd kikel az imágó. A méhek emésztőcsatornájának különleges eleme a mézhólyag, a nektár tárolására és átalakítására szolgál. Az oxigént nem a haemolympha szállítja, hanem trachea-rendszerrel lélegeznek. Nyílt keringési rendszerük van, a haemolympha-t a Malpighi edények szűrik meg.

. Az ERICA „repülő rovar" kategóriájának megfelel az ICRP referencia organizmusa, viszont a *Bombus agrorum*, melyet ebben a felmérésben jelöltek ki vizsgálandó fajként, annyiban nem összeegyeztető a fenti leírással, hogy csupán egyéves államot képesek alkotni, mivel a poszméhek télire a darazsakhoz hasonlóan nem tudnak tartalékokat felhalmozni – csak néhányan élik túl a telet különböző búvóhelyeken.

- **Szárazföldi gyűrűsféreg – Referencia giliszta**

A giliszták megtalálhatók szerte a világban, bár némiképp ritkábban fordulnak elő a sivatagokban és az állandóan fagyott, jéggel borított területeken, illetve ahol teljesen hiányzik a talaj vagy a növényzet. Nagyban hozzájárulnak a talaj biomasszájához, főleg a mérsékelt égövi területeken. Jelentős szerepet játszanak a növényi és állati eredetű tápanyagok lebontásában, így a talaj termékenységének megőrzésben, de fontos szerepük van a talaj struktúrájának és levegőztetésének fenntartásában is. Táplálékul szolgálnak emlősök és madarak széles csoportjának, gyakran használják őket toxicitási tesztekhez, különféle szerves és szervetlen vegyületek, többek között gomba-, rovarirtó és növényvédő szerek, nehézfémek teszteléséhez. Némelyik fajuk jól nő és szaporodik a szerves hulladékokban és használható halak és haszonállatok etetésére. Használják őket szennyezett talajok (bányászati hulladékok) javításánál és a környezetszennyezés indikátoraiként.

A referencia földigiliszta a Lumbricidae (földigiliszták) családjának karakterisztikus vonásaival jellemezhető, természetes körülmények között előfordul Európában, Nyugat-Ázsiában és Észak-Amerikában. Öt kokont rak hetente, amelyek négy hét után kelnek ki, az utódok tíz hét alatt érik el az ivarérettséget, átlagos élettartamuk négy év.

Az Annelida – gyűrűsférgek törzsébe, Clitellata – nyeregképzők osztályába, Oligochaeta – kevéssertéjűek alosztájába tartozó (Opistophora rend, Lumbricina alrend) Lumbricidae család tagjai. A gyűrűsférgekre általánosságban jellemző a valódi szelvényezettség, mely külsőleg és belsőleg is megnyilvánul. A földigiliszták homonom szelvényezettségűek, testtájak kialakulásáról nem beszélhetünk. A földigiliszták teste kutikula borítású, alatta bőrizomtömlő húzódik, keringési rendszerük zárt, a vérplazmában oldott hemoglobin található, bőrlégzésük van, metanephridiumok a kiválasztó szervek. Hímnősek, a megtermékenyítés általában kölcsönös. Az ivarérettséget a clitellum (nyereg) kialakulása jelzi, melynek mirigyei által termelt váladék a párzásban és a kokonképzésben is szerepet játszik. A kokonokba helyezett peték száma 1-40 közötti az alosztályon belül, lárvaalak nincs. A földigiliszták szaprofágok, a legváltozatosabb talajtípusokon és élőhelyeken fordulnak elő a meszes és homoktalajokon át az erdőtalajig, alföldi hegyvidéki, városi vagy mocsaras környezetben. Az Allolobophora nemzetségbe tartozó fajok egyedei nyáron inaktív állapotban (diapauza), nyálkával bélelt üregekben vészelik át a szárazságot (a nemzetségbe tartozó fajok hazánkban is gyakoriak). A dorsális pórusaikon nyálkát bocsátanak ki, melynek funkciója többek között a kiszáradás megakadályozása, elősegíti a bőrlégzést, és megóvja őket a ragadozóktól (Vail, 1972). A talajban lévő bomló szerves anyagokkal táplálkozik, melyet a talajjal együtt nyel le. A mélyebb rétegekből felszínre hozza a növények számára hasznos tápanyagokat táplálkozása – egészen pontosan ürítése révén.

A földigiliszta az ERICA értelmezésében a talajlakó férgek közé sorolható be. A szakértők ebben a felmérésben a földigilisztát jelölték referencia organizmusként, a vizsgálandó élőhely földigiliszta faunája viszont a korábbi zoológiai felmérések szerint (Erőterv, 2004.) rendkívül szegényes, ami a homokos talajjal magyarázható.

❖ Nagytermetű szárazföldi növény - Referencia fenyő

A fenyők (Pinaceae család) természetes körülmények között is előfordulnak az egész északi féltekén, a sarkkörtől az egyenlítő déli részéig a legváltozatosabb környezeti körülmények között. A déli féltekén több országban betelepítettek. Az ember a történelem során a legváltozatosabb módokon használta fel a fenyőt: építőanyagként, tüzelőként és hasznosította gyantájukat is. Fiziológiájuk és biológiájuk alaposan tanulmányozva lett, mivel könnyen telepíthető fákról van szó, így a sugárzás hatásairól is nagy mennyiségű információt gyűjtöttek össze a fenyőkre vonatkozóan.

A referencia fenyő a mérsékelt övben élő nagytermetű fenyők tulajdonságaival jellemezhető. A reprodukciós képességet tíz éves korára éri el és ~200 évig élnek. A fiatal fák 1 m-t nőnek évente.

A Pinaceae család képviselői az északi flórabirodalom erdőalkotó fái, de ugyanúgy jellemzőek az arid területekre, tekintve hogy tűleveleik alkalmasabbak a szárazság és a hideg eltűrésére, mint a lomblevelek. Hím virágaik barkásak, toboz virágaik idővel elfásodnak. Örökzöldek (kivétel a vörös fenyő), leveleiket folyamatosan cserélik, lehulló leveleik savanyítják a talajt. Leveleik kalcium tartalma egy nagyságrenddel is kisebb lehet, mint a lombos fáké. Május és augusztus között virágoznak, termő virágzatuk jól elkülönül a meddő fedőpikkelyektől, magvaik gyakran több év alatt érnek be. Nincsenek hajszálgyökereik, ezért a víz- és tápanyagfelvételben a velük szimbiózisban élő fonalas gombák segítik őket úgy, hogy mikorrhizáikkal behatolnak a fenyő gyökerébe, kívülről pedig körülveszik azt, így továbbítva a talajból a vizet és szervetlen anyagokat. A fiatal fenyők karógyökérrel rendelkeznek, később a termőtalaj vastagságához adaptálódva szerteágaznak. Bioindikációra alkalmasak: SO_2 érzékeny: jegenye-, luc-, duglászfenyő, fluor érzékeny: lucfenyő, nehézfém érzékeny: luc-, duglászfenyő, erdei fenyő.

❖ Kistermetű szárazföldi növény – Referencia fű

A fűfélék a Poaceae (Pázsitfűfélék) család tagjai (Gramineae). Szerte a világon nagy kiterjedésű szárazföldi élőhelyek domináns növényállományát képezik (az erdőkkel összevethető a füves élőhelyek kiterjedése és jelentősége). A természetben a legkülönfélébb formákban fordulnak elő, beleértve a nádakat, bambuszokat, a gabonaféléket és a legelők domináns növényfajait. Táplálékául szolgálnak a növényevő állatok jelentős részének, és azok háziasított fajainak is. Az emberek legalapvetőbb élelemforrása is ezek közül kerül ki. Biológiájuk ebből kifolyólag alaposan tanulmányozott, beleértve vegyszerek igen széles körének akkumulációját is. Életciklusuk szezonalitáshoz kötött.

A referencia fű leginkább a vad árpafélék karakterisztikus vonásaival írható le. Virágzó kalászkát visel a szárán a földfelszín felett, évelő növény.

Az ERICA szárazföldi és vízi növényekre is létre hozott referencia organizmusokat: édesvízben megkülönböztet edényes növényeket és fitoplanktonokat (mint a vízi ökoszisztémák fontos, elsődleges termelőit). Szárazföldi környezetben zuzmókat/mohákat, fűféléket, cserjéket és fákat nevezi meg mint referencia élőlénycsoportokat. Felmérésünkben e csoportoknak való megfelelést szárazföldi környezetben a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) és erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) szolgálja. A két lágyszárúnak nem sok köze van az ICRP által megjelölt Poaceae családhoz, de mint később látjuk az IAEA adatbázisa a referencia fűfélék mellett a lágyszárúakra is ajánl CR értékeket, így a bővebben értelmezett referencia kategóriába beleférhet ez a két növényfaj is. Abból a szempontból talán mégsem szerencsés a selyemkóró választása, mivel egy, a Bizottság által is kiemelt igen fontos jellemzőnek nem felel meg: nem szolgál táplálékául széles körben semmilyen növényevőnek – mivel mérgező – a bűzpillefélék hernyóját leszámítva, amelyeknek kedvelt tápnövénye, illetve jó mézelő növény is. Széles körben elterjedt viszont mindkét lágyszárú, tekintve hogy betelepített és igen agresszív gyomnövények. A Magyar Természettudományi Múzeum kutatóinak megállapítása szerint „A területen a legveszélyesebb invázív növény a selyemkóró, amely az utolsó természetes gyepfoltokat is veszélyezteti" (Erőterv, 2004). Irtását természetvédelmi szempontból kimondottan ajánlatosnak találták.

Referencia élőlény csoportok, melyek szerepet kapta az ERICA megközelítésben, de nem szerepelnek az ICRP RAPs listáján

- **Csiga (szárazföldi és édesvízi)**

A csigák a Mollusca (Puhatestűek) törzsébe tartoznak a kagylókhoz hasonlóan. A meztelen csigák kivételével jellemző rájuk az aszimmetrikus, többrétegű meszes váz, melyet a köpenyszegély nyálka-, fehérje-, és mésztermelő mirigyei választanak ki. A vízből kopoltyúval, a levegőből tüdővel lélegeznek – tüdővel lélegezhetnek szárazföldi és vízi fajok is. Az elől-kopoltyús csigák váltivarúak (a *Viviparus acerosus* is ide tartozik)), míg a hátul-kopoltyúsok és a tüdőscsigák (leggyakoribb szárazföldi fajaink, mint a *Helicella obvia*, vagy a *Helix pomatia* tartoznak ide) hímnősek. Az édesvízi és szárazföldi fajoknál nincs lárva stádium. A nyeles szemű tüdős csigák nedves élőhelyhez kötődnek, száraz időszakban visszahúzódnak házukba, és elzárják a szájadékot. A vizsgált szárazföldi fajok elsődlegesen növényi táplálkozásúak, a vízi fajok szerves törmeléket fogyasztanak.

- **Kagyló (édesvízi)**

A kagylók többsége vízből kiszűrt mikroszervezetekkel, szerves törmelékkel táplálkozik. A kopoltyúk a táplálékgyűjtéssel egyidejűleg a gázcserét is elvégzik. Korlátolt mozgásúak, beássák, vagy rögzítik magukat az aljzathoz. Héjukat a köpeny választja ki a táplálékból kivont kalciumból (Brown, 1971). A héjképzésen kívül fontos szerepe van a köpenynek az oxigénfelvételben és a vízáramlás keltésében. A kagylók lárvái a külső kopoltyúk belsejében fejlődnek ki és tárolódnak, mielőtt kikerülnek a külvilágba (Wood, 1974/b). Testének fő tömegét a láb adja, kevés izomszövet (záróizmok, láb alsó része) és sok kötőszövet (máj, köpeny, ivarmirigy) jellemzi. Testük víztartalma magas (88-89%), de sok fehérjét, vitamint és lágy zsírokat is tartalmaz (Kiss-Pekli, 1988). Az Unionidae család tagjaira jellemző (ide tartoznak az Anodonta és Unio nemek tagjai, melyeket a felmérés során is vizsgálunk), hogy ektoparazita lárváik halakon élősködnek rövid ideig (Kat, 1984; Giusti et al, 1975; Wood, 1974/a). Külső megtermékenyítésűek. Növekedésük a mérsékelt égövben nem folyamatos, télen gyakorlatilag leáll, emiatt a héjon növekedési gyűrűk alakulnak ki (Haranghy, 1964; Haukioja-Hakala, 1978). A nagyobb kagylókat nem fogyasztják a halak, de a fiatal Unio sp. egyedeket és a vándorkagylót szívesen eszi a ponty és az angolna (Tasnádi, 1983; Gönczi-Tahi, 1989).

- **Édesvízi rákok**

Az ízeltlábúak törzsébe tartoznak. Kültakarójuk kitines kutikula, ami lehet hártyaszerű, vagy kalcium-karbonát rakódhat le bennük. Légzésük általában kopoltyúval történik; ahol hiányzik, ott az egész testfelületen történik a bőrlégzés. Többségük váltivarú, némelyik hímnős, az ágas csápú rákok szűznemzéssel szaporodnak (Daphnia sp. fajok). Többségük vízi szervezet, csak az Isopoda-k között fordulnak elő szárazföldi fajok (ászkarákok). Folyó és állóvizeinkben gyakori fajok a bolharákok (Gammarus sp., Dicerogammarus sp.) A tízlábú rákok rendjéből fontosabb fajok hazánkban az Astacus sp. fajok. Fontos haltáplálékok a kisebb testű rákfajok (vízibolhák, üvegrák), de vannak köztük élősködők is (haltetvek). A planktonikus méretű rákok szerves törmelék-fogyasztók, vagy ragadozók, a tízlábú rákok ragadozók vagy dögevők.

Itt meg kell jegyezni, hogy az ICRP RAPs listáján szereplő rákok a Cancridae család tagjainak jellemvonásaival írhatók körül, melybe a tengeri tarisznyarákok tartoznak.

- **Zooplankton (édesvíz)**

A zooplanktonok vízben lebegő többsejtű állatok, több élőlénycsoport 1-1.5 mm-es, vagy kisebb képviselői sorolhatók ide. Ilyen élőlények pl. a vándorkagylók veligera lárvái, kerekesférgek, és a rákok altörzsének több képviselője is, mint az evezőlábú rákok és ágas csápú rákok fajai. A planktonikus szervezetek jellegzetessége a víztesten belüli, napszakhoz kötődő vertikális vándorlás. Táplálkozásuk fajtól függően változik, főleg szerves törmelék és fitoplankton evők, vagy ragadozók. Az édesvízi halak fontos táplálékául szolgálnak.

❖ Fitoplankton (édesvíz)

A vízi ökoszisztémák fotoautotróf mikroorganizmusai, ide sorolhatók a kovamoszatok és sok zöldalga faj is. Klorofill tartalmuknak köszönhetően fotoszintetizálnak, a vízi tápláléklánc fontos tagjai. Előfordulásukat egy adott élettérben több tényező is befolyásolja (ásványi anyagok, hőmérséklet, fényviszonyok, stb.). A zöldmoszatok kapcsán meg kell említeni a felmérésre kijelölt *Spirogyra sp*. (fonalas zöldalga) fajokat, melyek ugyan nem planktonikus szervezetek, de a Chlorophyta törzsbe sorolhatók. A Spirogyra fajok síkos tapintásúak, sötétzöldek, sejtjeik 100-150 µm hosszúak, spirális a klorofilljuk. A hasonlóan fonalas felépítésű algáktól (Cladophora sp.) megkülönböztethetők tapintásuk és színük alapján. A Spirogyra fajok köveken, nádra tapadva gyakoriak.

❖ Rovar lárva (édesvíz)

Pontosabb taxonómiai besorolásuk nem lehetséges, mivel ebbe a csoportba azon rovarok lárvái tartoznak, melyek imágója szárazföldi életmódú, de korai egyedfejlődési stádiumaikban valamilyen formában vízhez kötődnek, pl. a szúnyoglárvák. Fontos haltáplálékok. Az ÖKO Zrt. 2005-ös, az üzemidő hosszabbítás kapcsán írt hidrobiológiai tanulmányában megállapította, hogy a Duna általunk is vizsgált Melegvíz-csatorna alatti szakaszán (csakúgy, mint a Duna magyarországi alsó szakaszán mindenhol) hiányoznak a szennyezésre érzékenyebb rovarfajok lárvái (tegzes, kérész és álkérész fajok).

❖ Hüllő (szárazföldi)

A korábbi osztály (Reptilia) helyett a ma élő hüllőket két osztályba sorolják be: az Anapsidák és Diapsidák osztályába. Míg az előbbibe a teknősök, az utóbbiba a krokodilok, hidasgyíkok és pikkelyes hüllők rendjei tartoznak (Zug, 1993). A hüllők kültakarója erősen elszarusodott. Az epidermisz növekedése a krokodilok és teknősök esetében folyamatos, míg a gyíkoknál és kígyóknál szakaszos – egészben vagy darabokban vedlik le. Alapvetően a szárazföldi, végtagokkal történő mozgáshoz alkalmazkodtak. Keringésük ugyan fejlettebb a kétéltűeknél, de poikilothermek ők is. A Lepidosauriáknál (ide taroznak a gyíkok és a kígyók) a tüdő egyszerű, zsákszerű képződmény, a légzést a bordák, és a hozzájuk kapcsolódó izomzat, valamint a testfal súlya segíti. Az ERICA csak hüllőket említ szárazföldi referencia organizmusként, de a felmérésben konkrétan a gyíkok lettek kijelölve vizsgálandó csoportként. A hazánkban előforduló gyíkok a Lacertidae család tagjai. Az elevenszülő gyík kivételével tojásrakók, leggyakoribb fajaik hazánkban a *Lacerta agilis* (fürge gyík) és a *Lacerta viridis* (zöld gyík), melyek közül az előbbi közönségesebb, a zavart helyeket sem kerüli. Táplálékukat főleg pókok, egyenesszárnyúak, lepkék alkotják. Májusban párzanak, majd 5-6 hét után ássa el a nőstény 10-12 lágyhéjú tojását, július-augusztus körül kelnek ki az utódok.

❖ Zuzmó/moha (szárazföldi)

A zuzmók (Lichenophyta) pionír organizmusok, elsőként telepszenek meg az élőhelyeken. Cianobaktériumok vagy zöldmoszatok és gombák (leginkább tömlősgombák) együttéléséből alakultak ki. A fotoszintetizáló moszatsejtek képesek szervetlen anyagokból előállítani a gombák számára szükséges szerves anyagot. A vizet és tápanyagokat egész felületükön veszik fel. Főleg ivartalanul, leváló teleprészekkel szaporodnak. Indikátor szervezetekként szolgálnak több morfológiai és fiziológiai sajátosságuknak köszönhetően: kutikula hiányában könnyen bejutnak a szennyezők, vízháztartásuk a levegő páratartalmától függ, asszimilációs és regenerációs idejük rövid, lassú a növekedésük, de hosszú az élettartamuk. A levegőszennyezés hatására változik a zuzmó telepek színe, nagysága, a zuzmótársulások fajszáma, csökken az asszimiláció, légcsere, a klorofill tartalom. A zuzmók nemcsak a levegő kén-dioxid tartalmára érzékenyek, hanem alkalmasak a hidrogén-fluorid kimutatására is. Számos zuzmó faj, mint akkumulációs indikátor gyűjtésével kimutathatók a nehézfémek és a radioaktív anyagok is (Urák, 2007).

A mohák parafiletikus csoportot alkotnak, három külön törzsük a becős mohák, májmohák és lombos mohák. Valódi szárazföldi növények, de a vízfelvételhez és szállításhoz szükséges szöveteik nem alakultak ki, a vizet és oldott tápanyagokat ők is egész testfelületükön veszik fel. Gyökérszerű képződményeik csak a rögzítést

szolgálják. Szaporodásuk vízhez kötött, nemzedékváltakozós (ivaros és ivartalan szaporodási ciklusok váltják egymást). Nagy mennyiségű víz gyors felvételére képesek, (testtömegük többszörösét). A zuzmókhoz hasonlóan széles körben elterjedtek szerte a világon, a talajképzés mellett fontos szerepük van a talaj vízháztartásában.

- **Edényes növények (édesvíz)**

A part menti zónában kialakuló vegetáció a víztestek ökológiája szempontjából meghatározó szerepet tölt be. Az édesvízi és vízparti edényes növényeket különböző szempontok alapján csoportosítják, elhelyezkedésük a litorális zónában övszerű. Ez a zonáció jól jellemezhető a víztől való távolsággal és vízmélységgel. A zónákat a rájuk jellemző növényformáció nevével különböztetik meg, ilyen a hínárnövényzet is, melynek képviselői szerepet kaptak a mostani felmérésben: *Miriophyllum sp*. (süllőhínár), *Polygonum amphybium* (vidrakeserűfű). A Miriophyllum fajok vegetatív hajtásaikkal a víz alá merülnek, generatív hajtásaik a vízfelszín fölött vannak, a vidrakeserűfű egyedei alacsony vízálláskor szárazra kerülnek (amfifiton – vízben és szárazon is megél). Mindkettő a legyökerező hínárok típusába sorolható, kozmopolita élőlények.

- **Cserje (szárazföldi)**

Az ERICA alkalmazásban megkülönböztetett kategória, jelen felmérésünkben azonban nem volt kijelölve a kategóriában taxon csoport, vagy faj. Olyan fás szárú növények sorolhatók ide, melyek a fáknál alacsonyabbak, alacsonyan elágazó száruk van. Csoportosításuk nem annyira filogenetikai szempontokat követ, inkább morfológiai kategóriákat lehet alkotni (pl. törpecserjék, tövises cserjék, tűlevelű cserjék, stb.) A Raunkiær által létrehozott életforma-csoportosítás szerint (1907) a fákkal együtt a Phanerofiták közé sorolhatók, mely megkülönböztetés arra utal, hogy áttelelő szerveik legalább 25 cm magasan a talaj fölött találhatóak. Hazánkban élő elterjedt cserjék például a mogyoró, bodza, szeder, stb.

12.11.1.3 Az ICRP által definiált populációk és ökoszisztémák

A környezet védelme (jelen meghatározásban az élővilág védelmére kihegyezve) igen változatos módon valósulhat meg attól függően, hogy a védelem tárgyának mit tekintünk. A növényi vagy állati egyedek védelmétől a fajok vagy populációk védelmén át a közösségek vagy ökoszisztémák védelméig terjedhet. A közösségeket és ökoszisztémákat olyan populációk építik fel, melyek több különböző, igen összetett útvonalon állnak kapcsolatban egymással, melyek mindegyikét nem lehetséges egyetlen tanulmányban összefogni, ezért egy kiválasztott terület ökoszisztémájának tanulmányozásához az adott élőhelyre jellemző fajok populációinak struktúráját és annak változásait veszik alapul. Ezeket a változásokat figyelemmel kísérve lehet következtetéseket levonni jelen esetünkben a sugárzás hatásairól, az ok-okozati összefüggésekről is. A populációk struktúrájában bekövetkező változások ugyanis mindig összefüggésbe hozhatók valamilyen biotikus vagy abiotikus környezeti tényezővel, ami kihatással van az élelem-ellátottságra, vagy a ragadozó-zsákmány kapcsolatrendszerre, és így megnyilvánul az adott populációk egyedszámát meghatározó mortalitási, natalitási, ki-és bevándorlási adatokban, vagy akár a populációkon belüli koreloszlásban. Így a referenciaként választott élőlénycsoportok alapvető biológiai jellemzői mellett fontos számításba venni a populációs jellemzőiket is ahhoz, hogy az esetleges hatások kimenetelét, végpontjait vizsgálni tudjuk.

A populáció leegyszerűsített meghatározásban azonos fajhoz tartozó egyedek csoportja, melyek adott időben azonos helyen élnek. Adott területen való előfordulásukat meghatározza a terület eltartó-képessége, a be-és kivándorlás arányának egyensúlya. Genetikailag hasonló egyedekből épül fel, az adott populáció jellemzéséhez használható faktorok például a születési és halálozási ráta, a szaporodási arány, vagy a korstruktúra. Fontos szempont a sugárzás hatásainak vizsgálatakor az expozíció időtartama is, továbbá hogy a populációt mikor érte, ezért a populációk jellemzésénél figyelembe kell venni a szaporodást jellemző évszakhoz kötött vagy élőlény specifikus ciklusokat is, mivel így a populáción belül az egyes egyedek különböző dózisteljesítményeknek lehetnek kitéve, ami meghatározza az elnyelt dózist és más, a felmérés szempontjából lényeges faktorokat.

A referencia állatok és növények populációit általános faktorokkal jellemezték, mint a fekunditás (egy nőstényre eső utódszám), a populáció mérete, általános szaporodási jellemzők, ivararány, korcsoportok. (12.11.1-3. táblázat).

referencia állat, vagy növény	populációs jellemzők
szarvas	iteropária*, jól elkülönült csoportok, magas nőstény:hím arány, alacsony fekunditás, populáció egyedszáma <500
patkány	iteropária, kiegyensúlyozott nemek közti arány, magas fekunditás, populáció egyedszáma <1000
kacsa	iteropária, elkülönült csoportok, kiegyensúlyozott ivararány, alacsony fekunditás, a populáció egyedszáma <500
béka	iteropária, elkülönült csoportok, kiegyensúlyozott ivararány, magas fekunditás, a populáció egyedszáma <500
pisztráng	iteropária, elkülönült csoportok, kiegyensúlyozott ivararány, magas fekunditás, a populáció egyedszáma <500
méh	szemelpária** (a hímeknél), magas hím:nőstény arány, magas fekunditás, a populáció egyedszáma < 10000
földigiliszta	iteropária, hermaphrodita, magas fekunditás, a populáció egyedszáma >10000
fenyőfa	iteropária, örökzöld, magas fekunditás, populáció egyedszáma >1000
fű	iteropária, magas fekunditás, évelő (évente megújul), populáció egyedszáma >1000

*iteropária: élete folyamán több szaporodási ciklusa van
**szemelpária: életében egyetlen szaporodási ciklusa van

12.11.1-3. táblázat A referencia állatok és növények populációs jellemzői.

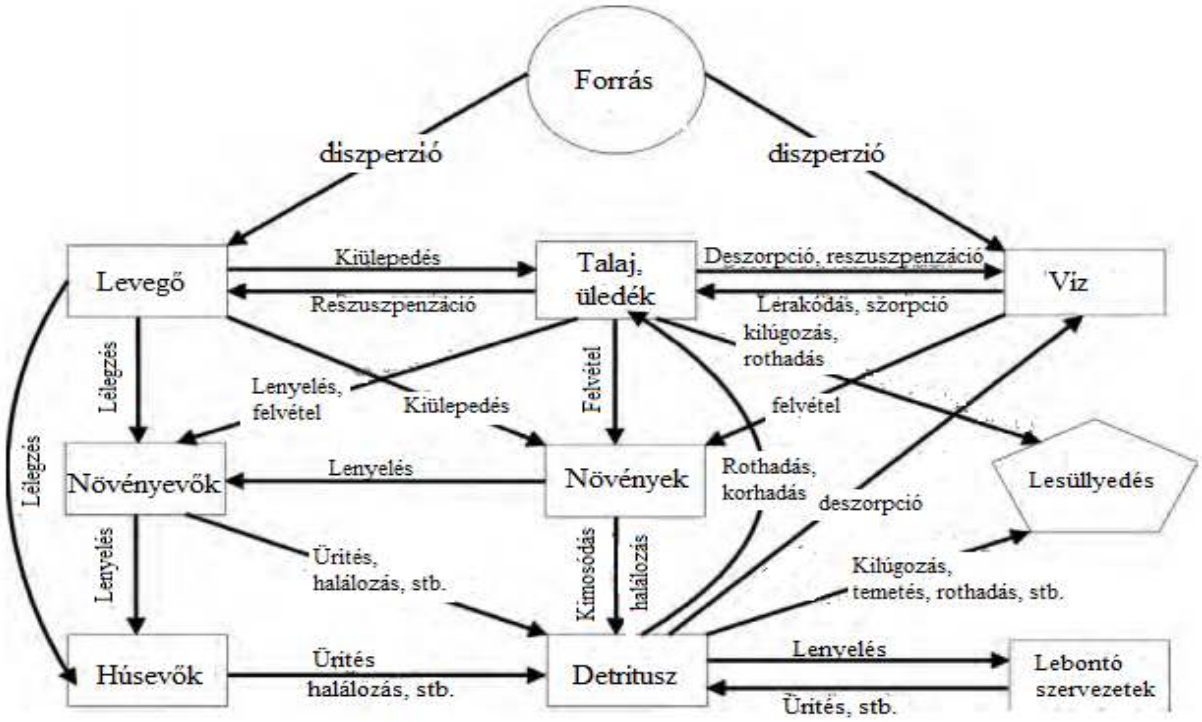
12.11.1.3.1 Az expozíció útvonalai

Az ICRP állásfoglalása szerint hasznos úgy figyelembe venni a sugárzást egy környezeti kontextusban, hogy összekapcsoljuk azt valamilyen forrással, ahol a forrás jelölhet bármilyen fizikai entitást, vagy folyamatot, ami mennyiségileg meghatározható sugárdózist eredményez. Ha radioaktív anyagok szabadulnak ki egy berendezésből a környezetbe, a berendezést, mint egészet figyelembe kell venni forrásként, ha már szétterjedtek a környezetben, akkor azt kell figyelembe venni, hogy a radioaktív anyagok mely része az, amely expozíció szempontjából érdekes, és így figyelembe veendő, mint sugárforrás.

A humán expozíciót vonatkoztatva egy forrásra, a Bizottság 3 típusú expozíciós szituációt vett figyelembe: tervezett, vészhelyzeti és meglévő. A tervezett expozíciós szituációk magukba foglalják a források tervezett telepítését és üzemeltetését, azok leállítását, a termelt radioaktív hulladékok elhelyezését és a terület rekultivációját. A vészhelyzeti szituációk azok a nem várt szituációk, amelyek a tervezett szituációk üzemeltetése közben következnek be, mulasztás, vagy hiba következtében, és sürgős reagálást igényelnek. A létező expozíciós szituációk pedig már akkor is fennálltak, amikor az ellenőrzésükre vonatkozó szabályozást megalkották, beleértve a természetes háttérsugárzást és a múltbeli tevékenységek maradványait, vagy a hosszú idejű expozíciók, amik vészhelyzeti szituációkat követtek (12.11.1. ábra).

Ezért valószínűleg bármilyen expozíciós tényezője a növényeknek és állatoknak, vagy bármilyen tevékenység, ami az expozíció eredményeként jött létre egy környezeti kontextusban, beleesne ebbe a három kategóriába. A prioritások viszont némiképp különbözőek lennének a környezetvédelem vonatkozásában.

A növények és állatok a környezetben különböző forrásokból származó ionizáló sugárzásnak vannak kitéve, különböző típusú expozíciós szituációkban. Mindegyiknél nagyon változatosak a faktorok, amik befolyásolják az elnyelt dózist. A radionuklidok szétszóródása a környezetben az organizmusok külső expozícióját eredményezi, ha a szennyezett közegben, vagy ahhoz közel élnek. Az elnyelt dózis komplex és nem lineáris faktorok kölcsönhatásainak eredménye, beleértve: a környezet szennyezettségének mértékét, a radioaktív bomlás tulajdonságait, (amit jellemez a sugárzás típusa, a bomlási energia), a geometriai kapcsolatot a sugárzás forrása és a cél között, a közeg anyagainak az összetételét és az árnyékolást, a közeg természetét és környezetét, ami körülveszi; az organizmusok elhelyezkedését és méretét; és az életciklusuk bármilyen lényeges állomását.



12.11.1. ábra A radionuklidok mozgását befolyásoló folyamatok az ökoszisztémában (Whicker & Shultz, 1982).

A belső expozíciót a radionuklidok akkumulációja eredményezi az organizmus szöveteiben és szerveiben, és azok a radionuklidok, amelyek áthaladnak az élőlény belén vagy más belső üregén. A belső expozíció függ a fizikai bomlás tulajdonságaitól, és a radionuklid jellemzőitől, biológiai felezési idejétől, és természetesen az egésztest, vagy szerv-specifikus aktivitás-szintjétől.

A különböző expozíciós szituációkhoz szükséges adatok

A humán sugárzási expozíció esetében a becslés alapja az elnyelt dózis, vagy az, amelyet elnyelhet az organizmus, ez pedig változhat az egyik expozíciós szituációról a másikra. Sok tervezett és meglévő expozíciós szituáció esetében, amelyeknél a radionuklidok jelen vannak a környezetben, direkt méréseket lehet végezni a vízben, üledékben, vagy talajban azért, hogy megbecsülhessük a külső forrásból származó dózist egy organizmusra. Emellett rendszerint lehetséges direkt radionuklid koncentráció adatokhoz jutni ahhoz, hogy a belső forrásból származó dózist is becsülni tudjuk. Más szituációkban azonban egy ettől különböző megközelítés is szükséges, ahol egy segédeszközt kell létrehozni, hogy modellezni tudjuk a megközelítéseket és a velejáró adatbázisokat. Ez lényegében az az eset, amikor megelőzzük az expozíciót már a források létrehozásánál a tervezett és potenciálisan vészhelyzeti szituációkban. A modellező megközelítések is megkívánhatnak különféle adatcsoportokat, hogy összekapcsolják a kitettséget a dózissal.

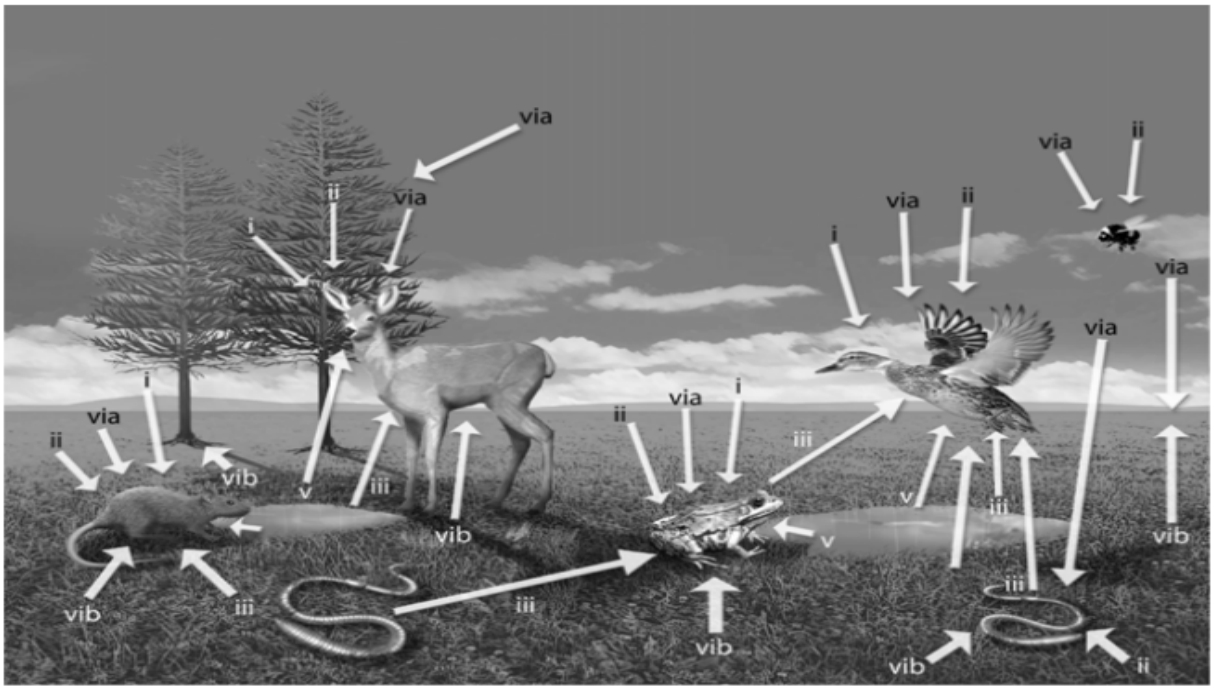
Így a kapcsolat a külső és belső radionuklidok koncentrációi között meglehetősen eltérő lesz a három különböző expozíciós szituáció alatt. A kényelmesebb számolás miatt a kapcsolatok rendszerint úgy vannak figyelembe véve, mintha mindegyik állandósult egyensúlyban lenne, vagy valamilyen formájában a dinamikus, nem állandósult állapotnak. Korábban az adatok gyakran koncentráció arányt fejeztek ki (ami valójában egy levezetett hányados) az organizmus, és az őt körülvevő közeg között. Így például a vízi organizmusokra az állandósult állapot koncentráció faktor értékként fejezhető ki, hogy reprezentálja a koncentráció arányát a radionuklidnak az organizmusban és a környező vízre nézve (szűrt vagy nem szűrt). Szárazföldi organizmusokra ez a kapcsolat néha transzfer faktor értékkel van reprezentálva, hányadosaként a radionuklid koncentrációjának az organizmusban és a talajban. Sok táblázatos kimutatás készült az ilyen értékekből, főleg a vízi organizmusokra, de ezek rendszerint azért lettek megfogalmazva, hogy becsülhetők legyenek az útvonalak, amelyek a humán

expozícióhoz vezetnek. Ezért ezek gyakran összefüggnek azokkal a radionuklid koncentrációkkal az organizmusok egy speciális csoportjánál, amelyeket az emberek fogyasztanak. Ezek az adatok így nem mindig relevánsak abban a tekintetben, hogy nem az organizmus által elnyelt dózissal, hanem főleg az egyes szövetekre, vagy szervekre vonatkoztatott dózissal számolnak.

Másrészt ezek az adatok rendszerint a kifejlett organizmusokra érvényesek. Az élővilág sugárterhelésének becslése szempontjából viszont igen fontosak az expozíció útvonalai, főleg az életciklus legérzékenyebb állomásaival kapcsolatban, amelyek így lehet, hogy egyáltalán nem lettek felbecsülve. Bár az expozíciót eredményező szennyezett talajból, üledékből, vízből, levegőből származó hatás különbözhet az életciklus bizonyos állomásain. A béka a petéit a vízbe rakja, és az ebihalak is vízi életmódot élnek, mindkettőnek van kapcsolata az üledékkel. Mindazonáltal a kifejlett béka jelentős időt tölthet vízen kívül, és jelentős távolságokat tehet meg a szárazföldön. A pisztráng a víztesten belül él, de az érzékeny pete stádium (életszakasz) a tó, vagy folyómeder közelében telik. Éppen fordítva történik ez a lepényhalnál, amelynek kifejlett egyedei életük nagy részét a tengerfeneken töltik, de a petéi és lárvái a víztest felső részeiben élnek. A szárazföldi szituációk jellemzése hasonlóan bonyolult tud lenni, mint például a kapcsolat meghatározása a radionuklid koncentrációja és a fenyők tobozai, vagy rügyei között, vonatkoztatva ugyanezt a talajra és a levegőre, vagy a rejtőzködő állatok, mint a patkány szöveteiben.

Sajnos nagyon kevés adat érhető el, ami használható a környezeti közeg és az életciklus érzékeny állomásai közötti kapcsolat reprezentálására a vízi organizmusok sok formájára, vagy a kifejlett egyedekre. Ezért hasznos egy referencia adatbázis megalkotása. Fontos szem előtt tartani, hogy a különböző expozíciós szituációkban számos faktort kell figyelembe venni (12.11.2. ábra), beleértve:

- külső expozíció szennyezett talajból, üledékből, levegőből, vagy vízből
- szennyezettsége a bundának, tollazatnak, vagy bőrnek
- belélegzése a lebegő szennyezett részecskéknek vagy gáz halmazállapotú radionuklidoknak
- radionuklidok lenyelése
- direkt felvétele a vízből vízi organizmusok esetében.



12.11.2. ábra Szárazföldi expozíciós útvonalak
i: a részecskék, vagy gáz belélegzése; ii: a szőr, toll, vagy bőr kontaminációja; iii: tápláléklánc alsóbb szintjeinek a fogyasztása; v: szennyezett víz ivása; vi: külső expozíció levegőn (a) vagy talajon (b) keresztül

A környezetvédelmi jelentőségű felmérések rendszerint magukba foglalják az expozíció valószínűsíthető következményei feltárásának a szükségességét is, mint mondjuk a különféle vészhelyzeti expozíciós szituációk kimenetelét.

Az expozíció hatásai a Referencia Állatok és Növények populációira

A korábbi megfigyelések és felmérések alapján az egyes referencia csoportok populációin belül az expozíciós dózisteljesítményekhez hatásokat rendeltek, ami valamilyen érzékelhető változást okoz a populáció természetes struktúráján, vagy az azt jellemző faktorokon (12.11.1-4. táblázat).

Dózisteljesítmény (mGy/nap)	Szarvas	Patkány	Kacsa	Béka	Pisztráng	Méh	Földigiliszta	Fenyő	Fű
>1000	Mortalitás hematológiai szindrómától ($LD_{50/30}$ 1-8 Gy)	Mortalitás hematológiai szindrómától kifejlett egyedeknél ($LD_{50/30}$ 6-10 Gy)	Mortalitás kifejlett egyedeknél ($LD_{50/30}$ 7-11 Gy)	Mortalitás kifejlett egyedeknél ($LD_{50/30}$ 19 Gy) Mortalitás ebihalaknál ($LD_{50/30}$ 17 Gy)	Mortalitás embrióknál (LD_{50} 0,3-19 Gy) az embrionális stádiumtól függően	Mortalitás kifejlett egyedeknél (LD_{50} 20-3000 Gy), lárváknál (LD_{50} 1-2 Gy),	Mortalitás kifejlett egyedeknél ($LD_{50/30}$ 650 Gy)	Mortalitás (LD_{50} 5-16 Gy),	Mortalitás (LD_{50} 16-22 Gy),
100-1000	Élettartam csökkenés különböző okokból kifolyólag	Élettartam csökkenés különböző okokból kifolyólag	Hosszú lefutású hatások a fejlődő embrión	Fejlődő peték mortalitása	Növekvő morbiditás valószínűsíthető	Csökkent reprodukciós képesség az ivarszervek elváltozása és a bábok mortalitása miatt	Morbiditás és csökkent reprodukciós képesség	Mortalitás megfigyelhető hosszú kitettség után.	Csökkent reprodukciós képesség.
10-100	Növekvő morbiditás, élettartam csökkenés valószínűsít-hető, csökkent reprodukciós képesség	Növekvő morbiditás, élettartam csökkenés valószínűsít-hető, csökkent reprodukciós képesség	Növekvő morbiditás	Nincs értékelhető információ a hatásra.	Ártalmas hatás megfigyelhető a fiatal halakon, mint a fertőzésekkel szembeni ellenállás csökkenése.	Nincs információ	A hatás nem valószínű.	Mortalitás megfigyelhető hosszú kitettség után. Növekedési problémák. Csökkent reprodukciós képesség.	Csökkent reprodukciós kapacitás
1-10	Csökkent reprodukciós képesség valószínűsíthető a felnőtt hímek sterilitása miatt	Csökkent reprodukciós képesség valószínűsíthető a felnőtt hímek és nőstények sterilitása miatt	Csökkent reprodukciós képesség valószínűsíthető a költési hajlandóság csökkenése	Nincs értékelhető információ a hatásra.	Csökkent reprodukciós képesség valószínűsíthető	Nincs információ	A hatás nem valószínű.	Morbiditás, ami anatómiai és morfológiai károsodásban nyilvánul meg. További kitettség a reprodukciós	Nincs információ

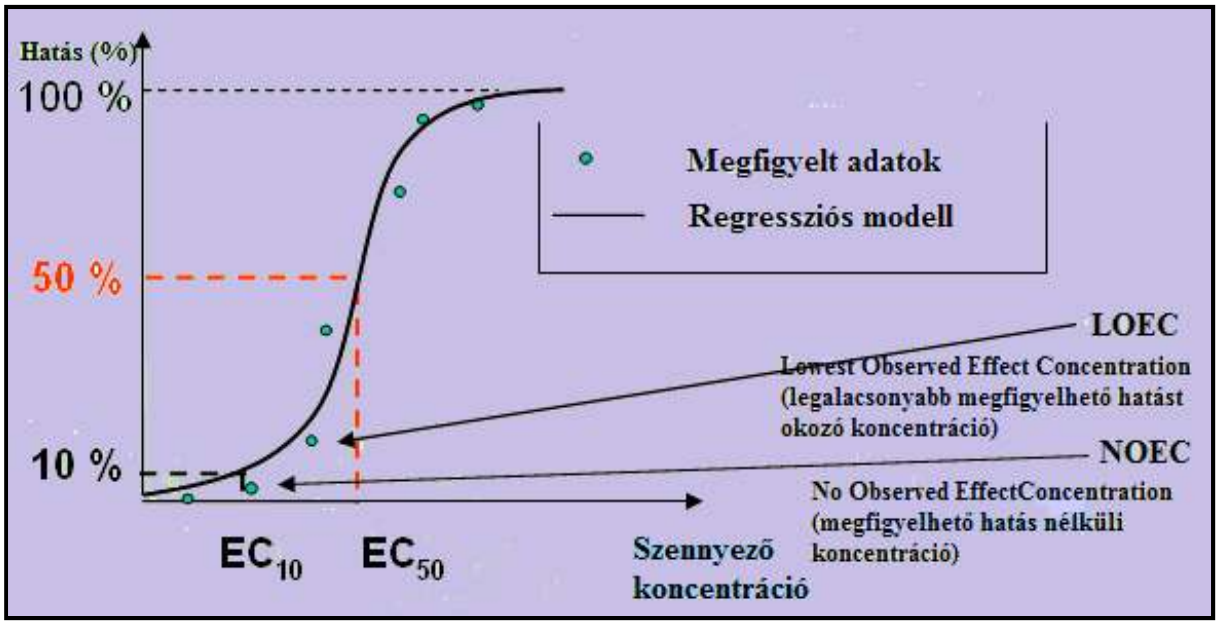
Dózisteljesítmény (mGy/nap)	Szarvas	Patkány	Kacsa	Béka	Pisztráng	Méh	Földigiliszta	Fenyő	Fű
			miatt					képesség csökkenéséhez vezet.	
0,1-1	Nagyon alacsony valószínűségű hatás	Nagyon alacsony valószínűségű hatás	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ
0,01-0,1	Nincs megfigyelt hatás	Nincs megfigyelt hatás	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ	Nincs információ
<0,01	Természetes háttér	Természetes háttér	Természetes háttér	Természetes háttér	Természetes háttér	Természetes háttér	Természetes háttér	Természetes háttér	Természetes háttér

12.11.1-4. táblázat Az expozíció hatásai a referencia állatok/növények populációira

Az élőlényekre gyakorolt hatások számszerűsítése érdekében olyan mérőszámokat vezettek be, amelyek segítségével az ERICA vizsgálati-becslési eszköz felhasználásával becsülhető a kockázat. Az alább bemutatott módszert az Európai Bizottság ajánlotta vegyszerek előreláthatóan hatás nélküli koncentrációinak (PNEC—Predicted No Effects Concentrations) becslésére. Ez lényegében az elérhető ökotoxikológiai adatokon alapul, EC_{50} az akut expozíciós körülményeket jellemzi, EC_{10} pedig a krónikusokat, ahol EC a hatást okozó koncentráció.

EC_{50} a vegyi anyag akut toxicitásának jellemzésére szolgáló azon hatást okozó koncentráció, amely toxikológiai vagy ökotoxikológiai teszteléskor a mérési végpont 50%-os csökkenését okozza a kezeletlen kontrollhoz képest. Az EC_{50} a koncentráció-hatás összefüggésből, vagyis a különböző koncentrációjú (hígítású) vegyi anyagnak kitett tesztorganizmusok válasza alapján grafikusan határozható meg, az 50%-ra csökkent válaszhoz tartozó koncentráció érték leolvasásával. Mértékegysége: mg (g) vegyi anyag/liter tesztoldat, vagy mg (g) vegyi anyag/kg tesztelt szilárd fázisú minta. Ha a végpont a letalitás, akkor az EC_{50} érték a tesztorganizmusok felét elpusztító koncentráció (LC_{50}: = halálos [lethal] koncentráció). Ha a vizsgált végpont egy tesztorganizmus légzési enzimjének aktivitása, az EC_{50} a légzési enzim aktivitását felére csökkentő vegyi anyag koncentrációt jelenti. Ha a végpont a baktérium lumineszcens fénykibocsátása, akkor az EC_{50} a lumineszkálás fényintenzitását felére csökkentő vegyi anyag koncentráció. Differenciáltabb toxikológiai ill. ökotoxikológiai jellemzésre használatos a 10, a 20, vagy a 90 %-os gátláshoz tartozó EC_{10}, EC_{20}, EC_{90} érték is.

Ugyanezt a megközelítést alkalmazzák a sugárzás hatásainak vizsgálatakor is, csak ebben az esetben az EC_{10} és EC_{50} értelemszerűen az aktivitáskoncentrációkat jelöli (Bq/l, Bq/kg). Természetesen az eljárás ugyanígy alkalmazható dózisra (ED_{10}, ED_{50} – µGy) vagy dózisteljesítményre (EDR_{10}, EDR_{50} - µGy/h). Egy ilyen kísérleti vizsgálat eredményét, ill. a fent bevezetett paraméterek származtatását szemlélteti a 12.11.3. ábra.



12.11.3. ábra Kitettség-válasz kapcsolatok ökotoxicitási teszteknél.

A LOEC az a legkisebb vegyi anyag koncentráció, amelynek hatása már megfigyelhető egy élőlény (tesztorganizmus) hosszú távú kitettsége esetén, pl. ún. krónikus toxicitási tesztben. Analóg kifejezés a dózisokkal dolgozó toxikológiában a LOEL (Lowest Observed Effect Level) az a legkisebb dózis, melynek hatása már megfigyelhető. A NOEC az a legnagyobb vegyi anyag koncentráció, amelynek még nincs megfigyelhető hatása egy élőlény (tesztorganizmus) hosszú távú kitettsége esetén, pl. egy krónikus toxicitási tesztben statisztikailag nem mutat szignifikáns hatást. Analóg kifejezés a dózisokkal dolgozó toxikológiában a NOEL (No Observed Effect Level) az a legnagyobb dózis, amelynek még nincs megfigyelhető hatása. A NOEC és a LOEC egymásból számíthatóak: NOEC = LOEC/2. A szennyezőanyag még megengedhető maximális koncentrációja MATC (maximum allowable toxicant concentration) a LOEC és NOEC érték átlagaként számítható. A legtöbb

akut toxicitással rendelkező vegyi anyagnak krónikus toxicitása is van. Az akut és krónikus hatás közötti számszerű összefüggés, az akut-krónikus arány (ACR: acute chronic rate) ismeretében számítással is meghatározhatjuk a NOEC értékét az akut hatás mérőszámából (EC_{50}). Egyazon tesztorganizmus esetén az ACR = EC_{50} / NOEC, ahol az EC_{50} a rövid távú, pl. 24 vagy 96 órás teszt eredménye.

A radioökológiai kockázat felmérésére származtatott mérőszámokat úgy kell megalkotni, hogy azok védelmet jelentsenek egy általános vízi, vagy szárazföldi ökoszisztéma struktúrájának és funkciójának megőrzésére. Ennek számszerűsítéséhez két módszert fejlesztettek ki: egyrészt a rögzített biztonsági együtthatók (SF – safety factor) használatát, másrészt a fajok érzékenységi eloszlásának felmérésén alapulót (SSD: Species Sensitivity Distribution). Mindkettő az Európai Technikai Útmutató Dokumentumok (Technical Guidance Document – TGD) (Europian Commission, 2003) útmutatásain alapszik és elsődlegesen a kémiai kockázat felmérésére hozták létre.

A rögzített biztonsági együtthatók módszere

A PNEC előrejelzés szerint az ökoszisztéma egészére károsan nem ható legnagyobb szennyezőanyag-koncentrációra az egyes ökoszisztéma-tagok ökotoxikológiai tesztelésével meghatározott, károsan még nem ható küszöbkoncentrációk alapján, faktoriális extrapolációval vagy statisztikai adatok alapján következtetünk. A faktoriális extrapoláció módszerét alkalmazva a biztonsági faktor az alkalmazott ökotoxikológiai tesztek környezeti realitásával arányosan csökken. Az alábbi biztonsági faktorok alkalmazását javasolják az erre vonatkozó metodikai útmutatók, pl. az egységes európai metodika:

f =1000: 3 akut laboratóriumi teszt 3 trófikus szintről származó tesztorganizmussal,
f =100: 1 krónikus és 2 akut laboratóriumi teszt 3 trófikus szintről származó tesztorganizmussal,
f = 50: 2 krónikus és 1 akut laboratóriumi teszt 3 trófikus szintről származó tesztorganizmussal,
f = 10: 3 krónikus laboratóriumi teszt 3 trófikus szintről származó tesztorganizmussal
f = 1: mezokozmosz, szabadföldi ökoszisztéma vizsgálat.

A módszer használatánál alapvető feltételezés, hogy az ökoszisztémák válasza egy adott hatásra mindig a legérzékenyebb fajoktól függ, és hogy az ökoszisztémák struktúrájának védelme biztosítja a közösség funkcióinak ellátását. A megközelítés keretein belül az extrapolációk több szempontot vesznek figyelembe és igen széles tartományt ölelnek át, az akut hatásoktól a krónikusig, egy adott fejlettségi állapottól a teljes életciklusra kiterjesztve, az egyedre vonatkozó hatásoktól a populációs szintig, egy és több fajra, többféle expozíciós útvonalra, direkt és indirekt hatásokat szem előtt tartva, különböző tér és időbeli skálákon mozogva. A biztonsági együtthatót alkalmazó módszer magasan konzervatívnak mondható, ami magába foglalja a legrosszabb eshetőségek megsokszorozódását, halmozódását is az összes fent említett körülmény figyelembe vételével.

A biztonsági együtthatókat alkalmazó determinisztikus megközelítések mindig a legalacsonyabb dózisteljesítmények megfigyelését veszik alapul, hogy meg tudják határozni annak szignifikáns biológiai hatásait bármelyik teszt fajra nézve, és ezt elosztják egy előre meghatározott,10-1000 közé eső biztonsági faktorral (tengeri ökoszisztémáknál 10000) az elérhető adatok minősége és mennyisége szerint. A biztonsági faktor mindig a felmérés bizonytalanságával arányosan nő.

Az SSD megközelítés

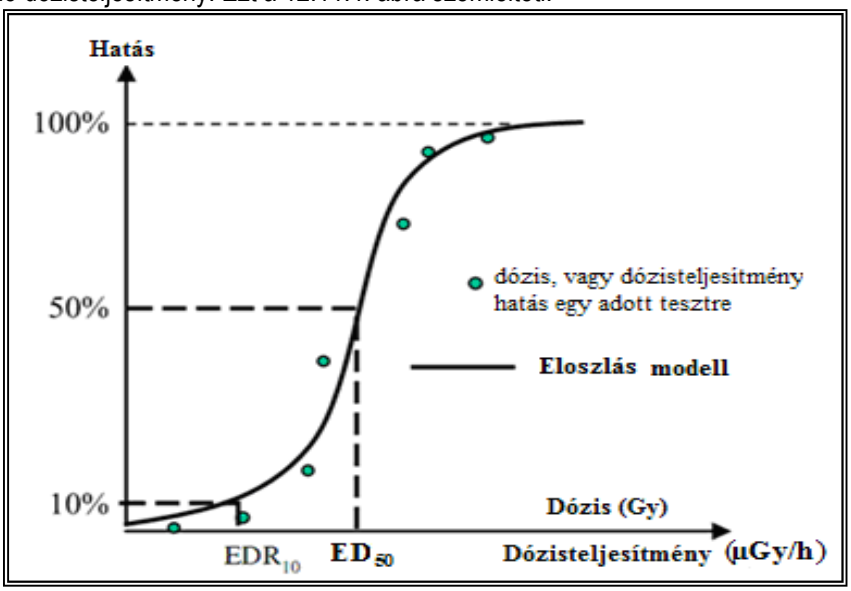
A módszert azért alkalmazzák, mert egy ökoszisztéma tagjainak érzékenysége egy konkrét vegyi anyaggal szemben fajonként eltérő lehet. Az SSD módszer az ökoszisztémára károsan még nem ható vegyi anyag koncentráció meghatározását szolgáló statisztikai extrapolációs módszer. Lényege, hogy a publikált eredmények közül kigyűjtik az egy vegyi anyagra különféle fajokkal mért NOEC értékeket és ezen értékeket ábrázolják gyakoriságuk függvényében. Az eloszlási görbéről leolvassák az átlagos NOEC értéket és a hozzá tartozó toxicitási sávot. Ennek a metodikának lényeges eleme annak feltételezése, hogy a laboratóriumban vizsgált fajok érzékenységi eloszlása megegyezik a természeti körülmények közöttivel, vagyis jól reprezentálja a környezetben a valóságban élő fajok érzékenységi eloszlását.

Az SSD módszerrel kapott görbéről leolvasható a PNEC értéke is. Praktikus okokból a PNEC érték képzésére az 5%-os valószínűség pontját választották, ami azt jelenti, hogy a (vizsgált) ökoszisztéma tagok maximum 5%-ára hat károsan a vizsgált vegyi anyag. Az ökoszisztéma 5%-át károsan érintő koncentrációt ($HC_{5)}$ "veszélyes koncentráció"-ként (HC = hazardous concentration) is értelmezik, ill. használják.

A fajok érzékenységi eloszlásán alapuló valószínűségi megközelítés az ökotoxikológiában bevált módszer. Az SSD meghatározása különböző toxikus anyagokra egy $E_TX2.0$ nevű program (Aldenberg és Jaworska, 2000) segítségével kivitelezhető. A program lehetőséget nyújt statisztikai módszerek alkalmazására az SSD meghatározásához. Bemenő adatként olyan ökotoxikológiai tanulmányokból levezethető végpontok (pl. letalitás) szolgálnak egy adott anyagra, fajra, vagy folyamatra vonatkozóan, melyek egy előre definiált környezeti elemet, vagy ökoszisztémát reprezentálnak. Bemenő adatok lehetnek a toxicitási és expozíciós koncentráció adatok. Példának okáért a szakirodalomból kiválogatjuk a különböző talajlakó organizmusokra vonatkozó, megfigyelhető hatással nem járó koncentrációkat (NOEC), pl. kadmiumra, és ezeket bevisszük a programba. A bevitt adatcsoportok felhasználásával a program normál eloszlást számol, ellenőrzi az illeszkedés jóságát, valamint kiszámítja a HC_5 és HC_{50} mediánját és kétoldali 90%-os konfidencia határértékeit. Emellett az így kapott koncentrációkra (HC_5 és HC_{50}) vonatkozó FA (Fraction affected) középértéket a kétoldali 90%-os konfidencia határértékekkel. Az adatokat hisztogramon és egy összesített sűrűség függvényen is ábrázolja. Ha már megvan az így kiszámított SSD, akkor egyetlen környezeti koncentráció értékből meghatározható az érintett fajok hányada, ha pedig több adatunk az adott környezeti közegre vonatkozó koncentráció sorozatunk van, akkor a várható ökológiai kockázat (Expected Ecological Risk – EER) is becsülhető.

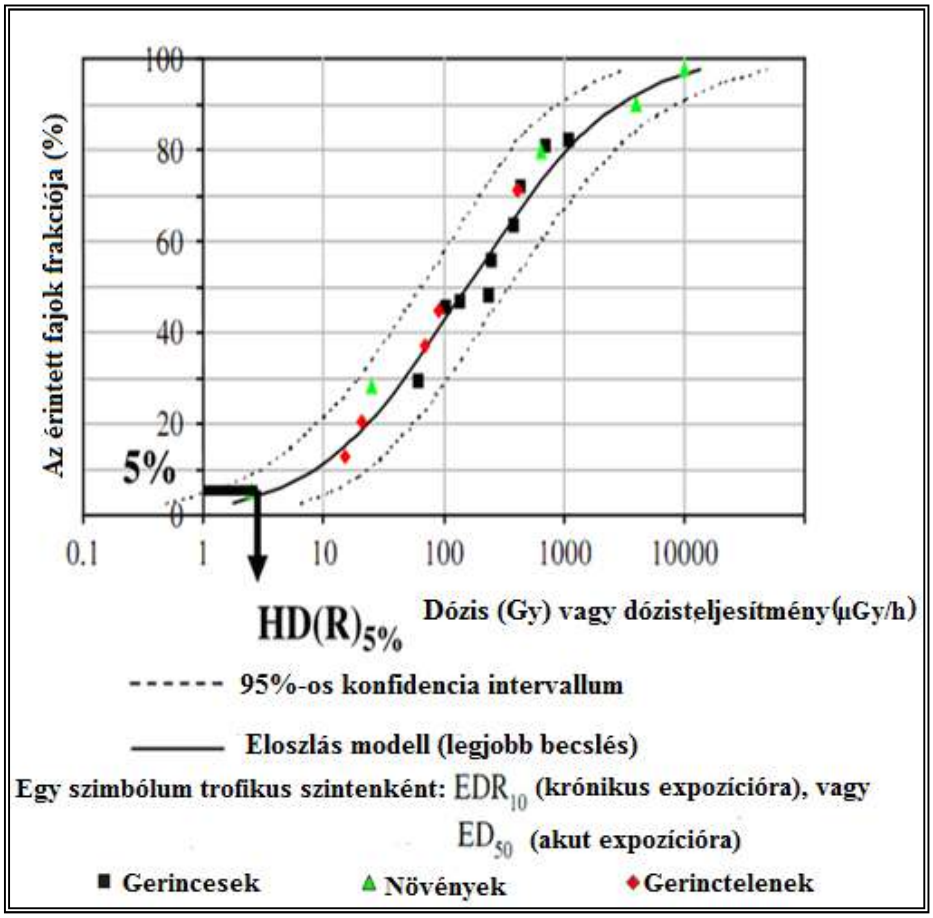
A két megközelítés együttes alkalmazása a hatást ki nem váltó dózisteljesítmény értékek származtatására

1. ***lépés:*** A FREDERICA adatbázisból kiválasztották a méréseken alapuló adatokat az adott ökoszisztémára.
2. ***lépés:*** Az SSD megközelítés alkalmazásával rekonstruálták a dózis-hatás kapcsolatok eloszlását, amiből a kritikus toxicitási végpontok származtathatók. Krónikus expozícióra a kritikus toxicitási adat az EDR_{10}, ennek megfelelően az adott dózisteljesítmény-hatás modell görbéjéről megállapítandó az EDR_{10}-nek megfelelő dózisteljesítmény. Ezt a 12.11.4. ábra szemlélteti.



12.11.4. ábra Az EDR_{10} származtatása.

3. ***lépés:*** A veszélyes dózisteljesítmény (HDR_5) hatását a fajok 5%-ára becsülték. A PNEDR számszerűsített értékét végül egy járulékos biztonsági faktor (SF) alkalmazásával hozták létre, amellyel számba vették a fennmaradó bizonytalanságot (12.11.5. ábra). Ez a SF faktor 1-5 közé esik, az alkalmazott SSD módszer bizonytalanságát jellemzi.

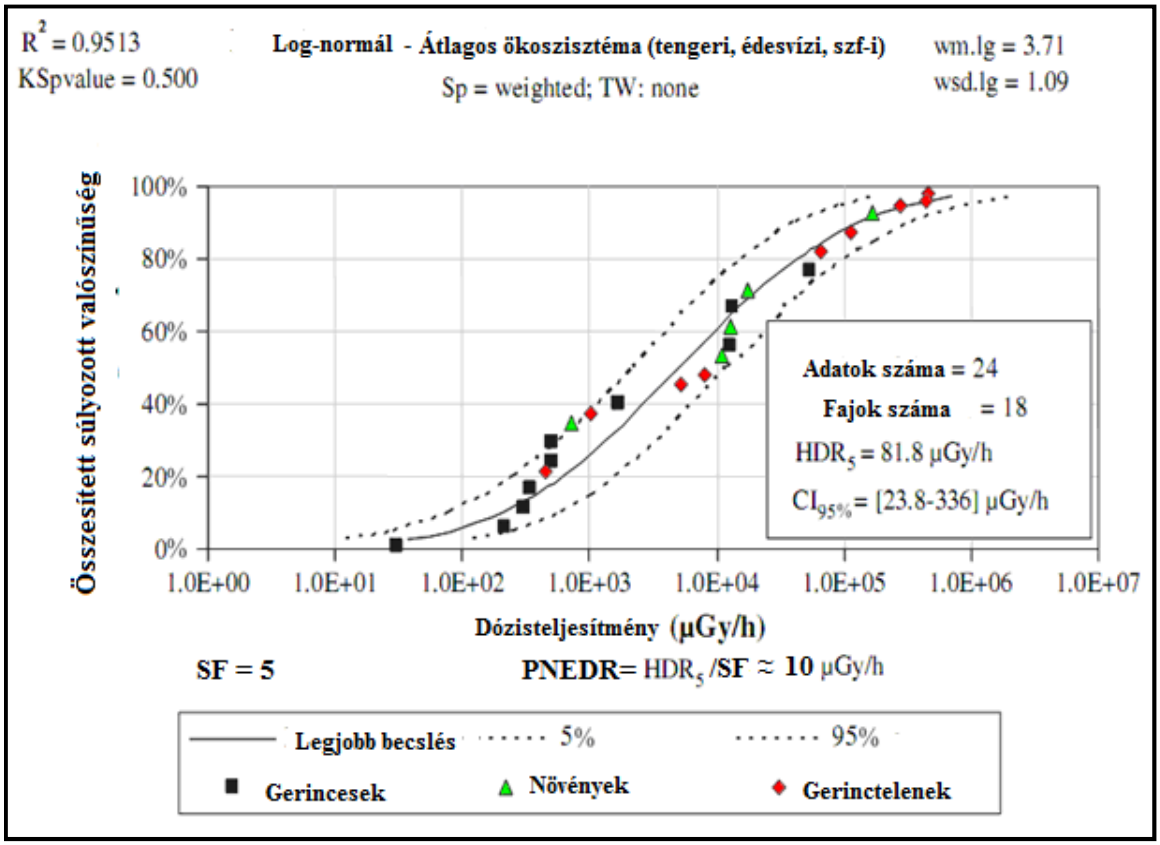


12.11.5. ábra A HDR_5 származtatása.

Összefoglalva

Először meghatározták egy adott közegben a vizsgált radioaktív izotópnak azt az aktivitáskoncentrációját, amely 10%-os hatást eredményez a kiszemelt fajra nézve. Ez az érték az EDR_{10}. Ezt meghatározták az összes vizsgált fajra, a fajok érzékenységi eloszlásának megállapítása céljából. Az SSD görbének a fajok 5%-os frakciójához tartozó dózisteljesítmény értéke határozza meg a HDR_5-t (ez a veszélyes dózisteljesítmény, ami 10%-os hatást eredményez a fajok 5%-ára). Ebből határozták meg a várhatóan hatás nélküli dózisteljesítményt (PNEDR - Predicted No Effect Dose Rate), ami nem más, mint a HDR_5 és az SF hányadosa. Ezt a megközelítést használták az ERICA vonatkoztatási dózisteljesítményének meghatározásánál (10µGy/h = PNEDR). A 18 különböző fajra összegyűjtött 24 db adat alapján kapott eloszlást a 12.11.6. ábra mutatja. Az SSD megközelítés radioaktív szennyezőkre való alkalmazása több éves fejlesztés eredménye (Garnier-Laplace et al., 2006, 2008, 2010).

Meg kell jegyeznünk, hogy a PNEDR egy általános ökoszisztémára vonatkozó vonatkoztatási szint, az ERICA integrált megközelítés használatakor csak a felmérés 1. és 2. szintjén használható a járulékos dózisteljesítmény értékek hatásainak összehasonlítására. A vonatkoztatási szint származtatásakor az ERICA nem számol a háttérsugárzással. Az ICRP RAPs listáján szereplő élőlényekre vonatkozó háttér sugárterhelés értékek az ERICA megállapításai szerint édesvízi organizmusok esetén 0.4-0.5 µGy/h (Hosseini et al., 2010), szárazföldi állatokra és növényekre 0.07-0.6 µGy/h (Beresford et al., 2008).



12.11.6. ábra SSD görbe egy átlagos ökoszisztémában krónikus külső γ-sugárzás hatásának vizsgálata alapján.

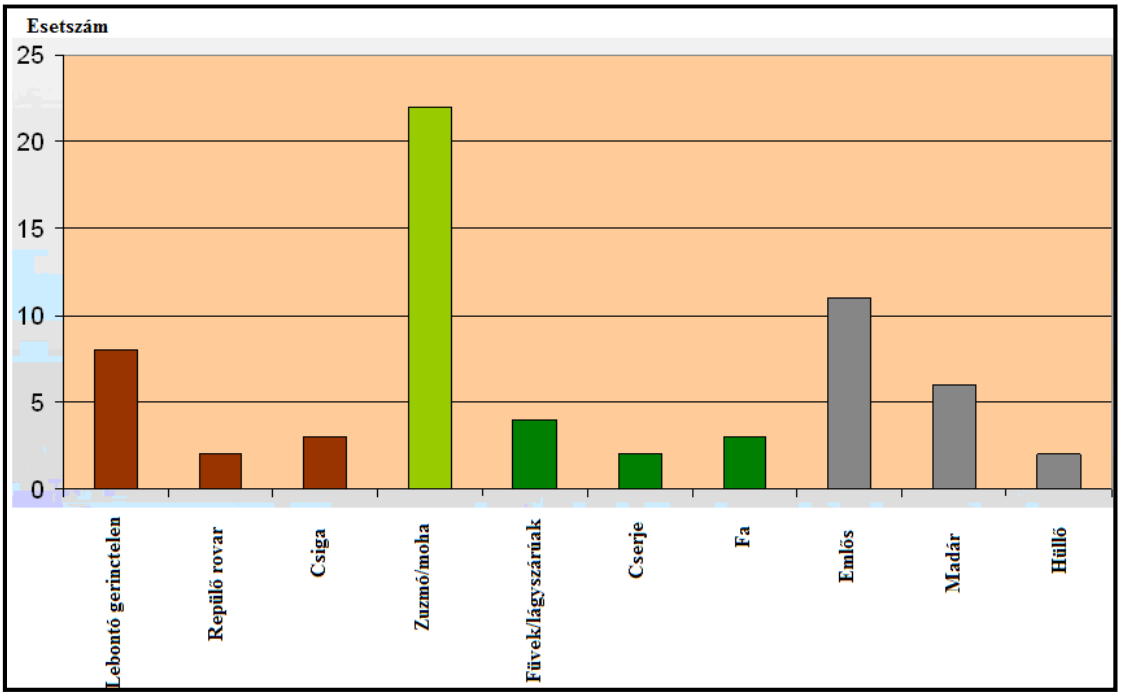
Az ERICA eszköztár alapértelmezésként egyetlen általános vonatkoztatási dózisteljesítményt alkalmaz minden fajra és ökoszisztémára. Úgynevezett limitáló organizmusokat állapított meg az alapértelmezett 63 radionuklidra a szárazföldi (12.11.7. ábra), édesvízi (12.11.8. ábra) és tengeri ökoszisztémákban az élőlények kitettségének függvényében. Nem veszi viszont számításba azt a tényt, hogy a leginkább kitett organizmus nem feltétlenül a legérzékenyebb. Ez a felmérés szempontjából azt jelenti, hogy a kimenő adataink is konzervatívak lesznek, az expozíció hatásai feltételezhetően túlbecsültek.

Mindezeket figyelembe véve ajánlott lenne élőlény csoport-specifikus dózisteljesítmény határértékeket bevezetni. Az ICRP ezt felismerve hozta létre a származtatott referencia szinteket (DCRL: Derived Consideration Reference Level), mint viszonyítási alapot (lásd a 12.11.9. ábrat). Ezt úgy lehet definiálni, mint a dózisteljesítmények azon csoportja, amelyen belül valószínűsíthető az ionizáló sugárzás káros hatása a referencia élőlények egyes típusaira (az adott organizmus szempontjából feltételezett biológiai hatásokból levezetve). Ha ezeket az értékeket referenciaként más releváns információkkal együtt figyelembe vesszük, optimalizálni tudjuk a környezetvédelmi erőfeszítéseinket.

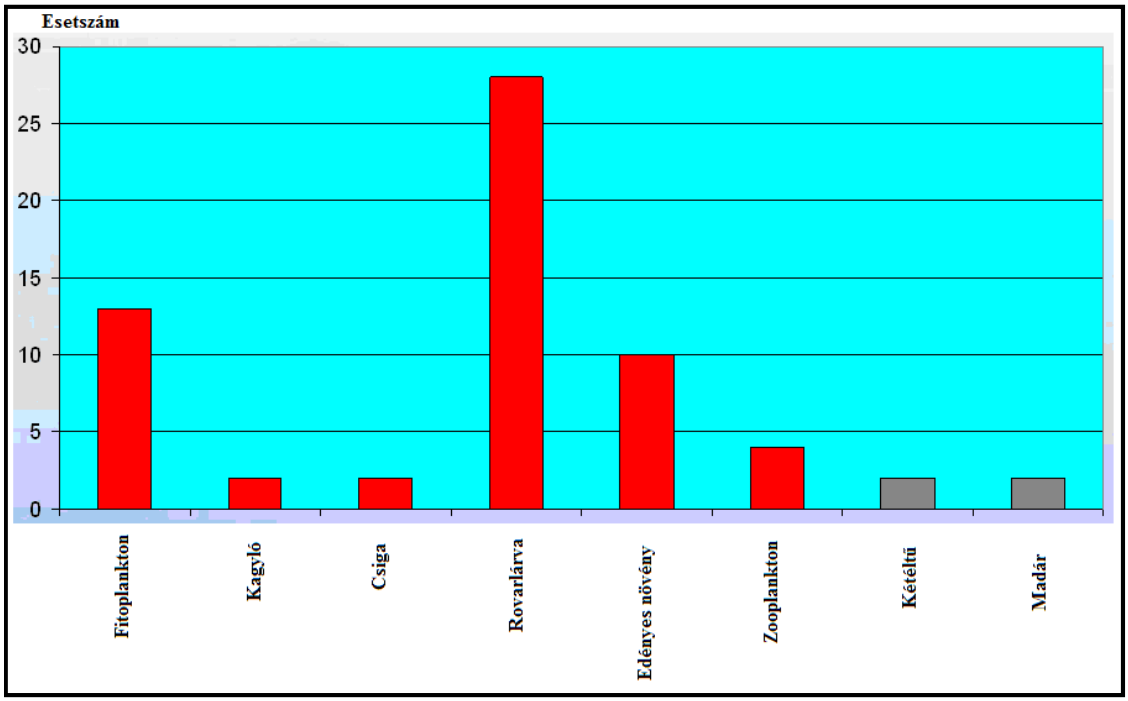
Összevetve a hatásokra vonatkozó tanulmányokat, a következőképp foglalhatjuk össze az érzékenységet és kitettséget is figyelembe vevő egyes vonatkoztatási szinteket:

- FASSET (2003): jelentéktelen hatások <100 µGy/h dózisteljesítménynél
- ERICA (2007): észlelhető hatást ki nem váltó dózisteljesítmény: 10 µGy/h
- UNSCEAR (2008) előterjesztés: meghatározta a leginkább kitett egyedekre vonatkozó, a közösségre valószínűsíthetően szignifikáns hatást okozó értékeket:
    - 100 µGy/h szárazföldi fajokra
    - 400 µGy/h az édesvízi közösségekre
    - < 1 Gy akut kitettségre

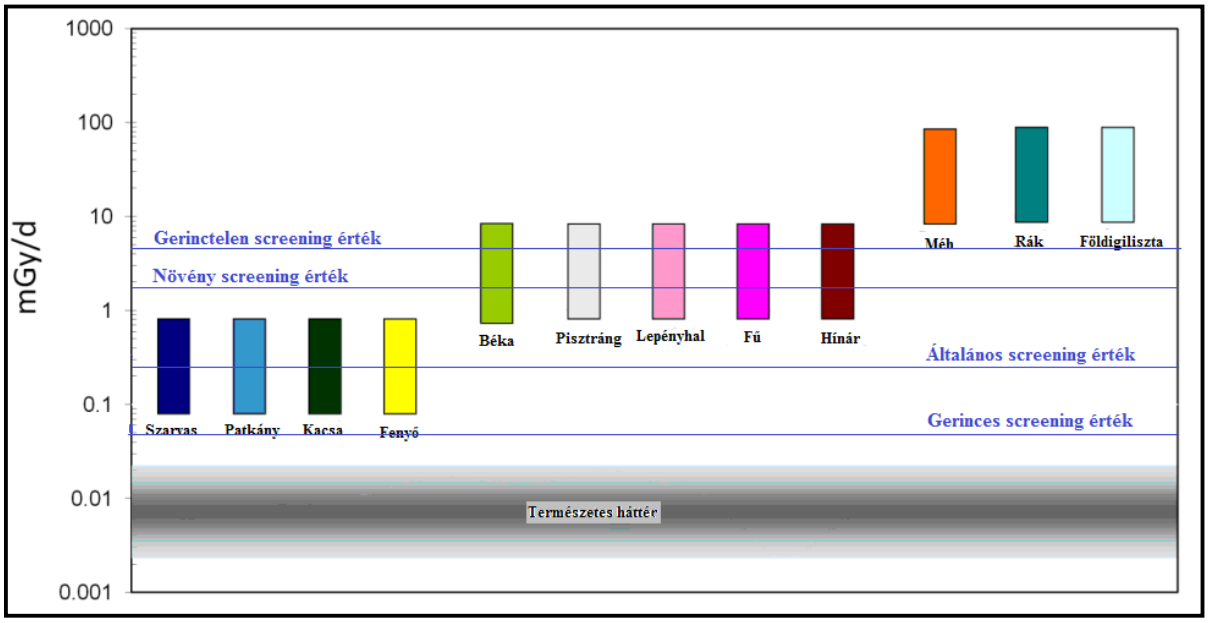
- PROTECT (2009): 10 µGy/h és ez alatti dózisteljesítmény alkalmas általános vonatkoztatási értéknek
- ICRP: DCRL 4-40 µGy/h a legérzékenyebb referencia csoportokra.



12.11.7. ábra Limitáló organizmusok kitettség megoszlása taxononként szárazföldi ökoszisztémában 63 radionuklidra.



12.11.8. ábra Limitáló organizmusok kitettség megoszlása taxononként édesvízi ökoszisztémában 63 radionuklidra.



12.11.9. ábra Az ICRP által definiált DCRL a RAPs csoportokra.

12.11.2 Az ERICA Integrált Szemlélet bemutatása

12.11.2.1 Az ERICA Integrált Szemlélet koncepciója és felépítése

A környezetre potenciális, vélt vagy valós veszélyt jelentő tevékenységekkel, létesítményekkel, illetve szennyezett területekkel kapcsolatos döntéshozást általában környezeti hatásvizsgálatra (KHT) alapozzák. A folyamatnak biztosítania kell az átlátható döntéshozást, mely során minden érdekelt féllel konzultálnak, és azok megjegyzéseket tehetnek az adott helyzet hatásával kapcsolatban. Ennek megfelelően a környezettel kapcsolatos döntéshozásba bele kell tartoznia az ionizáló sugárzások (potenciális) környezeti hatásainak a figyelembe vételének, ott és ahol az releváns. A körülményektől függően ennek kisebb vagy nagyobb súlya lehet az egész KHT-n belül, de rendszerint jelentős figyelmet von magára az érintett felek részéről, a radionuklidokat a környezetbe kibocsátó létesítmények – mint például amelyek részt vesznek a nukleáris fűtőelem ciklusban – gyakran vitatott megítélése miatt.

Az ionizáló sugárzások környezeti (azaz az élővilágot és az ökoszisztémákat érintő) hatásainak felmérésére, a KHT-k – és ezáltal a környezetet érintő döntéshozások – segítésére szolgáló, tudományosan megalapozott és hiteles rendszer felállítására számos kezdeményezés történt pl. az Egyesült Államokban (US DoE, 2002), Kanadában (Environment Canada, 2001) és az Egyesült Királyságban (Copplestone et al., 2001). A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (International Commision on Radiation Protection, ICRP) új ajánlásai magában foglalják a környezet direkt figyelembevételét (ICRP, 2007), a Bizottság korábbi publikációjának (ICRP, 2003) vonatkozó részeire építkezve. Az Európai Unió az FP5 (ötödik keretprogram) keretében két, a környezeti sugárvédelem szempontjából releváns nemzetközi projektet támogatott: FASSET-et (Framework for ASSesment of Environmental impacT, szerződés sz. FIGE-CT-2000-00102) és az EPIC-et (Environmental risks from Ionising Contaminants in the Arctic, szerződés sz. ICA2-CT-2000-10032). Az FP6 (hatodik keretprogram) indítását követően a figyelem áttevődött a tisztán felmérési jellegről arra, hogy döntéshozásban és a jogszabályalkotásban is segítséget nyújtson. Ennek eredményeként jött létre az ERICA projekt (Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management, EC szerződés sz. FI6R-CT-2004-508847), amelyet az Európai Unió valamint 7 tagállam 15 szervezete közösen pénzelte 2004 és 2007 között. A project célja az volt, hogy egy olyan megközelítést adjon az ionizáló sugárzás környezeti aspektusának, amely biztosítja, hogy a környezettel kapcsolatos ügyekben a döntéshozás során kellő súlyt kapnak az ionizáló sugárzásnak való kitettségtől

származó hatások és kockázatok, kihangsúlyozva az ökoszisztémák szerkezetének és működésének a védelmét. E cél megvalósulása érdekében környezeti irányítással, kockázat karakterizálással és hatás felméréssel kapcsolatos elemeket integráltak egybe, amely az *ERICA Integrált Szemlélet* elnevezést kapta (Larsson, 2008).

Az ERICA projekt két fő terméket eredményezett: az ERICA Integrált Szemlélet-et és az azt segítő ERICA Eszköztárat. A D-ERICA kutatási jelentés (Beresford et al., 2007) összefoglalja az ERICA Integrált Szemlélet-et, javaslatokat tesz a felhasználónak arra vonatkozóan, hogy hogyan fogalmazza meg a problémát (az érdekelt feleket is bevonva, ha az megfelelő), hogyan hajtson végre egy hatásfelmérést és hogyan értékelje az adatokat. Körvonalazza a felhasználónak a felmérés előtt, közben és után számára rendelkezésre álló (és döntést igénylő) kérdéseket és lehetőségeket. Az ERICA eszköztár keresztülvezeti a felhasználót a felmérési folyamaton, feljegyzéseket készít, és elvégzi a kiválasztott élőhelyre a dózisteljesítmény becsléséhez szükséges számításokat. Részletes segédlet áll rendelkezésre, amely segíti a felhasználót a helyes döntések meghozatalában és a bemenő adatok megfelelő kiválasztásában, valamint a kimenetek értelmezésében. Az eszköztár kölcsönhat számos adatbázissal és egyéb funkciókkal, amelyek segítik a felmérő személyt a környezet közegeiben lévő aktivitáskoncentrációk, az élőhelyen lévő aktivitáskoncentrációk és az élőhelyen lévő dózisteljesítmények becslésében. Az adatbázisok megalkotásánál figyelembe vették az ICRP 38-as kiadványában (ICRP, 1983) szereplő radionuklidok nagy részét. Az alapértelmezett elemek és izotópok listáját a 12.11.2-1. táblázat tartalmazza.

Az ERICA eszköztár a FREDERICA sugárhatás-adatbázissal is kölcsön hat, amely utóbbi a sugárhatásokkal foglalkozó kísérletekről és terepi tanulmányokról szóló tudományos irodalom gyűjteménye, az élővilág különféle csoportjai köré szervezve és az adatok nagy része esetén négy hatáscsoport (betegeskedés, halálozás, szaporodás és mutáció) szerint többé-kevésbé kategorizálva. A FREDERICA adatbázis a FRED (the FASSET Radiation Effects Database) adatbázis (Real et al., 2004) továbbfejlesztése: bővítés, minőségbiztosítás és számos olyan funkció hozzáadása, amely segít hasznosítani az adatbázisban szereplő körülbelül 30,000 bejegyzést (Copplestone et al., 2008 és Garnier-Laplace et al., 2008).

Elemek	Izotópok	Elemek	Izotópok
Ezüst	Ag-110m	Foszfor	P-32, P-33
Amerícium	Am-241	Ólom	Pb-210
Szén	C-14	Polónium	Po-210
Kadmium	Cd-109	Plutónium	Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241
Cérium	Ce-141, Ce-144	Rádium	Ra-226, Ra-228
Klór	Cl-36	Ruténium	Ru-103, Ru-106
Kürium	Cm-242, Cm-243, Cm-244	Kén	S-35
Kobalt	Co-57, Co-58, Co-60	Antimon	Sb-124, Sb-1255
Cézium	Cs-134, Cs-135, Cs-136, Cs-137	Szelén	Se-75, Se-79
Európium	Eu-152, Eu-154	Stroncium	Sr-89, Sr-90
Hidrogén	H-3	Technécium	Tc-99
Jód	I-125, I-129, I-131, I-132, I-133	Tellúr	Te-129m, Te-132
Magnézium	Mn-54	Tórium	Th-227, Th-228, Th-230, Th-231, Th-232, Th-234
Nióbium	Nb-94, Nb-95	Urán	U-234, U-235, U-238
Nikkel	Ni-59, Ni-63	Cirkónium	Zr-95
Neptúnium	Np-237		

12.11.2-1. táblázat Alapértelmezett elemek és radionuklidok az *ERICA programban.*

A biológiai sugárhatások faj-specifikus érzékenységi eloszlásának vizsgálata nem mutatott ki semmilyen statisztikailag szignifikáns különbséget a szárazföldi, tengeri és édesvízi ökoszisztémák krónikus sugárhatásokkal szembeni viselkedésében, az azokat alkotó fajok sugárzással szembeni érzékenységében kifejezve. Az elemzés

alapján az alapszinthez képesti növekményként egy általános 10 µGy/h vonatkoztatási dózisteljesítmény szint javaslott a felmérési folyamat kilépési feltételeként, amely esetében biztosak lehetünk, hogy a környezeti kockázatok elhanyagolhatóak. Ezt a feltételt a felmérési metodika első két szintje (lásd 12.10.2.2 fejezet) esetében használják. Az aggodalmat keltő sugárterheléssel járó helyzetek felmérése a metodika harmadik szintjén fejeződik be, felhasználva minden releváns adatbázist, és felsorakoztatva számos kérdést és választási lehetőséget, amelyek segítik és vezetik/irányítják a döntéshozatalt.

Az ERICA Integrált Szemlélet három komponensből áll, amelyek a következők:

Felmérés: Az élővilág kitettségének becslésére szolgáló folyamat, mely magába foglalja a környezeti közegekben vagy élő szervezetekben található aktivitáskoncentrációk becslését vagy mérését, a kitettségi körülmények meghatározását, és az élővilág kiválasztott szegmensét érő sugaras dózisteljesítmény becslését. A felmérést egy háromszintes rendszerben lehet végrehajtani a fontossági fokozattól, ill. a hatóság által támasztott igénytől függően, ahol a legmagasabb szint (3. szint) a legösszetettebb, legkonkrétabb és leginkább adatigényes.

Kockázat karakterizálás: Az élővilág számára káros hatások valószínűségének és nagyságrendjének becslése, beleértve a bizonytalansági tényezők azonosítását is (további részletekért lásd Oughton et al., 2008), a kockázati tényezők rangsorolása céljából, amely a további cselekvések alapját képezi.

Kezelés: itt átfogó kifejezésként/meghatározásként használva, a felmérés előtti, közbeni, és utáni döntéshozás folyamatára. A kifejezés olyan szerteágazó szempontokat fed le, mint a felmérés céljának meghatározása, a felmérés kivitelezésével kapcsolatos konkrét technikai kérdésekről való döntések, az érdekelt felekkel való kölcsönhatásokhoz kapcsolódó általános/átfogó döntések és a felmérés befejezése utáni döntések (Zinger et al., 2008a és Zinger et al., 2008b).

12.11.2.2 Az ERICA Integrált Szemlélet és az ERICA Eszköztár használata

Az ERICA Integrált Szemlélet használatának kiindulási pontja általában egy olyan környezeti szituáció, amely cselekvési tervet igényel. A szituációkat tervezett, vészhelyzeti vagy fennálló kategóriákba lehet sorolni, az ICRP definícióinak megfelelően, amelyek az ICRP legutóbbi ajánlásában (ICRP, 2007) vannak részletezve. Az érdekelt felek bevonásával vagy anélkül, és a monitoring adatok (ha rendelkezésre állnak és relevánsak) útmutatása mellett számos kérdés és lehetőség megfontolásával gyors döntést lehet hozni arról, hogy folytatódjon-e a felmérés, és ha igen, hogyan. A probléma felvetése és körülhatárolása után a felmérés elkészítése válaszokat szolgáltat a problémafelvetés során feltett kérdésekre. A kockázat karakterizálás kétféleképpen hat kölcsön a felmérési folyamattal: 1.) tudományos alapot biztosít a felmérési folyamat befejezését lehetővé tevő szűrőfeltételeknek, amennyiben meggyőző érvek szólnak amellett, hogy a környezeti hatások elhanyagolhatóak; 2.) potenciálisan vagy ténylegesen veszélyes szituációk esetén a hatások valószínűségének és súlyosságának becsléséhez biztosítja a szükséges alapokat. Az ERICA Integrált Szemlélet mindkét esetben a FREDERICA adatbázist használja a kockázat jellemzéséhez szükséges tudományos információk elsődleges forrásaként. A felmérés utáni további döntéseknek a felmérés eredményeit a többi környezeti információval együtt kell értékelniük ahhoz, hogy a létrejövő Környezeti Hatástanulmány (KHT) megfelelő (nem túl nagy, nem túl kicsi) súlyt adjon a sugárzás környezetre gyakorolt hatásának.

Problémafelvetés

A problémafelvetés bármely kockázatfelmérés első lépése és magában foglalja a gazdasági, politikai és társadalmi kérdések figyelembe vételét, amikor döntés születik a használt eljárásokról és módszerekről, az eljárásba bevont felekről és bármely viszonyítási szintről vagy felmérési feltételről, amelyekhez az eljárás kimenetele viszonyítva lesz. Ennek az a célja, hogy bíztassa a felhasználót a lefolytatni kívánt felmérés alapos átgondolására és bármely feltételezés vagy döntés világos és átlátható dokumentálására. Például fontos megállapítani, hogy vajon ténylegesen szükség van-e a teljes környezeti hatásvizsgálatra (a 3. szint választásával), vagy a jogszabályi háttér megkívánja a 3. szint használatát, függetlenül attól, hogy a környezeti kockázatok elhanyagolhatóaknak tekinthetőek, avagy sem. Az ERICA Integrált Szemlélet információkkal és

tanácsokkal szolgál az ilyen jogi szabályozásnak való megfeleléshez és felsorol további figyelembe vehető komponenseket, ha a felhasználó úgy kívánja. A döntés meghozásához vezető folyamat során a probléma többszöri újra felvetésére lehet szükség, az érintett felek bevonásával is, a felmérés során napvilágot látó újabb információk figyelembe vételére. Az érintett felek részvételét szabályozó procedúrák változatosak, és valószínűleg nincs egyetlen olyan procedúra sem, amely az érintett felek miden csoportjára alkalmazható lenne. A gyakorlatban, ha a közreműködés fontosnak ítéltetik a döntés meghozása szempontjából, számos módszert meg lehet honosítani (Zinger et al., 2008a). Az ERICA eszköztár segíti a felhasználót a releváns aspektusok megfontolásában és az ilyen kérdésekben hozott döntések rögzítésében.

A problémafelvetés egyben a felmérési folyamat elhagyásának első állomását is jelenti. Például a felmérési folyamat nem folytatásáról dönthet a felmérő technikai jellegű (pl. mert nincs direkt sugárterhelési útvonal) vagy társadalmi/gazdasági jellegű (pl. a radionuklidok kibocsátásának az élővilágra gyakorolt kockázatától független vétó) tényezők miatt.

Felmérés

Az ERICA Integrált Szemlélet felmérés komponense, az ERICA eszköztár által elősegítve, a radionuklidok környezeti közegekben található tényleges vagy becsült koncentrációjából kiindulva eszközt biztosít a környezeti kockázatok számszerűsítését lehetővé tevő számításokhoz, felhasználva a számos referencia élőlényre adatokat tartalmazó adatbázisokat. Minden egyes referencia élőlény meghatározott geometriával rendelkezik, és a szárazföldi, az édesvízi vagy a tengeri ökoszisztémákra jellemző. A referencia élőlény megközelítés az évek során fejlődött és kompatibilis az ICRP (2007) által meghonosított referencia állatok és növények módszertannal (lásd 12.10.1 fejezet).

A felmérés komponens három elkülönülő szintre oszlik, ahol bizonyos esetekben már az 1. és 2. szinten, befejezhetjük az értékelést, ha a sugárzás radiológiai kockázata a biótára alacsony vagy elhanyagolható. Ha nem elhanyagolhatóak a becsült hatások, akkor a felmérésnek a legmagasabb szinten kell folytatódnia. A szintek között elsősorban a számítási módok és a bevitt adatok mennyisége között van különbség (Brown et al., 2008).

A szintek leírása

Az **1. szint** a legkonzervatívabb és ez igényli a legkevesebb bemenő adatot. Működése azon alapszik, hogy egy megadott vonatkoztatási dózisteljesítmény szinthez képest vizsgálja az egyes izotópok közegbeli aktivitáskoncentráció értékei esetén fellépő kockázatot.

Az ERICA Integrált Szemléletben az alapértelmezett vonatkoztatási dózisteljesítmény a korábban már említett 10µGy/h. Ilyen dózisteljesítmény 10%-ának való krónikus kitettség esetén a fajok 5%-ára van hatással az adott izotópból származó ionizáló sugárzás. Az eszköztár más értékeket is megenged használni, pl. 40 µGy/h-t szárazföldi állatokra vagy 400 µGy/h-t szárazföldi növényekre.

A lehetséges vonatkoztatási dózisteljesítmény értékekhez, a 12.11.2-1. táblázatban felsorolt izotópokra és mindhárom élőhely típusra inverz számítási úttal került meghatározásra az az aktivitáskoncentráció az egyes izotópokra a vízben vagy talajban, amelynek megléte esetén a referencia élőlények közül valamelyikre eléri a teljes (külső + belső) sugárterhelés az adott vonatkoztatási dózisteljesítmény szintet. Ezt nevezzük környezeti közeg koncentrációhatárnak (Environmental Media Concentration Limit, EMCL), amely mindig egy limitáló organizmus – aktivitáskoncentráció érték párost jelent.

Egy tényleges 1. szintű felmérés során az eszköztár – az élőhely-típus és a radionuklidok kiválasztása után – összehasonlítja a megadott, maximálisan előforduló – mért vagy számított (lásd lentebb) – közegbeli aktivitáskoncentráció értékeket az EMCL értékekkel. Az adott izotópokra legérzékenyebb élőlények hozzárendelése után egy-egy kockázati tényező hányados (Risk Quotient, RQ) kerül meghatározásra, ahol RQ= közegbeli aktivitáskoncentráció / EMCL. Ha az RQ értéke minden izotópra kisebb, mint 1, akkor az eszköztár javasolja a felhasználónak a felmérés befejezését. Ha viszont bármely izotópra eléri, vagy meghaladja az RQ értéke az 1-et, akkor javaslott a felmérés folytatása magasabb szinten.

Az 1. szinttől kezdődően, ha a szükséges aktivitáskoncentráció értékek nem állnak direkt módon rendelkezésre (pl. tervezett létesítmény esetén midig ez a helyzet), akkor az ERICA eszköztárba beépített, az IAEA SRS-19 modelljein (IAEA, 2001) alapuló alkalmazás használható ezek becslésére. Az ERICA eszköztárba beépített modellek generikusak, és a környezeti terjedést és hígulást veszik figyelembe, minimális helyszín-specifikus bemenő adat felhasználásával. A három ökoszisztémára (szárazföldi, édesvízi, tengeri) a következő SRS-19 modellek állnak rendelkezésre az ERICA Eszköztárban:

- Kisméretű tó (édesvízi)
- Nagyméretű tó (édesvízi)
- Folyó (édesvízi)
- (Tölcsér) torkolat (édesvízi vagy tengeri)
- Tengerpart (tengeri)
- Levegő (szárazföldi)

Az SRS-19 modellek úgy vannak tervezve, hogy minimalizálják annak az esélyét, hogy a számolt környezeti közegekben található koncentrációk több mint 10-szeresen alulbecsüljék az okozott (humán) dózisokat. Egyetlen forrásból származó folyamatos kibocsátásból eredő vízi vagy levegőbeli átlagos koncentrációkra tudnak becslést adni, feltételezve, hogy egyensúly vagy kvázi-egyensúly létesült a kibocsátott radionuklidok és környezeti közegek között.

A **2. szint** esetében az eszköztár meghatározott (referencia vagy egyedileg definiált) élőlényekre dózisteljesítményt számít, és azt hasonlítja össze a kiválasztott vonatkoztatási dózisteljesítménnyel, az eredményt pedig 'közlekedési jelzőlámpa' szisztémában prezentálja a felhasználó számára:

- Zöld: nagy bizonyossággal elhanyagolható kockázat, a felmérés befejezhető;
- Sárga: potenciális kockázat, amelynek tisztázására szakértői bevonás vagy egy finomított 2. szintű, ill. egy teljes 3. szintű felmérés javaslott;
- Piros: nagy bizonyossággal fellépő kockázat, ahol mindenképpen szükséges további vizsgálódás, leginkább a 3. szinten.

Az elnyelt dózisteljesítmény (µGy/h) becslése alapvető lépés az ERICA Integrált Szemléleten belül, amely lehetővé teszi, hogy a környezeti közegekben, ill. az élővilág egyedeiben található aktivitáskoncentrációkat a potenciális hatásokban kifejezve értelmezzük. A környezetben jelen lévő radionuklidok következtében a növények és az állatok ki vannak téve ionizáló sugárzásnak mind kívülről, mind belülről. Belső sugárterhelés a radionuklid felvételét (emésztés, belégzés, vagy gyökéren keresztüli felvétel) követően jelentkezik. Mértékét az élőlényen belüli aktivitáskoncentráció, a szervezet mérete és a kibocsátott sugárzás fajtája és energiája határozza meg. A külső sugárterhelés számos tényezőtől függ, beleértve a környezet szennyezettségi szintjeit, a sugárforrás és az élőlény közötti geometriai kapcsolatot, az élőhelyet, az élőlény méretét, a közeg árnyékoló tulajdonságait és a jelen levő radionuklidok fizikai tulajdonságait.

A sugárforrás és a sugárterhelést elszenvedő élőlény közötti geometriai kapcsolat az elnyelt dózisteljesítmény meghatározásánál egy fontos tényező. A forrás körüli sugárzási tér intenzitása a távolság növekedtével csökken és a forrás és a célpont közti közeg is befolyásolja. A lehetséges forrás/célpont konfigurációk száma végtelen, a gyakorlatban csak korlátozott számú jellegzetes szituációt lehetséges tekintetbe venni.

Az élővilág egy egyede vagy egy környezeti közeg aktivitáskoncentrációja és a külső, ill. belső elnyelt dózisteljesítmények közötti kapcsolatot a dózis konverziós együttható (DCC; µGy/h per Bq/kg száraz, ill. nedves tömeg) írja le. Az ERICA eszköztárban a DCC értékek leszármaztatására használt módszer leírásával kapcsolatban lásd Pröhl et al. (2003). A belső elnyelt dózisok becslésének egyik kulcsfontosságú mennyisége az elnyelt hányad (f), definíció szerint a sugárforrás által kibocsátott energia azon hányada, amelyet az élőlény elnyel. Az ERICA eszköztárban Monte Carlo szimulációval számították ki képzeletbeli uniform eloszlású gömb/ellipszoid geometriájú, végtelen vizes közegbe merülő foton és elektron források elnyelt hányadát. Az ERICA alapértelmezett geometriáira a számolások 10 keV-től 5 MeV-ig terjedő energiatartományt, 1 mg-tól 1000

kg-ig terjedő tömegtartományt és a gömbtől az ellipszoidig különféle mértékű nem-gömbszimmetrikusságot mutató geometriatartományt fednek le. A számított elnyelt hányad értékekből 're-scaling faktorok' olyan halmazát hozták létre, amelyek interpolálása révén lehetőség van felhasználó-definiált élőlényekre meghatározni az elnyelt hányadot bizonyos mérethatárokon belül (további részletekért lásd az eszköztár segédletét).

Vizi élőlények esetén nincs jelentős különbség a víz és az élőlény sűrűsége között, szárazföldi élőlények esetében azonban a külső sugárterhelés becslése sokkal összetettebb. A talaj, a levegő és a szerves anyag lényegesen eltérő összetétel és sűrűség szempontjából. Következésképpen, a sugárzás terjedését és kölcsönhatását nem lehet kielégítő módon leírni analitikus megoldásokkal, hanem a DCC értékek leszármaztatása monoenergiás fotonok terjedésének és kölcsönhatásának Monte Carlo szimulációjával történik. A sugárzás energiájával, a szennyezett közeggel és az élőlény méretével definiált általánosított, jellemző eseteket választottak ki részletes vizsgálatra. Olyan sugárterhelési körülményekre, amelyekre nem álltak rendelkezésre részletes számítások, a többi eset közti interpolációval nyertek adatokat. Külső sugárterheléshez tartozó DCC értékek számításához használt forrás-célpont kombinációk:

- A talajon és a talaj fölött élő élőlények sugárterhelése egy 10 cm vastag, térfogatában egyenletesen szennyezett talajréteg következtében (µGy/h per Bq/kg talaj, száraz tömeg).
- Olyan élőlények külső sugárterhelése, amelyek egy 50 cm vastagságú, egyenletesen szennyezett talajrétegben élnek (µGy/h per Bq/kg élőlény, nedves tömeg).

Az így nyert dózis konverziós együtthatók felhasználhatóak a környezeti közegekben, ill. az élővilág egyedeiben található aktivitáskoncentrációktól eredő súlyozatlan elnyelt dózisteljesítmények becslésére. A sugárhatások azonban nem csak a súlyozatlan elnyelt dózistól függnek, de a sugárzás típusától is. Például adott nagyságú súlyozatlan elnyelt dózis alfa-sugárzás esetén sokkal jelentősebb hatással járhat, mint ugyanaz béta- vagy gamma-sugárzás esetén. Ezért bevezetésre kerültek a sugárázási súlytényezők, hogy a különböző típusi sugárzások relatív biológiai hatékonysága figyelembe legyen véve. A FASSET projektben ajánlottaknak megfelelően (Pröhl et al., 2003) alfa-sugárzásra 10-es, míg lágy béta-sugárzásra 3-as súlytényező van feltételezve a 1. szintű felmérések esetén. A 2. és a 3. szintű felmérések esetén szintén ezek az alapértelmezett értékek, de a felhasználó megváltoztathatja őket.

Ezen a szinten már megengedi a program, hogy a felhasználó kiválaszthassa az adott területhez a vizsgálandó élőlényeket. Abban az esetben, ha a program korábban nem tartalmazott megfelelő élőlényt, akkor a felhasználó megalkothatja a saját ismert paraméterei segítségével. Továbbá, a program már nem csak a kockázati tényezőt, hanem az egyedet ért teljes dózisteljesítményt is kiszámolja, melyet össze lehet hasonlítani (ha van) a korábban mért irodalmi értékekkel. Ebből meg lehet állapítani az adott élőlényre vonatkoztatható sugárzás biológiai hatásait – lényegében egy krónikus expozíciós szituáció kimenetét – ami a morbiditás, mortalitás, reprodukciós képesség és a mutáció előfordulási gyakoriságának számszerűsíthető értékeiben mérhető az adott populáción belül.

Hiányzó aktivitáskoncentráció értékek esetén (az élőlények szervezetében található izotópokra ez nagyon gyakran előfordul) egy többlépcsős folyamat áll rendelkezésre azok pótlására. Mind szárazföld, mind vizes élőhelyek esetében erre szolgál a 12.9.1fejezetben részletesen bemutatott CR (koncentráció arány) tényező, ill. a vizes élőhelyek esetében a hiányzó víz-aktivitáskoncentrációk származtatására a 12.9.2 fejezetben tárgyalt K_d megoszlási hányados (amennyiben csak az üledékre ismertek a vizsgálandó izotópok koncentrációi). Ugyanakkor a program lehetővé teszi a felhasználónak, hogy megvizsgálja és megváltoztassa/megadja mind a fenti paramétereket, mind a dózisteljesítmény egyéb számítási paramétereit. Ez utóbbi alatt a talaj vagy az üledék száraz tömeg %-a, a korábban már említett sugárzási súlyfaktor, és a tartózkodási faktor értendő. (Tartózkodási faktor**:** az időnek az a része, amit az organizmus az élőhelye egy meghatározott helyén tölt, pl. lebontó gerinctelen talajfelszíni tartózkodási faktor: 0.3, a talajban töltött tartózkodási időhányad pedig 0.7.)

A felmérés **3. szintje** a potenciálisan problémás helyzetek tisztázására szolgál. Az 1. és 2. szinttől eltérően nem egyszerű igen/nem választ eredményez, hanem valószínűségi számításokat végez, amiket a Monte-Carlo szimuláció alkalmazásával hajt végre. Ez hasonló szintű flexibilitást enged a felhasználónak a felmérés harmadik szintjén, mint a második szinten, abban az értelemben, hogy a felhasználó maga szerkesztheti és felülvizsgálhatja a különböző paramétereket a későbbi számításoknál felhasználva azokat. Továbbá a bemenő

adatok, a megoszlási hányadosok, a koncentráció arány értékei és a sugárzási súlyfaktorok kiválasztása lehetőséget nyújt a felhasználónak, hogy meghatározza a valószínűségi eloszlásokat. Ez lehet egy alapértelmezett, vagy a felhasználó által meghatározott valószínűségi eloszlás. A következő eloszlás-típusok felhasználását támogatja az eszköztár:

- exponenciális (számtani átlag, valamint opcionálisan alsó és felső korlát megadásával)
- normál (számtani átlag és szórás, valamint opcionálisan alsó és felső korlát megadásával)
- háromszög (minimum, maximum és legvalószínűbb érték megadásával)
- uniform (minimum és maximum érték megadásával)
- log-normál (számtani átlag és szórás, valamint opcionálisan alsó és felső korlát megadásával)
- log-háromszög (minimum, maximum és legvalószínűbb érték megadásával)
- log-uniform (minimum és maximum érték megadásával)

Egy adott szituáció felmérésének végeredménye ennek megfelelően abban fog leginkább különbözni a 2. szinten kapottól, hogy az összes bizonytalansági tényező megfelelő figyelembevételével a számolt külső/belső/összes dózisteljesítmény értékekhez egy-egy valószínűségi eloszlás is fog tartozni. Azaz, adott százalék valószínűséggel mekkora lesz az adott élőlény által különböző forrásokból elszenvedett dózisteljesítmény. Ez utóbbiból két beépített érzékenységi vizsgálati módszer, a PCC (Pearson Correlation Coefficient) és az SRCC (Spearman Rank Correlation Coefficient) segítségével még jobban le lehet szűrni, hogy mely élőlény mely tényező megváltozására a legérzékenyebb.

Irodalomjegyzék

Beresford, N.A., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B., Larsson, C.M., Oughton, D., Proehl, G., Zinger, I. (Eds.), 2007. An Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. EC project contract no. FI6R-CT-2004-508847. Available from: www.erica-project.org.

Brown, J.E., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N.A., Copplestone, D., Pröhl, G., Ulanovsky, A., 2008. The ERICA Tool. *Journal of Environmental Radioactivity 99*, 1371-1383.

Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I., 2001. Impact assessment of ionising radiation on wildlife. In: *R&D Publication 128*. Environment Agency, Bristol, UK.

Copplestone, D., Hingston, J.L., Real, A., 2008. The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database. *Journal of Environmental Radioactivity 99*, 1456-1463.

Copplestone, D. 2011. The derivation of benchmarks, előadás anyag, CEH Lancaster

Environment Canada, 2001. Releases of radionuclides from nuclear facilities (impact on non-human biota). *Priority Substance List Assessment Report*. Environment Canada/Health Canada.

Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében az élővilág sugárterhelésének meghatározásáról, Erőterv, 2004.

Garnier-Laplace, J., et.al., 2008. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated approach. *Journal of Environmental Radioactivity 99*, 1474-1483.

Howard, B.J., at.al.., 2012. The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity xxx* p. 1-20.

IAEA, 1992. Effects of ionising radiations on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. *Technical Report Series #332*, IAEA, Vienna, Austria

IAEA, 2001. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. IAEA Safety Reports Series 19, 216. STI/PUB/1102.

ICRP, 1983. Radionuclide transformations: energy and intensity of emissions. *ICRP Publication 38*. Ann. ICRP 11-13.

ICRP, 2003. A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. *ICRP Publication 91*. Ann. ICRP 33 (3).

ICRP, 2007. The 2007 recommendations of the international commission on radiological protection. *ICRP Publication 103*. Ann. ICRP 37 (2-3).

ICRP, 2008. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. *ICRP Publication 108*. Ann. ICRP 38 (4-6).

ICRP, 2009. Environmental Protection: Transfer parameters for Reference Animals and Plants. *ICRP Publication 114*. Ann. ICRP 39 (6).

Larsson, C.-M., 2004. The FASSET Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in European ecosystems: an overview. Journal of Radiological Protection 24, A1-A13.

Larsson, C.-M., 2008. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. Journal of Environmental Radioactivity 99, 1364-1370.

Oughton, D.H., Avila, R., Brown, J., Copplestone, D., Gilek, M., 2008. Addressing uncertainties in the ERICA integrated approach. *Journal of Environmental Radioactivity 99*, 1384-1392.

Papp L. szerk. 1997. *Zootaxonómia*; a Magyar Természettudományi Múzeum és a Dabas Jegyzet Kft. közös kiadása, Dabas, Vágvölgyi J. *Csigák osztálya* p. 72-80.; *Kagylók osztálya* p. 81-84.; Dózsa-Farkas K. – Csúzdi Cs. *Kevéssertéjűek alosztálya* p. 94-100.; Forró L. – Hornung E. – Rózsa L. *Rákok altörzse* p. 133-150.; Bakonyi G. *Hártyásszárnyúak rendje* p. 218-228.; Kiss I. *Valódi sugarasúszójúak alosztálya* p. 289-309. *Kétéltűek osztálya* p. 310-322.; Korsós Z. *Lepidosauria alosztály* p. 329-343.; Rózsa L. *Neognathae alosztály* p. 346-364., Csorba G. *Theria alosztály* p. 366-382.

Pentreath, R.J. 2005. Concept and use of reference animals and plants. In: *Protection of the Environment from the Effects of Ionising Radiation*. IAEA-CN-109, IAEA, Bécs, p. 411-420.

Pröhl, G., Brown, J., Gomez-Ros, J.-M., Jones, S., Woodhead, D., Vives, J., Taranenko, V., Thørring, H., 2003. Dosimetric models and data for assessing radiation exposure to biota. Deliverable 3 to the Project „FASSET" Framework for the assessment of Environmental Impact, contract No. FIGE-CT-2000-00102. Swedish Radiation Protection Authority.

Real, A., Sundell-Bergman, S., Knowles, J.F., Woodhead, D.S., Zinger, I., 2004. Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection. *J. Radiat. Prot. 24 (4A)*, 123-138.

Simon T. – Seregélyes T. 1998. *Növényismeret,* Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, p. 12-14., p. 38-47., p. 60-61., p. 65-67., p. 75-77., p. 82-83., p. 140., p. 170., p. 208-219., p. 220-235.

US DoE, 2002. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. Technical Standard DoE-STD-1153-2002, Washington DC, USA.

Varga Z. 2004. *Állatismeret*, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 146.

Wood, M.D., Leah, R.T., Copplestone, D., 2009. Radionuclide transfer to invertebrates and small mammals in a coastal sand dune ecosystem. Sci. Total Environ. 407, 4062-4074.

Zinger, I., Jones, S., Oughton, D.H., 2008a. Stakeholder interaction within the ERICA integrated approach. Journal of Environmental Radioactivity 99, 1503-1509.

Zinger, I., Copplestone, D., Howard, B.J., 2008b. Decision-making in environment radiation protection: using the ERICA integrated approach. Journal of Environmental Radioactivity 99, 1510-1518.

12.11.3 Az élővilág sugárterhelésének becslése a Paksi Atomerőmű környezetében

12.11.3.1 A referencia szervezetek sugárterhelése szárazföldi környezetben

A 14 alapértelmezett szárazföldi élőlényt a kijelölt élőhelyeken elhelyezve sugárterhelésüket a felmérés első és második szintjén is megvizsgáltuk. Bemenő adatként a 12.8.3 fejezetben adott adat-elemzés eredményeként a szóban forgó környezeti közegre meghatározott irányadó aktivitáskoncentrációk szolgáltak. Ezeket a 12.11.3-1. táblázatba és a 12.11.3-2. táblázatba foglaltuk össze.

izotóp	A1		A6		A8	
	talaj	levegő	talaj	levegő	talaj	levegő
	Bq/kg	Bq/m³	Bq/kg	Bq/m³	Bq/kg	Bq/m³
^{40}K	272		272		360	
^{210}Pb	11.4		11.4		24.1	
^{210}Po	11.4		11.4		24.1	
^{226}Ra	11.4		11.4		24.1	
^{228}Ra	12.8		12.8		22.7	
^{228}Th	12.8		12.8		22.7	
^{230}Th	11.4		11.4		24.1	
^{232}Th	12.8		12.8		22.7	
^{234}Th	11.4		11.4		24.1	
^{234}U	11.4		11.4		24.1	
^{238}U	11.4		11.4		24.1	
^{7}Be	6	0.0051	6	0.0051	8.7	0.0051
^{14}C		0.0434		0.0437		0.0437

12.11.3-1. táblázat Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken.

izotóp	A1		A6		A8	
	talaj	levegő	talaj	levegő	talaj	levegő
	Bq/kg	Bq/m³	Bq/kg	Bq/m³	Bq/kg	Bq/m³
^{137}Cs	11.1		6.6		6.5	
^{90}Sr	0.48		0.62		1.1	
T		0.015		0.015		0.015

12.11.3-2. táblázat Vegyes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken.

A felmérés során külön kezeltük és értékeltük a természetes és mesterséges (vegyes) eredetű izotópoktól származó sugárterhelést. Mivel az ERICA program a természetes izotópok dózisteljesítményével nem számolt a vonatkoztatási értékek megállapításakor, így nem tartottuk indokoltnak kockázati tényező megadását az ezektől a radionuklidoktól származó sugárterhelésre, mindössze a tőlük származó külső és belső, valamint összes dózisteljesítményeket közöljük (2. szinten elvégzett becslés). Megadjuk továbbá a program első szintjén, az egyes radionuklidokra vonatkozó összes dózisteljesítmény értékeket a limitáló referencia organizmusokkal egyetemben.

A ^{40}K és ^{7}Be izotópok a felmérés első szintjén nincsenek értelmezve, így a rájuk vonatkozó EMCL értékeket és limitáló organizmusokat a felmérés második szintje lehetőségeit kihasználva határoztuk meg. Az így számított kockázati tényező tízszereseként megadható volt az összes dózisteljesítmény értéke a 1. szinten is, ahogy az a továbbiakban látható. Szárazföldi környezetben az így számított EMCL érték egyébként ^{40}K-re 21740 Bq/kg (a limitáló organizmus a füvek és lágyszárúak), míg ^{7}Be-re 77900 Bq/kg (limitáló organizmus a fa). A kockázati tényezőt a környezeti közeg (talaj) és EMCL hányadosaként határoztuk meg, majd ennek a tízszereseként származtattuk a dózisteljesítményeket.

A felmérés 2. szintjén a referencia organizmusokra az alapértelmezett CR értékeket használtuk, kivételt képzett ez alól a két általunk definiált izotóp: a ^{40}K és a ^{7}Be, mindkettőnél 1.00 CR értéket használtunk az összes referencia organizmusra.

A fenti két izotópra beírtunk becsült aktivitáskoncentrációkat a 2. szinten, hogy a magas CR érték ellenére ne becsüljük felül az indokoltnál jobban a dózisteljesítményt a ^{40}K-re és a ^{7}Be-re. Ezeket a következő, 12.11.3-3. táblázat tartalmazza.

organizmus	aktivitáskoncentráció, Bq/kg$_{nyt}$	
	^{40}K	^{7}Be
kétéltű	50	3
madár	100	3
madártojás	100	3
lebontó gerinctelen	25	3
repülő rovar	25	3
csiga	25	3
füvek és lágyszárúak	200	50
zuzmók és mohák	100	50
emlős (szarvas)	70	3
emlős (patkány)	70	3
hüllő	70	3
cserje	100	50
talajlakó gerinctelen (féreg)	25	3
fa	100	50

12.11.3-3. táblázat Becsült aktivitáskoncentrációk az élőlényekben egyes természetes radionuklidokra.

Az alapértelmezett tartózkodási faktoroktól csak néhány esetben tértünk el:

- **madarak**: az alapértelmezett talajon: 1.0 helyett talajon: 0.8, levegőben: 0.2
- **repülő rovarok**: alapértelmezett talajon: 1.0 helyett talajon: 0.8, levegőben: 0.2
- **lebontó gerinctelenek (ászkák)**: alapértelmezett: talajban: 1.0 helyett talajban: 0.7, talajon: 0.3
- **emlős (patkány):** alapértelmezett: talajban: 1.0 helyett talajban: 0.7, talajon: 0.3

A talaj százalékban megadandó természetes száraz tömegét 90%-nak vettük, ami a hazai viszonylag száraz éghajlatnak inkább megfelel. Az 1. és 2. szinten kapott dózisteljesítményeket külön-külön a természetes és mesterséges eredetű izotópokra az alábbi táblázatokban összegeztük.

A1 körüli élőhely, természetes izotópok

izotóp	össz. dózisteljesítmény, µGy/h	limitáló referencia organizmus
^{7}Be	7.70E-04	fa
^{14}C	5.21E-03	emlősök (szarvas)
^{40}K	1.25E-01	fűvek és lágyszárúak
^{210}Pb	2.94E-02	zuzmók és mohák
^{210}Po	4.53E+00	zuzmók és mohák
^{226}Ra	5.03E-01	zuzmók és mohák
^{228}Ra	7.39E-03	talajlakó gerinctelen (féreg)
^{228}Th	5.73E-01	zuzmók és mohák
^{230}Th	7.00E-02	zuzmók és mohák
^{232}Th	6.72E-02	zuzmók és mohák
^{234}Th	7.13E-04	fűvek és lágyszárúak
^{234}U	6.84E-02	zuzmók és mohák
^{238}U	7.54E-02	zuzmók és mohák

12.11.3-4. táblázat A1, természetes radionuklidoktól származó dózisteljesítmény a limitáló organizmusra.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	belső	összes
kétéltű	1.65E-02	7.45E-02	**9.11E-02**
madár	1.59E-02	9.42E-02	**1.10E-01**
madártojás	1.65E-02	8.85E-02	**1.05E-01**
lebontó gerinctelen	3.59E-02	1.80E-01	**2.16E-01**
repülő rovar	1.52E-02	1.79E-01	**1.94E-01**
csiga	1.67E-02	1.14E-01	**1.30E-01**
fűvek és lágyszárúak	1.61E-02	2.97E-01	**3.13E-01**
zuzmók és mohák	3.90E-03	2.94E+00	**2.94E+00**
emlős (szarvas)	8.85E-03	7.00E-02	**7.88E-02**
emlős (patkány)	3.40E-02	6.51E-02	**9.91E-02**
hüllő	1.60E-02	8.07E-02	**9.67E-02**
cserje	1.54E-02	1.52E-01	**1.67E-01**
talajlakó gerinctelen (féreg)	4.39E-02	1.80E-01	**2.24E-01**
fa	1.31E-02	5.88E-02	**7.19E-02**

12.11.3-5. táblázat A1, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

A1 körüli élőhely, mesterséges eredetű izotópok

izotóp	össz. dózisteljesítmény µGy/h	kockázati tényező	limitáló referencia organizmus
^{137}Cs	3.55E-02	3.55E-03	emlős (szarvas)
^{90}Sr	1.28E-02	1.28E-03	hüllő
összesen	**4.83E-02**	**4.83E-03**	

12.11.3-6. táblázat A1, mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a limitáló organizmusra.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	1.10E-03	1.13E-03	**2.23E-03**	**2.23E-04**
madár	1.08E-03	1.75E-03	**2.83E-03**	**2.83E-04**
madártojás	1.10E-03	4.49E-04	**1.55E-03**	**1.55E-04**
lebontó gerinctelen	2.53E-03	2.47E-04	**2.77E-03**	**2.77E-04**
repülő rovar	1.20E-03	9.84E-05	**1.30E-03**	**1.30E-04**
csiga	1.20E-03	8.81E-05	**1.29E-03**	**1.29E-04**
fűvek és lágyszárúak	1.10E-03	1.13E-03	**2.23E-03**	**2.23E-04**
zuzmók és mohák	6.09E-08	8.05E-03	**8.05E-03**	**8.05E-04**
emlős (szarvas)	5.59E-04	1.14E-02	**1.19E-02**	**1.19E-03**
emlős (patkány)	2.29E-03	5.94E-03	**8.23E-03**	**8.23E-04**
hüllő	1.10E-03	1.02E-02	**1.13E-02**	**1.13E-03**
cserje	1.10E-03	6.19E-03	**7.28E-03**	**7.28E-04**
talajlakó gerinctelen (féreg)	3.00E-03	1.41E-04	**3.14E-03**	**3.14E-04**
fa	8.99E-04	7.32E-04	**1.63E-03**	**1.63E-04**

12.11.3-7. táblázat A1, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

A1 körüli élőhely, erőművi eredetű izotópok

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	$4.26 \cdot 10^{-6}$	$9.38 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{5.20 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{5.20 \cdot 10^{-7}}$
madár	$4.17 \cdot 10^{-6}$	$1.71 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{5.89 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{5.89 \cdot 10^{-7}}$
madár-tojás	$4.26 \cdot 10^{-6}$	$2.71 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{6.97 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{6.97 \cdot 10^{-7}}$
lebontó gerinctelen	$9.29 \cdot 10^{-6}$	$1.68 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{9.46 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{9.46 \cdot 10^{-7}}$
repülő rovar	$4.45 \cdot 10^{-6}$	$9.39 \cdot 10^{-8}$	$\mathbf{4.54 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{4.54 \cdot 10^{-7}}$
csiga	$4.46 \cdot 10^{-6}$	$8.18 \cdot 10^{-8}$	$\mathbf{4.54 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{4.54 \cdot 10^{-7}}$
fűvek és lágyszárúak	$4.20 \cdot 10^{-6}$	$9.09 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{5.11 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{5.11 \cdot 10^{-7}}$
zuzmók és mohák	$4.87 \cdot 10^{-8}$	$5.42 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{5.47 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{5.47 \cdot 10^{-7}}$
emlős (szarvas)	$2.23 \cdot 10^{-6}$	$1.02 \cdot 10^{-5}$	$\mathbf{1.25 \cdot 10^{-5}}$	$\mathbf{1.25 \cdot 10^{-6}}$
emlős (patkány)	$8.56 \cdot 10^{-6}$	$4.55 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{1.31 \cdot 10^{-5}}$	$\mathbf{1.31 \cdot 10^{-6}}$
hüllő	$4.10 \cdot 10^{-6}$	$5.91 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{1.01 \cdot 10^{-5}}$	$\mathbf{1.01 \cdot 10^{-6}}$
cserje	$4.00 \cdot 10^{-6}$	$5.17 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{9.17 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{9.17 \cdot 10^{-7}}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$1.13 \cdot 10^{-5}$	$1.36 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{1.14 \cdot 10^{-5}}$	$\mathbf{1.14 \cdot 10^{-6}}$
fa	$3.42 \cdot 10^{-6}$	$2.36 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{5.79 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{5.79 \cdot 10^{-7}}$

12.11.3-8. táblázat Erőművi eredetű radionuklidok, maximális külső, belső és összes dózisteljesítmény az A1 élőhelyre.

A 12.11.3-8. táblázatban szereplő dózisteljesítmény értékekből látszik, hogy maga az atomerőmű, a korábbi antropogén eredetű radioaktív szennyezettségtől származó sugárterheléshez csak gyakorlatilag elenyésző többletterhelést adott a 30 éves üzemelés alatt.

A6 körüli élőhely természetes izotópok

izotóp	össz. dózisteljesítmény, µGy/h	limitáló referencia organizmus
^{7}Be	7.70E-04	fa
^{14}C	5.24E-03	emlősök (szarvas)
^{40}K	1.25E-01	füvek és lágyszárúak
^{210}Pb	2.94E-02	zuzmók és mohák
^{210}Po	4.53E+00	zuzmók és mohák
^{226}Ra	5.03E-01	zuzmók és mohák
^{228}Ra	7.39E-03	talajlakó gerinctelen (féreg)
^{228}Th	5.73E-01	zuzmók és mohák
^{230}Th	7.00E-02	zuzmók és mohák
^{232}Th	6.72E-02	zuzmók és mohák
^{234}Th	7.13E-04	füvek és lágyszárúak
^{234}U	6.84E-02	zuzmók és mohák
^{238}U	7.54E-02	zuzmók és mohák

12.11.3-9. táblázat A6, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a limitáló organizmusra.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	belső	összes
kétéltű	1.65E-02	7.45E-02	**9.11E-02**
madár	1.59E-02	9.43E-02	**1.10E-01**
madártojás	1.65E-02	8.85E-02	**1.05E-01**
lebontó gerinctelen	3.59E-02	1.80E-01	**2.16E-01**
repülő rovar	1.52E-02	1.79E-01	**1.94E-01**
csiga	1.67E-02	1.14E-01	**1.30E-01**
füvek és lágyszárúak	1.61E-02	2.97E-01	**3.13E-01**
zuzmók és mohák	3.90E-03	2.94E+00	**2.94E+00**
emlős (szarvas)	8.85E-03	7.00E-02	**7.88E-02**
emlős (patkány)	3.40E-02	6.51E-02	**9.91E-02**
hüllő	1.60E-02	8.07E-02	**9.67E-02**
cserje	1.54E-02	1.52E-01	**1.67E-01**
talajlakó gerinctelen (féreg)	4.39E-02	1.80E-01	**2.24E-01**
fa	1.31E-02	5.88E-02	**7,19E-02**

12.11.3-10. táblázat A6, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

A6 körüli élőhely, mesterséges eredetű izotópok

izotóp	össz. dózisteljesítmény µGy/h	kockázati tényező	limitáló referencia organizmus
^{137}Cs	2.11E-02	2.11E-03	Emlős (szarvas)
^{90}Sr	1.60E-02	1.60E-03	Hüllő
összesen	**3.71E-02**	**3.71E-03**	

12.11.3-11. táblázat A6, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye az limitáló organizmusra.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	6.53E-04	8.33E-04	**1.49E-03**	**1.49E-04**
madár	6.42E-04	1.16E-03	**1.80E-03**	**1.80E-04**
madártojás	6.53E-04	5.43E-04	**1.20E-03**	**1.20E-04**
lebontó gerinctelen	1.50E-03	1.94E-04	**1.70E-03**	**1.70E-04**
repülő rovar	7.13E-04	6.74E-05	**7.80E-04**	**7.80E-05**
csiga	7.13E-04	6.76E-05	**7.80E-04**	**7.80E-05**
fűvek és lágyszárúak	6.53E-04	7.06E-04	**1.36E-03**	**1.36E-04**
zuzmók és mohák	3.62E-08	5.63E-03	**5.63E-03**	**5.63E-04**
emlős (szarvas)	3.33E-04	7.15E-03	**7.48E-03**	**7.48E-04**
emlős (patkány)	1.36E-03	3.89E-03	**5.25E-03**	**5.25E-04**
hüllő	6.53E-04	8.40E-03	**9.06E-03**	**9.06E-04**
cserje	6.53E-04	3.69E-03	**4.34E-03**	**4.34E-04**
talajlakó gerinctelen (féreg)	1.78E-03	8.55E-05	**1.87E-03**	**1.87E-04**
fa	5.35E-04	5.42E-04	**1.08E-03**	**1.08E-04**

12.11.3-12. táblázat A6, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

A6 körüli élőhely, erőművi eredetű izotópok

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	$1.99 \cdot 10^{-6}$	$4.38 \cdot 10^{-7}$	**$2.43 \cdot 10^{-6}$**	**$2.43 \cdot 10^{-7}$**
madár	$1.95 \cdot 10^{-6}$	$8.00 \cdot 10^{-7}$	**$2.75 \cdot 10^{-6}$**	**$2.75 \cdot 10^{-7}$**
madár-tojás	$1.99 \cdot 10^{-6}$	$1.27 \cdot 10^{-6}$	**$3.25 \cdot 10^{-6}$**	**$3.25 \cdot 10^{-7}$**
lebontó gerinctelen	$4.34 \cdot 10^{-6}$	$7.87 \cdot 10^{-8}$	**$4.42 \cdot 10^{-6}$**	**$4.42 \cdot 10^{-7}$**
repülő rovar	$2.08 \cdot 10^{-6}$	$4.39 \cdot 10^{-8}$	**$2.12 \cdot 10^{-6}$**	**$2.12 \cdot 10^{-7}$**
csiga	$2.08 \cdot 10^{-6}$	$3.82 \cdot 10^{-8}$	**$2.12 \cdot 10^{-6}$**	**$2.12 \cdot 10^{-7}$**
fűvek és lágyszárúak	$1.96 \cdot 10^{-6}$	$4.25 \cdot 10^{-7}$	**$2.39 \cdot 10^{-6}$**	**$2.39 \cdot 10^{-7}$**
zuzmók és mohák	$2.27 \cdot 10^{-8}$	$2.53 \cdot 10^{-6}$	**$2.55 \cdot 10^{-6}$**	**$2.55 \cdot 10^{-7}$**
emlős (szarvas)	$1.04 \cdot 10^{-6}$	$4.78 \cdot 10^{-6}$	**$5.82 \cdot 10^{-6}$**	**$5.82 \cdot 10^{-7}$**
emlős (patkány)	$4.00 \cdot 10^{-6}$	$2.12 \cdot 10^{-6}$	**$6.12 \cdot 10^{-6}$**	**$6.12 \cdot 10^{-7}$**
hüllő	$1.92 \cdot 10^{-6}$	$2.76 \cdot 10^{-6}$	**$4.67 \cdot 10^{-6}$**	**$4.67 \cdot 10^{-7}$**
cserje	$1.87 \cdot 10^{-6}$	$2.41 \cdot 10^{-6}$	**$4.28 \cdot 10^{-6}$**	**$4.28 \cdot 10^{-7}$**
talajlakó gerinctelen (féreg)	$5.26 \cdot 10^{-6}$	$6.34 \cdot 10^{-8}$	**$5.32 \cdot 10^{-6}$**	**$5.32 \cdot 10^{-7}$**
fa	$1.60 \cdot 10^{-6}$	$1.10 \cdot 10^{-6}$	**$2.70 \cdot 10^{-6}$**	**$2.70 \cdot 10^{-7}$**

12.11.3-13. táblázat Erőművi radionuklidok, maximális külső, belső és összes dózisteljesítmény az A6 élőhelyre.

Az A1 állomásnál tapasztalttal megegyezően itt, az A6-os állomás környezetében is elenyészően csekély az atomerőmű antropogén eredetű sugárterheléshez adott járuléka.

A8 körüli élőhely, természetes izotópok

izotóp	össz. dózisteljesítmény µGy/h	limitáló referencia organizmus
^{7}Be	1.12E-03	fa
^{14}C	5.24E-03	emlős (szarvas)
^{40}K	1.66E-01	fűvek és lágyszárúak
^{210}Pb	6.22E-02	zuzmók és mohák
^{210}Po	9.57E+00	zuzmók és mohák
^{226}Ra	1.06E+00	zuzmók és mohák
^{228}Ra	1.31E-02	talajlakó gerinctelen (féreg)
^{228}Th	1.02E+00	zuzmók és mohák
^{230}Th	1.48E-02	zuzmók és mohák
^{232}Th	1.19E-01	zuzmók és mohák
^{234}Th	1.51E-03	fűvek és lágyszárúak
^{234}U	1.45E-01	zuzmók és mohák
^{238}U	1.59E-01	zuzmók és mohák

12.11.3-14. táblázat A8, természetes radionuklidoktól származó dózisteljesítmény a limitáló organizmusra.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	belső	összes
kétéltű	2.72E-02	1.39E-01	**1.67E-01**
madár	2.62E-02	1.63E-01	**1.89E-01**
madártojás	2.71E-02	1.53E-01	**1.80E-01**
lebontó gerinctelen	5.91E-02	3.66E-01	**4.25E-01**
repülő rovar	2.54E-02	3.63E-01	**3.89E-01**
csiga	2.74E-02	2.24E-01	**2.52E-01**
fűvek és lágyszárúak	2.64E-02	5,29E-01	**5.56E-01**
zuzmók és mohák	5.16E-03	6.09E+00	**6.10E+00**
emlős (szarvas)	1.45E-02	1.19E-01	**1.33E-01**
emlős (patkány)	5.58E-02	1.12E-01	**1.68E-01**
hüllő	2.63E-02	1.45E-01	**1.72E-01**
cserje	2.53E-02	2.76E-01	**3.02E-01**
talajlakó gerinctelen (féreg)	7.23E-02	3.64E-01	**4.37E-01**
fa	2.15E-02	8.25E-02	**1.04E-01**

12.11.3-15. táblázat A8, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

A8 körüli élőhely, mesterséges eredetű izotópok

izotóp	össz. dózisteljesítmény µGy/h	kockázati tényező	limitáló referencia organizmus
^{137}Cs	2.08E-02	2.08E-03	Emlős (szarvas)
^{90}Sr	2.93E-02	2.93E-03	Hüllő
összesen	**5.01E-02**	**5.01E-03**	

12.11.3-16. táblázat A8, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye az limitáló organizmusra.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	6.44E-04	1.06E-03	**1.70E-03**	**1.70E-04**
madár	6.32E-04	1.31E-03	**1.94E-03**	**1.94E-04**
madártojás	6.44E-04	9.38E-04	**1.58E-03**	**1.58E-04**
lebontó gerinctelen	1.48E-03	2.61E-04	**1.74E-03**	**1.74E-04**
repülő rovar	7.02E-04	7.93E-05	**7.81E-04**	**7.81E-05**
csiga	7.02E-04	8.87E-05	**7.91E-04**	**7.91E-05**
fűvek és lágyszárúak	6.44E-04	7.47E-04	**1.39E-03**	**1.39E-04**
zuzmók és mohák	3.57E-08	6.78E-03	**6.78E-03**	**6.78E-04**
emlős (szarvas)	3.28E-04	7.60E-03	**7.92E-03**	**7.92E-04**
emlős (patkány)	1.34E-03	4.36E-03	**5.70E-03**	**5.70E-04**
hüllő	6.44E-04	1.17E-02	**1.24E-02**	**1.24E-03**
cserje	6.44E-04	3.64E-03	**4.29E-03**	**4.29E-04**
talajlakó gerinctelen (féreg)	1.76E-03	8.65E-05	**1.84E-03**	**1.84E-04**
fa	5.27E-04	6.89E-04	**1.22E-03**	**1.22E-04**

12.11.3-17. táblázat A8, mesterséges eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

A8 körüli élőhely, erőművi eredetű izotópok

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	Külső	Belső	Összes	
kétéltű	$3.26 \cdot 10^{-6}$	$7.19 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{3.98 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{3.98 \cdot 10^{-7}}$
madár	$3.20 \cdot 10^{-6}$	$1.31 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{4.51 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{4.51 \cdot 10^{-7}}$
madár-tojás	$3.26 \cdot 10^{-6}$	$2.08 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{5.34 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{5.34 \cdot 10^{-7}}$
lebontó gerinctelen	$7.12 \cdot 10^{-6}$	$1.29 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{7.25 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{7.25 \cdot 10^{-7}}$
repülő rovar	$3.41 \cdot 10^{-6}$	$7.20 \cdot 10^{-8}$	$\mathbf{3.48 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{3.48 \cdot 10^{-7}}$
csiga	$3.42 \cdot 10^{-6}$	$6.27 \cdot 10^{-8}$	$\mathbf{3.48 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{3.48 \cdot 10^{-7}}$
fűvek és lágyszárúak	$3.22 \cdot 10^{-6}$	$6.97 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{3.91 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{3.91 \cdot 10^{-7}}$
zuzmók és mohák	$3.73 \cdot 10^{-8}$	$4.15 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{4.19 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{4.19 \cdot 10^{-7}}$
emlős (szarvas)	$1.71 \cdot 10^{-6}$	$7.85 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{9.55 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{9.55 \cdot 10^{-7}}$
emlős (patkány)	$6.56 \cdot 10^{-6}$	$3.49 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{1.00 \cdot 10^{-5}}$	$\mathbf{1.00 \cdot 10^{-6}}$
hüllő	$3.14 \cdot 10^{-6}$	$4.53 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{7.67 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{7.67 \cdot 10^{-7}}$
cserje	$3.07 \cdot 10^{-6}$	$3.96 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{7.02 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{7.02 \cdot 10^{-7}}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$8.62 \cdot 10^{-6}$	$1.04 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{8.73 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{8.73 \cdot 10^{-7}}$
fa	$2.62 \cdot 10^{-6}$	$1.81 \cdot 10^{-6}$	$\mathbf{4.43 \cdot 10^{-6}}$	$\mathbf{4.43 \cdot 10^{-7}}$

12.11.3-18. táblázat Erőművi eredetű radionuklidok, maximális külső, belső és összes dózisteljesítmény az A8 élőhelyre.

Az eddigiekben a szárazföldi ökoszisztémákban a referencia élőlények sugárterhelését becsültük meg, az ERICA eszköztár 1. és 2. szintjén, s ehhez nagy mértékben támaszkodtunk a programba beépített átviteli tényezőkre. A 12.9 fejezetben ugyanakkor részletesen diszkutáltuk ezeket a tényezőket, és többnyire olyan megállapításra jutottunk, hogy egyrészt az egy-egy adatra jellemző igen nagy terjedelem, továbbá a számos adathiány miatt ezek használata nagy bizonytalanságot eredményez a sugárterhelés becslésében. Másrészt a 12.11.1 fejezetben megmutattuk, hogy a biológus szakértők által vizsgálatra kijelölt fajok jelentős hányada megfeleltethető az eszköztárba épített referencia lények valamelyikének. E két tényezővel indokolva az alábbiakban nem ismételjük meg az eddigi számításainkat a kijelölt szárazföldi fajokra, továbbra is csak a fő környezeti médiumokra használt aktivitáskoncentrációk használata mellett, hanem kihasználjuk a biológiai mintákra rendelkezésre álló, ill. e

projekt keretében mért izotópkoncentráció adatokat, és ezeket közvetlenül is felhasználjuk a belső sugárterhelés számítására. Itt emlékeztetni kell arra, hogy az említett átviteli tényezőkkel tulajdonképpen éppen az egyes fajok saját radioaktív anyagtartalmát számítjuk a környezeti elemekre ismert aktivitáskoncentrációkból, ami voltaképpen a belső sugárterhelés számításához nélkülözhetetlen.

Fentiekkel összhangban a soron következő és a teljes sugárterhelést az egyes fajokra összegző táblázatokban a megjelentetett élőlények a biológus szakértők által a szárazföldi ökoszisztémákban vizsgálandó fajok, melyek közül jó néhányra a ténylegesen ott élő egyedek méréséből rendelkeztünk adatokkal, amelyeket most felhasználtunk a becslésben. Azokra a lényekre, amelyekre nem állt rendelkezésre helyi adat, természetesen a szükséges átviteli tényezők használatára sor került.

Szólni kell még arról is, hogy a kijelölt fajok nem minden esetben helyettesíthetők egyszerűen a megfelelő referencia fajjal, mert ugyan az adott faj életmódját/élettanát „kezelő" átviteli tényezők szabad használata megengedett, a programon belül a dóziskonverziós tényezők (DCC) jelentősen függnek az élőlény fizikai méretétől. Erre való tekintettel az ERICA eszköztár lehetővé teszi új, addig nem létező organizmus létrehozását, ami döntően a megadott méretnek megfelelő DCC értékek előállítását és az illető élőlényhez való rendelését jelenti. Ezt kihasználva, előállításra kerültek e munka során a vizsgálandó organizmusok is.

A következő 3 táblázat az A1, A6 és A8 állomások környezetének szárazföldi élőhelyeire foglalja össze a kijelölt fajok természetes eredetű sugárterhelését. Ezek a dózisteljesítmény értékek tehát az ember jelenlététől, tevékenységétől függetlenül fennálló ún. sugárzási alapszintet jelenítik meg elnyelt dózisteljesítményben kifejezve. A táblázatokban a csillag a megjelölt organizmusoknál arra utal, hogy az illető fajnál átviteli tényező csak az adott biótában nem mért radioizotópokra volt használva. Ez a legtöbb esetben a tórium két hosszú felezési idejű izotópjára áll fenn.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	**belső**	**összes**
Bombus agrorum (poszméh)	1.45E-02	1.83E-01	**1.98E-01**
földigiliszta	4.39E-02	1.80E-01	**2.24E-01**
csiga*	1.67E-02	1.24E+00	**1.25E+00**
béka	1.65E-02	7.45E-02	**9.11E-02**
Lacerta agilis (gyík)	1.67E-02	8.05E-02	**9.71E-02**
vadkacsa	1.59E-02	9.43E-02	**1.10E-01**
patkány	3.40E-02	6.51E-02	**9.91E-02**
szarvas	8.85E-03	7.00E-02	**7.88E-02**
Sus scrofa (vaddisznó)	1.04E-02	6.94E-02	**7.98E-02**
zuzmó/moha*	3.90E-03	4.88E+00	**4.89E+00**
Asclepias syriaca* (selyemkóró)	1.61E-02	1.21E-01	**1.37E-01**
Solidago gigantea* (magas aranyvessző)	1.61E-02	2.01E-01	**2.17E-01**
Pinus sylvestris* (erdei fenyő)	1.31E-02	4.02E-01	**4.15E-01**

12.11.3-19. táblázat Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A1 állomás környezetében.

A 12.11.3-19. táblázat 4. oszlopa összegzi a külső és belső sugárterhelést. Az itt szereplő értékek 2 fajétól eltekintve egy igen szűk tartományban helyezkednek el, úgy tized µGy/h-nak vehető nagy általánosságban. Ez az ICRP által javasolt referencia szintnek 1-4%-a, tehát kifejezetten alacsonynak mondható. A két kivétel közül az egyik a csiga. A táblázatban az „összes" oszlopban megadott érték a fajok döntő többségére jellemző szint tízszerese. Látható ugyanakkor, hogy a külső forrásokból származó dózisteljesítmény ennél az organizmusnál sem mutat az átlagostól eltérőt. A nagy terhelés belső forrástól ered, ez pedig a ^{226}Ra- és ^{210}Po- izotópok rovására írható. A nagy rádium bevitel nyilvánvalóan a héj mészváza építéséhez szükséges alkáli földfém igény miatt jön létre. A magas ^{210}Po-dózis vélhetően a mért csigában tapasztalt kimagasló ^{210}Pb következménye.

A növények közül a moha sugárterhelése látszik felülmúlni az összes vizsgált élőlényét. A külső és belső források együttesen az emberi tevékenységtől eredeztethető sugárterhelésre javasolt referencia szint felét közelíti. Ennek oka e növényke különös életmódjával kapcsolatos: gyökere nem lévén, az ásványi anyagokat a levelén becsapdázott talajból nyeri, aminek egy részét voltaképpen bekebelezi. Ennek következtében a földkérgi izotópok jelentős koncentrációban fordulnak elő a növényben, ezért az alfa sugárzástól származó (és az ajánlás szerint tízes szorzóval figyelembe vett) terhelés különösen nagy, még földkérgi izotópokban sovány környezetben is.

A 12.11.3-20. táblázat és a 12.11.3-21. táblázat az A6 és A8 állomás élőhelyén tartózkodó vizsgált fajok fentiekhez hasonlóan származó dózisteljesítmény eredményeit foglalja össze. Az itt található adatokkal kapcsolatban gyakorlatilag az A1 állomásnál említetteket lehet magyarázatként előadni.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	**belső**	**összes**
Bombus agrorum (poszméh)	1.45E-02	1.83E-01	**1.98E-01**
földigiliszta	4.39E-02	1.80E-01	**2.24E-01**
csiga*	1.67E-02	1.24E+00	**1.25E+00**
béka	1.65E-02	7.46E-02	**9.11E-02**
Lacerta agilis (gyík)	1.67E-02	8.05E-02	**9.72E-02**
vadkacsa*	1.59E-02	5.62E-02	**7.21E-02**
patkány	3.40E-02	6.51E-02	**9.91E-02**
szarvas	8.85E-03	7.00E-02	**7.89E-02**
Sus scrofa (vaddisznó)*	1.04E-02	1.58E-01	**1.69E-01**
zuzmó/moha*	3.90E-03	1.64E+01	**1.64E+01**
Asclepias syriaca* (selyemkóró)	1.61E-02	9.11E-02	**1.07E-01**
Solidago gigantea* (magas aranyvessző)	1.61E-02	2.04E-01	**2.20E-01**
Pinus sylvestris* (erdei fenyő)	1.31E-02	3.81E-01	**3.94E-01**

12.11.3-20. *táblázat Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A6 állomás környezetében.*

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	**belső**	**összes**
Bombus agrorum (poszméh)	2.39E-02	3.70E-01	**3.94E-01**
földigiliszta	7.23E-02	3.64E-01	**4.37E-01**
csiga	2.74E-02	2.24E-01	**2.52E-01**
béka	2.72E-02	1.39E-01	**1.67E-01**
Lacerta agilis (gyík)	2.74E-02	1.47E-01	**1.74E-01**
vadkacsa*	2.62E-02	5.65E-02	**8.26E-02**
patkány	5.58E-02	1.12E-01	**1.68E-01**
szarvas	1.45E-02	1.19E-01	**1.33E-01**
Sus scrofa (vaddisznó)*	1.71E-02	1.58E-01	**1.76E-01**
zuzmó/moha*	5.16E-03	4.01E+00	**4.02E+00**
Asclepias syriaca* (selyemkóró)	2.66E-02	1.80E-01	**2.07E-01**
Solidago gigantea* (magas aranyvessző)	2.66E-02	2.44E-01	**2.71E-01**
Pinus sylvestris* (erdei fenyő)	2.15E-02	4.39E-01	**4.61E-01**

12.11.3-21. táblázat Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A8 állomás környezetében.

A 12.11.2 fejezetben szóltunk arról, hogy a 3. szinten van lehetőség arra is, hogy az adott organizmusra az összes dózisteljesítményt valószínűségi változónak tekintve, annak várható értékeként becsüljük meg. Ebben az esetben a szükséges paramétereket nem egy konkrét számértékkel, hanem egy eloszlással jellemezzük. Az

eloszlásból random módon válogatva egy-egy megfelelő értéket, sok ezer számítás eredményeként előálló eloszlásfüggvény legvalószínűbb értékeként állítjuk elő a sugárterhelést jellemző dózisteljesítményt. Ekkor az eloszlás alapján megbecsülhető a kapott adat „jósága" is (pl. 5% és 95% konfidencia intervallum).

A most tárgyalt szárazföldi élőhelyekre a kijelölt fajok antropogén forrásoktól származó sugárterhelését ezzel az eljárással becsültük meg. Bemenő adatként egyrészt a mért bióta aktivitáskoncentrációkat, azok mérési bizonytalanságával együtt használtuk, továbbá ha szükséges volt, akkor az ERICA alapértelmezett CR értékeit, ill. a rájuk megadott eloszlásokat. Minden esetben 10000 futtatást végeztünk, ebből állt elő a becsült dózisteljesítmény és a hozzá tartozó konfidencia intervallum. Az eredményeket az alábbi táblázatokba foglaltuk.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
kórócsiga	$7.44\cdot10^{-3}$	$9.42\cdot10^{-3}$	$1.18\cdot10^{-2}$	$7.44\cdot10^{-4}$	$9.42\cdot10^{-4}$	$1.18\cdot10^{-3}$
zuzmó/moha	$3.79\cdot10^{-4}$	$6.18\cdot10^{-4}$	$8.58\cdot10^{-4}$	$3.79\cdot10^{-5}$	$6.18\cdot10^{-5}$	$8.58\cdot10^{-5}$
selyemkóró	$7.35\cdot10^{-4}$	$1.72\cdot10^{-3}$	$3.50\cdot10^{-3}$	$7.35\cdot10^{-5}$	$1.72\cdot10^{-4}$	$3.50\cdot10^{-4}$
aranyvessző	$7.36\cdot10^{-4}$	$1.72\cdot10^{-3}$	$3.43\cdot10^{-3}$	$7.36\cdot10^{-5}$	$1.72\cdot10^{-4}$	$3.43\cdot10^{-4}$
erdei fenyő	$7.89\cdot10^{-4}$	$1.58\cdot10^{-3}$	$2.96\cdot10^{-3}$	$7.89\cdot10^{-5}$	$1.58\cdot10^{-4}$	$2.96\cdot10^{-4}$

12.11.3-22. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő össz. dózisteljesítmény az A1 élőhelyre.

organizmus	^{60}Co össz. dózisteljesítmény µGy/h			^{90}Sr össz. dózisteljesítmény µGy/h			^{137}Cs össz. dózisteljesítmény, µGy/h		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
kórócsiga	-	-	-	$6.41\cdot10^{-3}$	$7.84\cdot10^{-3}$	$9.28\cdot10^{-3}$	$4.74\cdot10^{-4}$	$1.58\cdot10^{-3}$	$3.58\cdot10^{-3}$
zuzmó/moha	-	-	-	$3.21\cdot10^{-4}$	$5.57\cdot10^{-4}$	$7.94\cdot10^{-4}$	$2.64\cdot10^{-5}$	$6.08\cdot10^{-5}$	$9.58\cdot10^{-5}$
selyemkóró	-	-	-	$2.90\cdot10^{-4}$	$3.07\cdot10^{-4}$	$3.25\cdot10^{-4}$	$4.27\cdot10^{-4}$	$1.41\cdot10^{-3}$	$3.91\cdot10^{-3}$
aranyvessző	$2.68\cdot10^{-5}$	$8.85\cdot10^{-5}$	$1.53\cdot10^{-4}$	$1.73\cdot10^{-4}$	$2.07\cdot10^{-4}$	$2.42\cdot10^{-4}$	$4.45\cdot10^{-4}$	$1.42\cdot10^{-3}$	$3.13\cdot10^{-3}$
erdei fenyő	$1.33\cdot10^{-4}$	$1.99\cdot10^{-4}$	$2.65\cdot10^{-4}$	$1.33\cdot10^{-4}$	$2.41\cdot10^{-4}$	$3.49\cdot10^{-4}$	$3.64\cdot10^{-4}$	$1.14\cdot10^{-3}$	$2.51\cdot10^{-3}$

12.11.3-23. táblázat Az egyes radionuklidoktól eredő összes dózisteljesítmény értékek az A1 élőhelyre.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
kórócsiga	$7.41\cdot10^{-3}$	$9.05\cdot10^{-3}$	$1.08\cdot10^{-2}$	$7.41\cdot10^{-4}$	$9.05\cdot10^{-4}$	$1.08\cdot10^{-3}$
vaddisznó	$1.86\cdot10^{-3}$	$2.85\cdot10^{-3}$	$3.86\cdot10^{-3}$	$1.86\cdot10^{-4}$	$2.85\cdot10^{-4}$	$3.86\cdot10^{-4}$
selyemkóró	$8.02\cdot10^{-4}$	$1.38\cdot10^{-3}$	$2.26\cdot10^{-3}$	$8.02\cdot10^{-5}$	$1.38\cdot10^{-4}$	$2.26\cdot10^{-4}$
aranyvessző	$8.14\cdot10^{-4}$	$1.49\cdot10^{-3}$	$2.40\cdot10^{-3}$	$8.14\cdot10^{-5}$	$1.49\cdot10^{-4}$	$2.40\cdot10^{-4}$
erdei fenyő	$9.80\cdot10^{-4}$	$1.49\cdot10^{-3}$	$2.19\cdot10^{-3}$	$9.80\cdot10^{-5}$	$1.49\cdot10^{-4}$	$2.19\cdot10^{-4}$

12.11.3-24. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő össz. dózisteljesítmény az A6 élőhelyre.

organizmus	^{60}Co össz. dózisteljesítmény µGy/h			^{90}Sr össz. dózisteljesítmény µGy/h			^{137}Cs össz. dózisteljesítmény µGy/h		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
kórócsiga	-	-	-	$6.41\cdot10^{-3}$	$7.84\cdot10^{-3}$	$9.28\cdot10^{-3}$	$5.51\cdot10^{-4}$	$1.20\cdot10^{-3}$	$2.19\cdot10^{-3}$
vaddisznó				$1.30\cdot10^{-3}$	$2.19\cdot10^{-3}$	$3.09\cdot10^{-3}$	$3.07\cdot10^{-4}$	$6.56\cdot10^{-4}$	$1.19\cdot10^{-3}$
selyemkóró	-	-	-	$2.63\cdot10^{-4}$	$3.07\cdot10^{-4}$	$3.52\cdot10^{-4}$	$4.97\cdot10^{-4}$	$1.08\cdot10^{-3}$	$1.95\cdot10^{-3}$
aranyvessző				$9.57\cdot10^{-5}$	$3.99\cdot10^{-4}$	$7.26\cdot10^{-4}$	$5.10\cdot10^{-4}$	$1.09\cdot10^{-3}$	$1.97\cdot10^{-3}$
erdei fenyő	$3.12\cdot10^{-4}$	$3.78\cdot10^{-4}$	$4.44\cdot10^{-4}$	$4.77\cdot10^{-5}$	$2.34\cdot10^{-4}$	$4.42\cdot10^{-4}$	$4.21\cdot10^{-4}$	$8.78\cdot10^{-4}$	$1.55\cdot10^{-3}$

12.11.3-25. táblázat Az egyes radionuklidoktól eredő összes dózisteljesítmény értékek az A6 élőhelyre.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
vaddisznó	$1.65\cdot10^{-3}$	$2.58\cdot10^{-3}$	$3.51\cdot10^{-3}$	$1.65\cdot10^{-4}$	$2.58\cdot10^{-4}$	$3.51\cdot10^{-4}$
zuzmó/moha	$1.00\cdot10^{-3}$	$1.13\cdot10^{-3}$	$1.26\cdot10^{-3}$	$1.00\cdot10^{-4}$	$1.13\cdot10^{-4}$	$1.26\cdot10^{-4}$
selyemkóró	$4.02\cdot10^{-4}$	$7.25\cdot10^{-4}$	$1.20\cdot10^{-3}$	$4.02\cdot10^{-5}$	$7.25\cdot10^{-5}$	$1.20\cdot10^{-4}$
aranyvessző	$5.31\cdot10^{-4}$	$1.13\cdot10^{-3}$	$1.89\cdot10^{-3}$	$5.31\cdot10^{-5}$	$1.13\cdot10^{-4}$	$1.89\cdot10^{-4}$
erdei fenyő	$3.86\cdot10^{-4}$	$7.19\cdot10^{-4}$	$1.20\cdot10^{-3}$	$3.86\cdot10^{-5}$	$7.19\cdot10^{-5}$	$1.20\cdot10^{-4}$

12.11.3-26. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő össz. dózisteljesítmény az A8 élőhelyre.

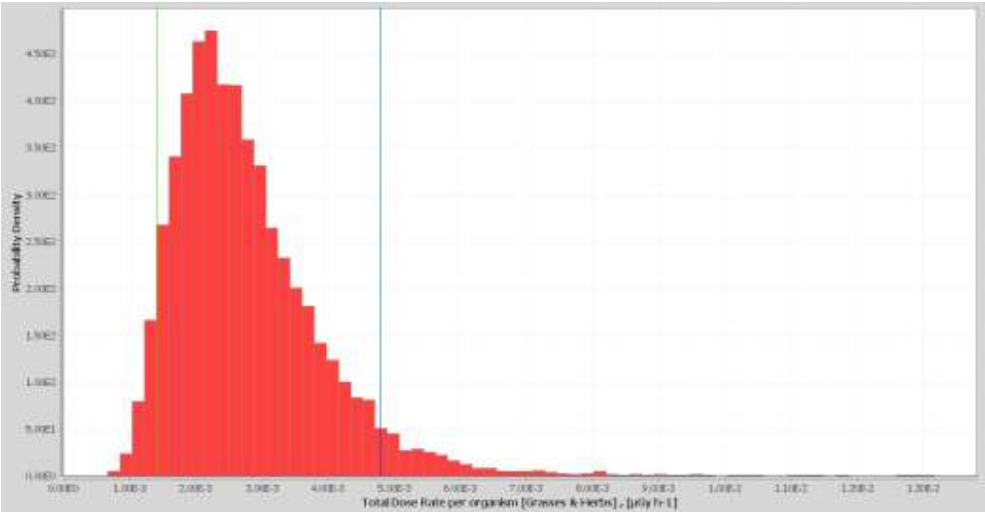
organizmus	^{90}Sr összes dózisteljesítmény, µGy/h			^{137}Cs összes dózisteljesítmény, µGy/h		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
vaddisznó	$1.30\cdot10^{-3}$	$2.19\cdot10^{-3}$	$3.09\cdot10^{-3}$	$1.95\cdot10^{-4}$	$3.90\cdot10^{-4}$	$6.78\cdot10^{-4}$
zuzmó/moha	$1.31\cdot10^{-4}$	$2.44\cdot10^{-4}$	$3.58\cdot10^{-4}$	$8.31\cdot10^{-4}$	$8.89\cdot10^{-4}$	$9.48\cdot10^{-4}$
selyemkóró	$7.55\cdot10^{-5}$	$9.33\cdot10^{-5}$	$1.11\cdot10^{-4}$	$3.09\cdot10^{-4}$	$6.32\cdot10^{-4}$	$1.11\cdot10^{-3}$
aranyvessző	$6.32\cdot10^{-5}$	$4.92\cdot10^{-4}$	$1.13\cdot10^{-3}$	$3.10\cdot10^{-4}$	$6.33\cdot10^{-4}$	$1.11\cdot10^{-3}$
erdei fenyő	$4.90\cdot10^{-5}$	$2.04\cdot10^{-4}$	$5.01\cdot10^{-4}$	$2.58\cdot10^{-4}$	$5.15\cdot10^{-4}$	$8.96\cdot10^{-4}$

12.11.3-27. táblázat Az egyes radionuklidoktól eredő összes dózisteljesítmény értékek az A8 élőhelyre.

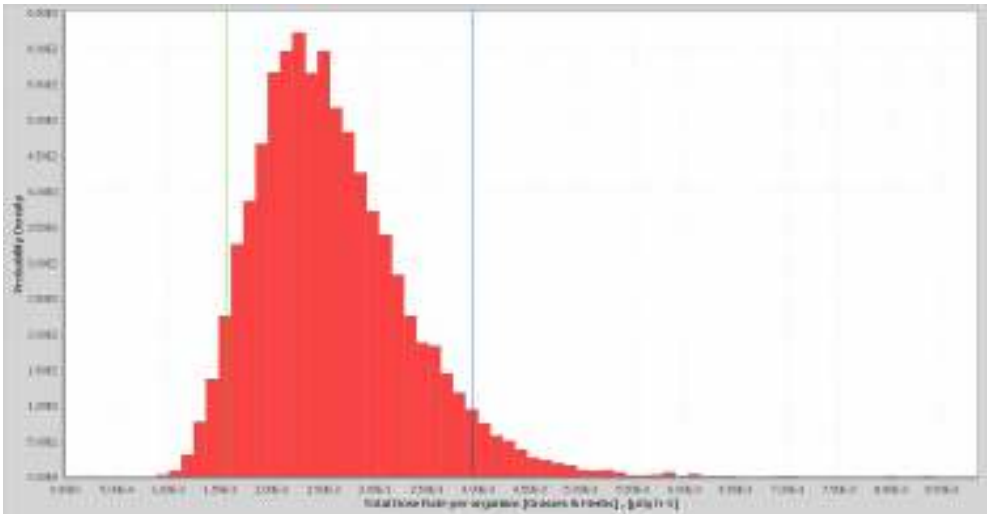
A fű ugyan nem szerepel a biológus szakértők által kijelölt fajok között, ez az organizmus mindhárom kijelölt élőhelyen fontos részét képezi a vegetációnak. Ráadásul állandó szereplője a környezetellenőrzési méréseknek, ennek folyományaként rengeteg adat gyűlt össze az antropogén eredetű radioizotópok aktivitáskoncentrációjára. Az ERICA alapértelmezett organizmusaként is definiálva van, a rá vonatkozó becslések könnyen elvégezhetők. A 12.8.3 fejezetben a rendelkezésre bocsátott adatok között ezek feldolgozását is elvégeztük. E tényekre támaszkodva a 3. szint most bemutatott lehetőségét kihasználva az erőmű körüli élőhelyekre a mért adatok felhasználásával 10000 futtatással megbecsültük a mesterséges eredetű izotópoktól származó dózisterhelést a 3 élőhelyre. Az eredményeket az adatok táblázatos összefoglalása mellett valószínűségi diagramon is szemléltetjük.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
fű, A1 élőhely	$1.40\cdot10^{-3}$	$2.76\cdot10^{-3}$	$4.79\cdot10^{-3}$	$1.40\cdot10^{-4}$	$2.76\cdot10^{-4}$	$4.79\cdot10^{-4}$
fű, A6 élőhely	$1.57\cdot10^{-3}$	$2.58\cdot10^{-3}$	$3.94\cdot10^{-3}$	$1.57\cdot10^{-4}$	$2.58\cdot10^{-4}$	$3.94\cdot10^{-4}$
fű, A8 élőhely	$7.66\cdot10^{-4}$	$1.51\cdot10^{-3}$	$2.74\cdot10^{-3}$	$7.66\cdot10^{-5}$	$1.51\cdot10^{-4}$	$2.74\cdot10^{-4}$

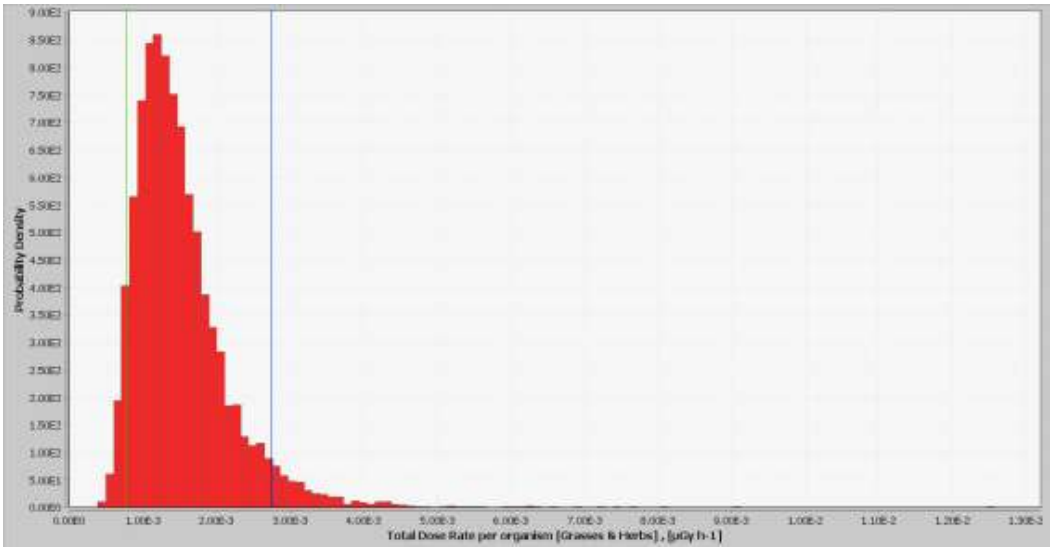
12.11.3-28. táblázat Mesterséges radionuklidok összes dózisteljesítménye az A1, A6 és A8 élőhelyek fűmintáira.



12.11.10. ábra Mesterséges radionuklidok dózisteljesítményének valószínűségi eloszlása az A1 állomás fűmintáira.



12.11.11. ábra Mesterséges radionuklidok dózisteljesítményének valószínűségi eloszlása az A6 állomás fűmintáira.



12.11.12. ábra Mesterséges radionuklidok dózisteljesítményének valószínűségi eloszlása az A8 állomás fűmintáira.

12.11.3.2 A referencia szervezetek sugárterhelése vízi környezetben

A 12 alapértelmezett vízi élőlényt a kijelölt élőhelyeken elhelyezve a felmérés első és második szintjén is megvizsgáltuk sugárterhelésüket külön-külön a természetes és mesterséges eredetű izotópokra. Bemenő adatként a korábbi felmérések környezeti közegekre vonatkozó aktivitáskoncentrációinak többéves, a korábbi fejezet elemzései alapján megállapított átlagai szolgáltak. Ezeket itt a 12.11.3-29. táblázat, a 12.11.3-30. táblázat és a 12.11.3-31. táblázat összegzi.

A felmérés során külön kezeltük és értékeltük a természetes és mesterséges eredetű izotópokból származó sugárterhelést. Mivel az ERICA program a természetes izotópokból származó dózisteljesítménnyel nem számolt a vonatkoztatási értékek megállapításakor, így nem tartottuk indokoltnak a kockázati tényező megadását ezekre a radionuklidokra, mindössze a belőlük származó külső és belső, valamint összes dózisteljesítményeket közöljük az ERICA megközelítés 2. szintjén, illetve az 1. szinten az egyes izotópokra becsült összes dózisteljesítmény értékeket a limitáló referencia organizmusokkal. A felmérés 2. szintjén a referencia organizmusokra az alapértelmezett CR értékeket használtuk, kivételt képzett ez alól a két általunk definiált izotóp: a ^{40}K- és a ^{7}Be, mindkettőnél 1.00 CR értéket használtunk az összes referencia organizmusra. Ez utóbbi izotópokra az EMCL értékét a szárazföldi élőhelyekre használt módon állapítottuk meg.

izotóp	Kondor-tó		Melegvíz-csatorna		Duna	
	iszap	víz	iszap	víz	iszap	víz
	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l
^{40}K	272	55	518	100	472	90
^{210}Pb	11.4	2.5	35.4	4.2	33.8	4.2
^{210}Po	11.4	2.5	35.4	4.2	33.8	4.2
^{226}Ra	11.4	2.5	35.4	4.2	33.8	4.2
^{228}Ra	12.8	0.7	34.2	1.4	33	1.4
^{228}Th	12.8	0.5	34.2	1.1	33	1.1
^{230}Th	11.4	-	35.4	-	33.8	-
^{232}Th	12.8	-	34.2	-	33	-
^{234}Th	11.4	-	35.4	-	33.8	-
^{234}U	11.4	-	35.4	10.5	33.8	10.5
^{238}U	11.4	-	35.4	10.5	33.8	10.5
^{7}Be	2.6	0.1	29	1	17.5	1
^{3}H		1800		2900		2900

12.11.3-29. táblázat Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.

	Kondor-tó		V2		Duna	
	iszap	víz	iszap	víz	iszap	víz
	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l
^{137}Cs	4.2		20	0.5	20	0.5
^{90}Sr	0.4		0.39	0.94		0.94

12.11.3-30. táblázat Globális eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.

	Kondor-tó		V2		Duna	
	iszap	víz	iszap	víz	iszap	víz
	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l
^{137}Cs			1	0.7		
^{90}Sr			0.15	0.36		
^{60}Co			2	7.3		
T				1200		

12.11.3-31. táblázat Erőművi eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.

Az alapértelmezett tartózkodási faktoroktól csak néhány esetben tértünk el:

- **kétéltűek**: az alapértelmezett vízben:1.0 helyett vízben:0.7, vízfelszínen: 0.3
- **madár**: alapértelmezett vízben:1.0 helyett vízben:0.5, vízfelszínen: 0.5
- **emlős**: alapértelmezett: vízben:1.0 helyett vízben: 0.5, vízfelszínen: 0.5
- **edényes növény:** alapértelmezett: üledék felszínén:1.0 helyett üledék felszínén: 0.7, vízben: 0.3

Az iszap százalékban megadandó természetes száraz tömegét 50%-nak vettük.

A program futtatásainak eredményeit az alábbi táblázatokban összegezzük az egyes élőhelyekre külön-külön.

Duna Melegvíz-csatorna alatti élőhely, természetes források

izotóp	összes dózisteljesítmény, µGy/h	limitáló referencia organizmus
^{7}Be	2.90E-03	rovar lárva
^{3}H	8.41E-05	fitoplankton
^{40}K	1.10E-01	rovar lárva
^{210}Pb	5.33E-01	fitoplankton
^{210}Po	1.55E+01	kagyló
^{226}Ra	8.04E+00	edényes növény
^{228}Ra	4.95E-02	rovar lárva
^{228}Th	4.14E+01	fitoplankton
^{230}Th	2.38E+00	fitoplankton
^{232}Th	1.98E+00	fitoplankton
^{234}Th	1.29E-02	rovar lárva
^{234}U	1.05E+03	edényes növény
^{238}U	9.02E+02	edényes növény

12.11.3-32. táblázat Duna vízi élőhely, természetes eredetű radionuklidok, 1. szint.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	belső	összes
kétéltű	1.32E-05	1.30E-01	**1.30E-01**
bentikus hal	2.85E-02	1.43E-01	**1.71E-01**
madár	9.79E-06	1.49E-01	**1.49E-01**
kagyló	3.23E-02	5.95E+00	**5.98E+00**
rák	6.26E-02	2.46E+00	**2.52E+00**
csiga	3.76E-02	3.57E+00	**3.61E+00**
rovarlárva	1.25E-01	2.46E+00	**2.58E+00**

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	belső	összes
emlős	8.99E-06	1.40E-01	**1.40E-01**
pelagikus hal	1.33E-05	1.43E-01	**1.43E-01**
fitoplankton	1.99E-04	5.05E+00	**5.05E+00**
edényes növény	3.96E-02	3.42E+00	**3.46E+00**
zooplankton	3.82E-05	4.60E+00	**4.60E+00**

12.11.3-33. táblázat Duna, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

Duna Melegvíz-csatorna alatti élőhely, mesterséges (globális) források

izotóp	összes dózisteljesítmény µGy/h	kockázati tényező	limitáló referencia organizmus
^{137}Cs	9.80E-02	9.80E-03	rovarlárva
^{90}Sr	2.68E-03	2.68E-04	rovarlárva
összesen		**9.80E-03**	

12.11.3-34. táblázat Globális radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a limitáló szervezetekre dunai vízi élőhelyen.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	1.86E-07	7.07E-04	**7.07E-04**	7.07E-05
bentikus hal	1.40E-03	6.09E-04	**2.01E-03**	2.01E-04
madár	1.19E-07	2.95E-04	**2.95E-04**	2.95E-05
kagyló	1.55E-03	1.89E-04	**1.74E-03**	1.74E-04
rák	1.89E-03	5.37E-04	**2.43E-03**	2.43E-04
csiga	1.66E-03	3.31E-04	**1.99E-03**	1.99E-04
rovarlárva	3.79E-03	5.49E-04	**4.33E-03**	4.33E-04
emlős	1.07E-07	9.87E-04	**9.87E-04**	9.87E-05
pelagikus hal	1.68E-07	6.49E-04	**6.49E-04**	6.49E-05
fitoplankton	8.46E-07	2.96E-10	**8.46E-07**	8.46E-08
edényes növény	1.32E-03	1.23E-04	**1.44E-03**	1.44E-04
zooplankton	6.74E-07	6.72E-05	**6.79E-05**	6.79E-06

12.11.3-35. táblázat Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a Duna vízében.

Melegvíz-csatorna, természetes források

izotóp	összes dózisteljesítmény, µGy/h	limitáló referencia organizmus
^{7}Be	2.84E-04	rovar lárva
^{3}H	8.41E-05	fitoplankton
^{40}K	1.20E-01	rovar lárva
^{210}Pb	5.33E-01	fitoplankton
^{210}Po	1.55E+01	kagyló
^{226}Ra	8.43E+00	edényes növény
^{228}Ra	4.95E-02	rovar lárva
^{228}Th	4.14E+01	fitoplankton
^{230}Th	2.50E+00	fitoplankton
^{232}Th	2.06E+00	fitoplankton
^{234}Th	1.35E-02	rovar lárva
^{234}U	1.10E+03	edényes növény
^{238}U	9.45E+02	edényes növény

12.11.3-36. táblázat Limitáló szervezetek dózisteljesítménye a természetes radionuklidoktól a V2-ben.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	belső	összes
kétéltű	1.42E-05	1.30E-01	**1.30E-01**
bentikus hal	3.03E-02	1.43E-01	**1.73E-01**
madár	1.04E-05	1.49E-01	**1.49E-01**
kagyló	3.44E-02	5.95E+00	**5.98E+00**
rák	6.74E-02	2.46E+00	**2.53E+00**
csiga	4.02E-02	3.57E+00	**3.61E+00**
rovarlárva	1.35E-01	2.46E+00	**2.59E+00**
emlős	9.57E-06	1.40E-01	**1.40E-01**
pelagikus hal	1.42E-05	1.43E-01	**1.43E-01**
fitoplankton	2.07E-04	5.05E+00	**5.05E+00**
edényes növény	4.25E-02	3.42E+00	**3.46E+00**
zooplankton	4.14E-05	4.60E+00	**4.60E+00**

12.11.3-37. táblázat Referencia szervezetek háttér-sugárterhelése a Melegvíz-csatornában.

Melegvíz-csatorna, mesterséges (globális) források

izotóp	összes dózisteljesítmény, µGy/h	kockázati tényező	limitáló referencia organizmus
^{137}Cs	9.80E-02	9.80E-03	rovar lárva
^{90}Sr	2.68E-03	2.68E-04	rovar lárva
összesen		**1.01E-02**	

12.11.3-38. táblázat Melegvíz-csatorna, globális eredetű radionuklidok 1. szintű felmérés.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	1.86E-07	7.07E-04	**7.07E-04**	7.07E-05
bentikus hal	1.40E-03	6.09E-04	**2.01E-03**	2.01E-04
madár	1.19E-07	2.95E-04	**2.95E-04**	2.95E-05
kagyló	1.55E-03	1.89E-04	**1.74E-03**	1.74E-04
rák	1.89E-03	5.37E-04	**2.43E-03**	2.43E-04
csiga	1.66E-03	3.31E-04	**1.99E-03**	1.99E-04
rovarlárva	3.79E-03	5.49E-04	**4.33E-03**	4.33E-04
emlős	1.07E-07	9.87E-04	**9.87E-04**	9.87E-05
pelagikus hal	1.68E-07	6.49E-04	**6.49E-04**	6.49E-05
fitoplankton	8.46E-07	2.96E-10	**8.46E-07**	8.46E-08
edényes növény	1.32E-03	1.23E-04	**1.44E-03**	1.44E-04
zooplankton	6.74E-07	6.72E-05	**6.79E-05**	6.79E-06

12.11.3-39. táblázat Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a V2 élőhelyen.

Melegvíz-csatorna, erőművi források

izotóp	összes dózisteljesítmény, µGy/h	kockázati tényező	limitáló referencia organizmus
^{60}Co	3.91E+00	3.91E-01	rovarlárva
^{137}Cs	1.37E-01	1.37E-02	rovarlárva
^{3}H	3.48E-05	3.48E-06	fitoplankton
^{90}Sr	1.03E-03	1.03E-04	rovarlárva
összesen		**4.04E-01**	

12.11.3-40. táblázat Az erőmű adta járulékos sugárterhelés becslése a felmérés 1. szintjén.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	8.90E-06	1.10E-03	**1.11E-03**	1.11E-04
bentikus hal	7.26E-04	1.59E-03	**2.31E-03**	2.31E-04
madár	7.27E-06	1.18E-03	**1.19E-03**	1.19E-04
kagyló	7.85E-04	6.02E-04	**1.39E-03**	1.39E-04
rák	8.15E-04	1.28E-03	**2.10E-03**	2.10E-04
csiga	7.92E-04	2.18E-03	**2.97E-03**	2.97E-04
rovarlárva	1.62E-03	4.53E-03	**6.15E-03**	6.15E-04
emlős	6.71E-06	2.43E-03	**2.44E-03**	2.44E-04
pelagikus hal	9.70E-06	1.58E-03	**1.59E-03**	1.59E-04
fitoplankton	1.56E-05	1.09E-09	**1.56E-05**	1.56E-06
edényes növény	5.71E-04	1.33E-03	**1.90E-03**	1.90E-04
zooplankton	1.14E-05	3.41E-04	**3.53E-04**	3.53E-05

12.11.3-41. táblázat Referencia szervezetek erőműtől eredő járulékos sugárterhelése a V2-ben.

Kondor-tó, természetes források

izotóp	összes dózisteljesítmény, µGy/h	limitáló referencia organizmus
^{7}Be	2.50E-05	rovar lárva
^{3}H	5.22E-05	fitoplankton
^{40}K	6.54E-02	rovar lárva
^{210}Pb	3.18E-01	fitoplankton
^{210}Po	9.23E+00	kagyló
^{226}Ra	2.71E+00	edényes növény
^{228}Ra	2.55E-02	rovar lárva
^{228}Th	1.88E+01	fitoplankton
^{230}Th	8.04E-01	fitoplankton
^{232}Th	7.69E-01	fitoplankton
^{234}Th	4.34E-03	rovar lárva
^{234}U	3.55E+02	edényes növény
^{238}U	3.04E+02	edényes növény

12.11.3-42. táblázat Limitáló szervezetek dózisterhelése természetes radionuklidoktól a Kondor-tónál.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h		
	külső	belső	összes
Kétéltű	7.95E-06	4.26E-01	**4.26E-01**
Bentikus hal	1.28E-02	4.38E-01	**4.50E-01**
Madár	5.82E-06	4.44E-01	**4.44E-01**
Kagyló	1.46E-02	5.62E+00	**5.64E+00**
Rák	3.06E-02	7.23E+00	**7.26E+00**
Csiga	1.72E-02	4.20E+00	**4.22E+00**
Rovarlárva	6.08E-02	7.23E+00	**7.29E+00**
Emlős	5.33E-06	4.35E-01	**4.35E-01**
Pelagikus hal	7.92E-06	4.38E-01	**4.38E-01**
Fitoplankton	1.27E-03	4.27E+00	**4.27E+00**
Edényes növény	1.90E-02	3.54E+01	**3.55E+01**
Zooplankton	2.33E-05	3.24E+00	**3.24E+00**

12.11.3-43. táblázat Referencia szervezetek háttér sugárterhelése a Kondor-tó élőhelyen.

Kondor-tó, globális források

izotóp	összes dózisteljesítmény, µGy/h	kockázati tényező	limitáló referencia organizmus
^{137}Cs	5.25E-03	5.25E-04	emlős
^{90}Sr	3.30E-04	3.30E-05	csiga
összesen		**5.58E-04**	

12.11.3-44. táblázat Kondor-tó, globális eredetű radionuklidok 1. szintű felmérés.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező
	külső	belső	összes	
kétéltű	1.90E-08	4.48E-05	**4.48E-05**	4.48E-06
bentikus hal	2.96E-04	3.88E-05	**3.35E-04**	3.35E-05
madár	9.44E-09	1.96E-05	**1.96E-05**	1.96E-06
kagyló	3.30E-04	3.47E-05	**3.65E-04**	3.65E-05
rák	4.34E-04	3.86E-05	**4.72E-04**	4.72E-05
csiga	3.59E-04	4.06E-05	**3.99E-04**	3.99E-05
rovarlárva	8.65E-04	3.96E-05	**9.05E-04**	9.05E-05
emlős	8.08E-09	6.20E-05	**6.21E-05**	6.21E-06
pelagikus hal	1.37E-08	4.13E-05	**4.13E-05**	4.13E-06
fitoplankton	1.44E-07	1.93E-11	**1.44E-07**	1.44E-08
edényes növény	2.98E-04	1.75E-05	**3.15E-04**	3.15E-05
zooplankton	1.14E-07	5.31E-06	**5.43E-06**	5.43E-07

12.11.3-45. táblázat Globális forrásoktól származó sugárterhelés a Kondor-tó vízi referencia lényire.

A szárazföldi élőhelyeknél már bemutatott, 3. szinten alkalmazható valószínűségi megközelítést a vízi élőhelyek esetén is használtuk, úgyszintén a mesterséges eredetű radionuklidok hatásának megbízhatóbb felmérése érdekében. Ezekben az esetekben is mérésekből származó, az antropogén izotópokra összegyűjtött, ill. általunk e projekt keretében mért koncentráció adatokat használtuk, kiegészítve a szükséges helyeken az ERICA alapértelmezett CR-értékeivel. Az alábbi táblázatokban megadott sugárterhelési adatok itt is 10000 futtatás eredményének összegzéséből állt elő.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
jászkeszeg	$1.59\cdot10^{-4}$	$2.45\cdot10^{-4}$	$3.29\cdot10^{-4}$	$1.59\cdot10^{-5}$	$2.45\cdot10^{-5}$	$3.29\cdot10^{-5}$
ponty	$1.11\cdot10^{-4}$	$1.44\cdot10^{-3}$	$4.25\cdot10^{-3}$	$1.11\cdot10^{-5}$	$1.44\cdot10^{-4}$	$4.25\cdot10^{-4}$
kagyló	$7.69\cdot10^{-4}$	$2.35\cdot10^{-3}$	$5.54\cdot10^{-3}$	$7.69\cdot10^{-5}$	$2.35\cdot10^{-4}$	$5.54\cdot10^{-4}$

12.11.3-46. táblázat Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Duna élőhelyre.

organizmus	^{90}Sr összes dózisteljesítmény, µGy/h			^{137}Cs összes dózisteljesítmény, µGy/h		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
jászkeszeg	$1.29\cdot10^{-4}$	$2.11\cdot10^{-4}$	$2.94\cdot10^{-4}$	$1.50\cdot10^{-5}$	$3.44\cdot10^{-5}$	$5.38\cdot10^{-5}$
ponty	$2.12\cdot10^{-6}$	$1.23\cdot10^{-5}$	$4.16\cdot10^{-5}$	$9.91\cdot10^{-5}$	$1.43\cdot10^{-3}$	$4.24\cdot10^{-3}$
Unio tumidus	$3.78\cdot10^{-4}$	$7.85\cdot10^{-4}$	$1.19\cdot10^{-3}$	$8.89\cdot10^{-5}$	$1.57\cdot10^{-3}$	$4.70\cdot10^{-3}$

12.11.3-47. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a Duna élőhelyen.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
jászkeszeg	$1.57\cdot10^{-4}$	$1.89\cdot10^{-4}$	$2.21\cdot10^{-4}$	$1.57\cdot10^{-5}$	$1.89\cdot10^{-5}$	$2.21\cdot10^{-5}$
harcsa	$1.24\cdot10^{-4}$	$1.44\cdot10^{-3}$	$4.21\cdot10^{-3}$	$1.24\cdot10^{-5}$	$1.44\cdot10^{-4}$	$4.21\cdot10^{-4}$
kagyló	$5.58\cdot10^{-4}$	$2.26\cdot10^{-3}$	$5.46\cdot10^{-3}$	$5.58\cdot10^{-5}$	$2.26\cdot10^{-4}$	$5.46\cdot10^{-4}$
hínár	$2.41\cdot10^{-4}$	$2.59\cdot10^{-4}$	$2.77\cdot10^{-4}$	$2.41\cdot10^{-5}$	$2.59\cdot10^{-5}$	$2.77\cdot10^{-5}$
zöldalga	$2.53\cdot10^{-5}$	$3.71\cdot10^{-5}$	$4.94\cdot10^{-5}$	$2.53\cdot10^{-6}$	$3.71\cdot10^{-6}$	$4.94\cdot10^{-6}$

12.11.3-48. táblázat Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Melegvíz-csatorna alatti dunai élőhelyre.

organizmus	^{90}Sr összes dózisteljesítmény, µGy/h			^{137}Cs összes dózisteljesítmény, µGy/h		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
jászkeszeg	$1.24\cdot10^{-4}$	$1.55\cdot10^{-4}$	$1.86\cdot10^{-4}$	$2.60\cdot10^{-5}$	$3.44\cdot10^{-5}$	$4.27\cdot10^{-5}$
harcsa	$1.92\cdot10^{-6}$	$1.21\cdot10^{-5}$	$4.15\cdot10^{-5}$	$1.12\cdot10^{-4}$	$1.42\cdot10^{-3}$	$4.20\cdot10^{-3}$
kagyló	$1.21\cdot10^{-4}$	$6.91\cdot10^{-4}$	$1.35\cdot10^{-3}$	$9.06\cdot10^{-5}$	$1.57\cdot10^{-3}$	$4.70\cdot10^{-3}$
hínár	$1.77\cdot10^{-4}$	$1.94\cdot10^{-4}$	$2.11\cdot10^{-4}$	$6.30\cdot10^{-5}$	$6.35\cdot10^{-5}$	$6.77\cdot10^{-5}$
zöldalga	$1.66\cdot10^{-5}$	$1.95\cdot10^{-5}$	$2.24\cdot10^{-5}$	$6.06\cdot10^{-6}$	$1.76\cdot10^{-5}$	$2.94\cdot10^{-5}$

12.11.3-49. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a Melegvíz-csatorna alatti dunai élőhelyen.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
zöldalga	$1.95\cdot10^{-4}$	$4.10\cdot10^{-4}$	$9.90\cdot10^{-4}$	$1.95\cdot10^{-5}$	$4.10\cdot10^{-5}$	$9.90\cdot10^{-5}$

12.11.3-50. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a V2 élőhelyen.

organizmus	^{60}Co össz. dózisteljesítmény, µGy/h			^{90}Sr össz. dózisteljesítmény, µGy/h			^{137}Cs össz. dózisteljesítmény, µGy/h		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
zöldalga	$1.32\cdot10^{-5}$	$2.28\cdot10^{-4}$	$8.08\cdot10^{-4}$	$2.99\cdot10^{-5}$	$3.36\cdot10^{-5}$	$3.73\cdot10^{-5}$	$1.41\cdot10^{-4}$	$1.48\cdot10^{-4}$	$1.56\cdot10^{-4}$

12.11.3-51. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a V2 élőhelyre.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
jászkeszeg	$1.37\cdot10^{-4}$	$2.09\cdot10^{-4}$	$2.80\cdot10^{-4}$	$1.37\cdot10^{-5}$	$2.09\cdot10^{-5}$	$2.80\cdot10^{-5}$

12.11.3-52. táblázat Mesterséges radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a Kondor-tó élőhelyen.

organizmus	^{90}Sr összes dózisteljesítmény, µGy/h			^{137}Cs összes dózisteljesítmény, µGy/h		
	5%	átlag	95%	5%	átlag	95%
jászkeszeg	$1.14\cdot10^{-4}$	$1.87\cdot10^{-4}$	$2.58\cdot10^{-4}$	$1.97\cdot10^{-5}$	$2.26\cdot10^{-5}$	$2.55\cdot10^{-5}$

12.11.3-53. táblázat Globális radionuklidok dózisteljesítmény járuléka a Kondor-tó élőhelyen

12.12 ÖSSZEFOGLALÁS

A közeli jövőben elkészítendő környezeti hatástanulmány megalapozását célzó szakterületi program keretében e fejezet az élővilág sugárterhelésének kérdésével foglalkozott. Ez egy viszonylag új területe a sugárvédelemnek, kifejezetten erre vonatkozó jogszabályok még nem léteznek. Nemzetközi tudományos szervezetek azonban már néhány éve javaslatot tettek a terület döntéshozói szinten történő szabályozására. Ennek alapján várható, hogy rövidesen jogszabályok is megjelennek az élővilág fajainak, ill. ökorendszereinek ionizáló sugárzás elleni védelmét biztosító korlátozásra.

A Paksi Atomerőmű tervezett bővítésénél ezért már most célszerűnek látszott ezzel a kérdéssel is foglalkozni, és a jelenlegi alapszintet meghatározni, ugyanis minden további potenciális sugárterhelés növekmény ehhez az alapszinthez adódik majd hozzá.

A jelenlegi sugárterhelés becslése a vizsgált környezet radiológiai aspektusú feltérképezését igényli. Mivel a vizsgálandó környezetben már hosszú ideje üzemel a Paksi Atomerőmű négy blokkja, ami együtt jár az erőmű környezetének rendszeres ellenőrzésével is, a sugárdózisok becslése elsősorban a már rendelkezésre álló adatokra támaszkodva volt elképzelve, kiemelt hangsúlyt adva az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyezése során elvégzett hasonló munkának.

A projekt kidolgozásában fokozatosan haladva, annak 4. ütemében fejeztük be az élővilág sugárterhelésének becsléséhez szükséges legfontosabb radioaktivitás-adatok összegyűjtését, rendszerezését és értékelését. A

közvetlenül az élővilágra rendelkezésre álló mért adatokat is rendszereztük, kiegészítettük a felkutatottakkal is. Ez ugyan az eredeti ütemtervhez képest némi késéssel realizálódott, részben a szárazföldi élőhelyekben időközben bekövetkezett változás (számuk is nőtt kettőről háromra) miatt. E változás, továbbá a természetes háttérsugárzástól származó dózisok felmérésének igénye a feldolgozandó adatbázis jelentős bővülésével is járt, mert az eredetileg csak a HAKSER adatokra kiterjedő adatelemzés mellett beszerzésre és feldolgozásra került a PA Zrt üzemi sugárvédelmi ellenőrző méréseinek is egy igen jelentős része (az A1, A6 és A8 állomások mérési eredményei, továbbá a vízi élőhelyek vizsgálatának sok adata is). Az előrehaladást hátráltatta az is, hogy nem minden, az adatgazdától menetközben bekért kiegészítő információ érkezett be, ill. ha igen, az is csak hosszú átfutási idővel.

Az élővilág radiológiájára vonatkozó nemzetközi irodalom kritikai áttekintése, továbbá az összes, az erőmű környezetére rendelkezésre álló és felkutatott mérési adatok elemzése alapján megállapított hiányok pótlására javaslatot tettünk a projekt vezetésének kiegészítő helyszíni mintavételekre és mérésekre. Miután ez a felvetés elfogadást nyert, elvégeztük a szükséges mintavételeket, majd a radioaktivitási méréseket, amelyek elsősorban a bióta egyes elemeire terjedtek ki. Ezek eredménye egyrészt lehetővé tette az érintett növény- és állatfajok belső sugárterhelésének közvetlen becslését, másrészt egyértelművé vált az ilyen vizsgálatoknál a számítások elvégzéséhez szükséges átviteli tényezőkkel kapcsolatban tett kritikai észrevételeink megalapozottsága. Az ezzel a részfeladattal nyert, a paksi környezetre érvényes átviteli tényezők az atomerőmű bővítése környezetvédelmi engedélyeztetéséhez elkészítendő hatástanulmányban is hasznosíthatók lesznek, általuk az élővilágra az új blokkok hatásaként becsült többletterhelés megbízhatóbb lesz.

Az élővilág jelenlegi sugárterhelésének számszerűsítéséhez a fentiekben összefoglalt előkészítő munka eredményeként felállt az az adatbázis, amelyet felhasználva, az ERICA eszközrendszer segítségével a három szárazföldi és három vízi élőhelyre egyrészt meghatároztuk a természetes háttérsugárzástól a vizsgálatra kiválasztott fajokat érő összes (külső és belső) dózisteljesítményt. Másrészt megbecsültük az ember korábbi nukleáris tevékenysége nyomán a környezetben még fellelhető, ún. antropogén radioaktivitástól származó dózisteljesítmény-hányadot, továbbá a Paksi Atomerőmű járulékát is. Az összes sugárterhelés e két utóbbi komponense az, amelyet egy tervezett új, ilyen jellegű tevékenység prognosztizált hatásakor számításba kell venni, mint már létező alapszintet.

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a természetes paksi sugárzási környezet a földi környezetben átlagosnak tekinthető, vagy attól valamelyest alacsonyabb sugárterhelést ad az itteni élővilágnak. A tipikus érték 0.1-5 µGy/h fajtól és ökoszisztémától függően. A nagyobb értékek a vízi élőhelyeken fordulnak elő. Ehhez képest az emberi nukleáris tevékenység gyakorlatilag elenyésző járulékot ad.