

ÉRTEKEZÉSEK

EMLÉKEZÉSEK

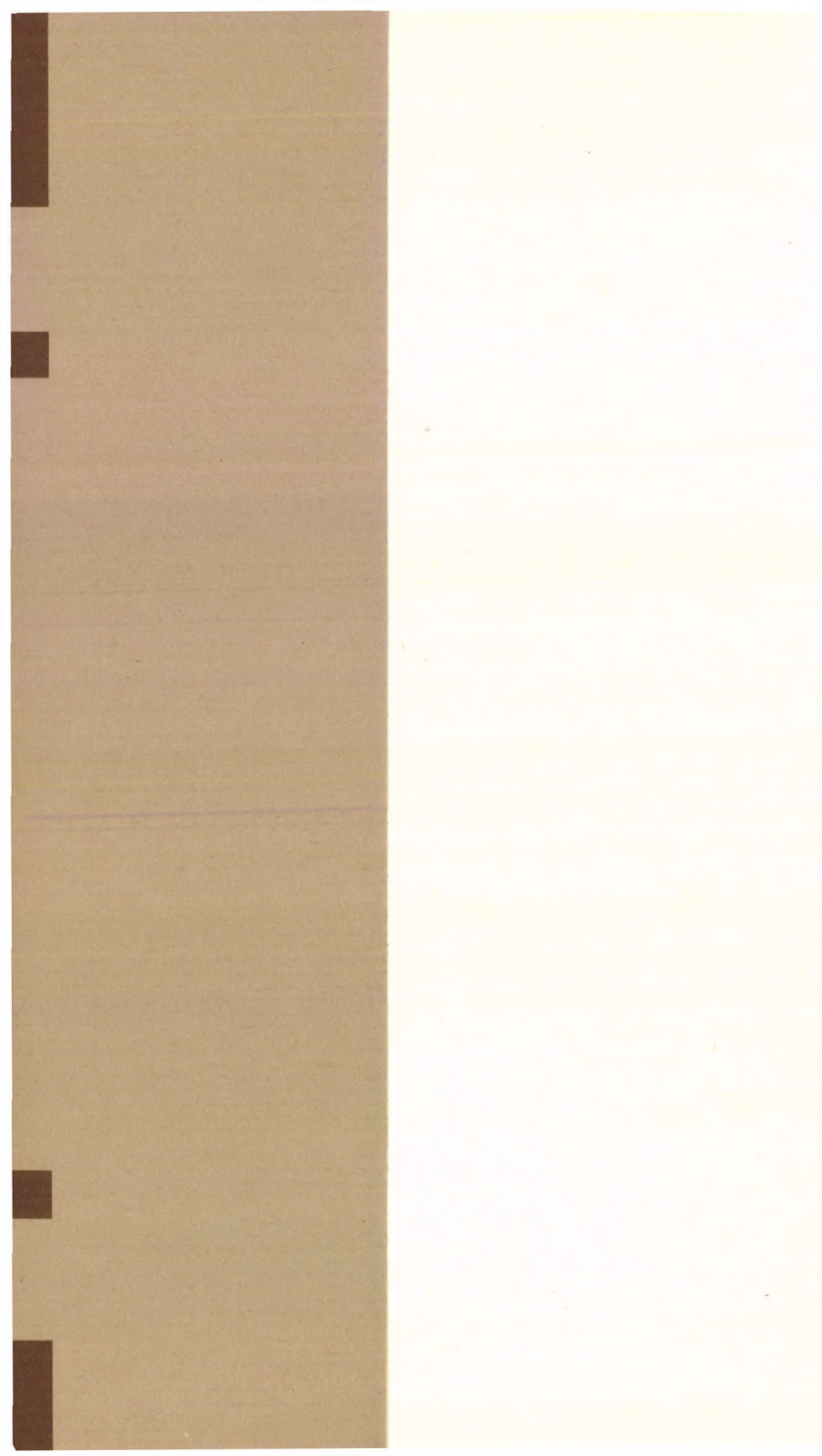
VAJDA GYÖRGY

KOCKÁZAT ÉS BIZTONSÁG



26

AKADÉMIAI KIADÓ, BUDAPEST



ÉRTEKEZÉSEK
EMLÉKEZÉSEK

ÉRTEKEZÉSEK EMLÉKEZÉSEK

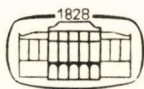
SZERKESZTI
TOLNAI MÁRTON

VAJDA GYÖRGY

KOCKÁZAT ÉS BIZTONSÁG

AKADÉMIAI SZÉKFOGLALÓ

1982. NOVEMBER 20.



AKADÉMIAI KIADÓ, BUDAPEST

A kiadványsorozatban a Magyar Tudományos Akadémia 1982.
évi CXLII. Közgyűlése időpontjától megválasztott rendes és
levelező tagok székfoglalói — önálló kötetben — látnak
napvilágot.

A sorozat indításáról az Akadémia főtitkárának 22/1/1982.
számú állásfoglalása rendelkezett.

ISBN 963 05 3567 X

A kiadásért felel az Akadémiai Kiadó és Nyomda főigazgatója

Felelős szerkesztő: Klaniczay Júlia

A tipográfia és a kötésterv Löblin Judit munkája

Műszaki szerkesztő: Érdi Júlia

Terjedelem: 6,12 (A/5) ív

AK 1578 k 8486

Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest

Felelős vezető: Hazai György

© Akadémiai Kiadó, Budapest 1984, Vajda György

Printed in Hungary

A KOCKÁZATOK JELLEGE ÉS ÉRTÉKELÉSE

A technikai civilizáció térhódítása és bővülése együtt jár a veszélyforrások szaporodásával. Az üzembe helyezett gépek és berendezések számának gyarapodása megnöveli az üzemi, közlekedési, háztartási és egyéb balesetek valószínűségét. A technológiai folyamatok nagy része szennyezi a környezetet, ami a bioszféra változásain keresztül egészségrontó hatású. Az emberi tevékenység következtében egyes agglomerációkban már kedvezőtlenebbé vált a mikroklíma, és távlatilag globális változások sem elképzelhetetlenek, például a légkör széndioxid-koncentrációjának növekedése miatt. Az utóbbi években megnőtt a figyelem a technika káros következményei, társadalmi kockázataira. Különösen előtérbe állították e kérdéseket a környezetvédelem problémái és egyes országokban az atomerőművek körül kialakult viták.

Az ártalmak és veszélyek sok fejlett tőkés országban „zöld” mozgalmakat váltottak ki, melyek a visszatérést propagálják az egyszerű és természetes életmódhoz, a rousseau-i életfilozófiához. „Az anyagi javak nem boldogítanak” – hirdetik, figyelmen kívül hagyva, hogy ezen anyagi javak csökkentik veszélyeztetettségünket a természeti erővel szemben, az időjárás, az éhség, a megerőltető munka, a betegségek ártalmaival és kockáza-

taival szemben. Ezen áramlatok számos fejlett tőkés országban nem lebecsülendő politikai tényezővé váltak, amit pl. tüntetések, népszavazások, kormányválságok is tükröznek. Megnyilvánulásaikban sajátosan ötvöződik az emberi egészség féltése és a bioszféra romlása miatti jogos aggodalom az üzleti és politikai érdekből manipulált tömegpszichózissal. A társadalmi kihatások boncolgatása külön tanulmányt érdemelne, jelen mondanivalómat a tényleges kockázat kérdései köré kívánom csoportosítani. A technikai haladás a kockázatok mérlegét kedvező irányba billenti, ami tükröződik az átlagos életkor növekedésében, az életszínvonal emelkedésében, az egészségügyi helyzet javulásában, a kevésbé megerőltető és kellemesebb életmódban, jobb táplálkozásban, kedvezőbb munkafeltételekben és más hasonló mutatókban.

Rajtunk múlik, hogy milyen mértékben csökkentjük a technikai eredetű veszélyeket. Gépesítéssel és automatizálással, ipari robotok és számítógépes folyamatirányítás segítségével csökkenthető a termelés balesetveszélyeinek kitett személyek száma; szigorúbb méretezési követelményekkel, tökéletesebb biztonsági berendezésekkel ki lehet küszöbölni a balesetveszélyt okozó üzemzavarok egy részét; tisztító- és szűrőberendezésekkel, teljesen zárt technológiai folyamatokkal redukálhatók a környezetbe kibocsátott szennyező anyagok stb. Mindennek azonban ára van. Bonyolult

feladat annak megítélése, hogy véges anyagi erőforrásainkat milyen területeken és milyen mértékben fordítsuk a biztonság növelésére vagy más társadalmi szükségletek fokozottabb kielégítésére.

Hangsúlyozni kell, hogy a kockázatokat lehet csökkenteni, de nem lehet teljesen kiküszöbölni, a tökéletes biztonság fizikailag lehetetlen. Egyrészt a szerkezetek meghibásodásai vagy üzemzavarai, másrészt az emberek tévedései vagy könnyelműsége mindig előidézhetnek veszélyes helyzeteket. Arra is gondolni kell, hogy egy beavatkozás egy bonyolult rendszer egyik pontján ellentett hatású lehet a rendszer másik pontján. Például a füstgázok kéntelenítése nagy mennyiségű hulladékot eredményez, ami az élő vizeket veszélyezteti; maguk a biztonsági berendezések is meghibásodhatnak, így szaporítják a hibaforrásokat stb.

A biztonság és a védettség minősítése jórészt még ma is szubjektív megítélésen múlik. Nem biztos, hogy minden veszélyforrásra felfigyelünk, illetve, hogy azoknak az ártalmakkal arányos jelentőséget tulajdonítunk. Kockázatok indokolatlan túlbecsülését és veszélyek oktalan lebecsülését egyaránt tapasztalni lehet, amit esetenként a helytelen tömegtájékoztató is előmozdít. Az sem biztos, hogy munkavédelmi és egészségvédelmi ráfordításaink megosztása a kockázatokkal arányos, és erőfeszítéseink optimális haszon-

nal járnak. A technikai létesítmények és berendezések biztonsági méretezése, az életbiztonságot és egészségvédelmet szolgáló műszaki előírások, az ezt célzó technológiai megoldások a hosszú idő alatt gyűjtött tapasztalatokon és a józan műszaki ítélőképességen alapulnak. A követelményeket gyakran lazítják fel olyan engedmények, hogy „ésszerűen megvalósítható mértékben” vagy „gazdaságilag elviselhető módon”, ami ugyancsak a szubjektív judícium számára nyit teret.

Az utóbbi években merült fel az igény az objektívebb tisztánlátásra, a kockázatok és a biztonság kvantifikálására. E törekvéseknek nagy lökést adtak a nukleáris sugárzás ártalmi körül kibontakozódott viták — melyek helyenként a közérdeklődés középontjába kerültek. Olyan kérdésekre kell a választ keresni, hogy az atomerőművek mekkora egészségügyi kockázatot jelentenek, hogy a biztonság milyen foka tekinthető kielégítőnek stb. A vizsgálatok módszerei most vannak kialakulóban, a válaszokat még jelentős bizonytalanság terheli. Ennek oka egyrészt, hogy a kockázat számítása nagyon bonyolult és összetett probléma vizsgálatát igényli, másrészt hogy kevés megbízható adat áll rendelkezésre a számításokhoz. A szükséges ismeretek azonban évről évre gyarapodnak, és így a válaszok is megbízhatóbbá válnak. Az atomenergetikában kialakuló módszerek áttejedőben vannak más technológiák-

ra is, mind több elemzés lát napvilágot, mely a kockázat és a biztonság kérdéseit objektíven számszerűsítve igyekezik megválaszolni.

A vizsgálandó kockázatok típusait az 1. táblázat, a károsodások kimenetelének válfajait a 2. táblázat tekinti át.

1. táblázat
KOCKÁZATOK TÍPUSAI

Kockázat típusa	Néhány tipikus ok
baleset	traumatikus sérülés, égés, sugárfertőzés
egészségkárosodás	toxikus anyagok az anyagcserében, környezeti ártalmak
genetikus mutáció	ionizáló sugárzás

Az ártalmas hatások és a kockázat között háromféle kapcsolatot célszerű megkülönböztetni, a 3. táblázat szerint.

A determinisztikus kockázatok alapvetően az üzemeltető személyzetet veszélyeztetik. Ezeket megfelelő ráfordításokkal ki lehet küszöbölni, legfeljebb katasztrofális üzemzavaroknál vagy a védelmi berendezések meghibásodásakor érvényesülnek, de ez már a kockázatok második kategóriájába tartozik. E

2. táblázat

A KÁROSODÁSOK KIMENETELE

Károsodás kimenetele	Megjegyzés
elhalálozás	azonnali vagy a baleset egyenes következményeképp későbbi időpontban, a baleset okozta szervi elváltozás vagy krónikus betegség miatt
várható élettartam csökkenése	
végleges munkaképtelenség	rokkantság
átmeneti munkaképtelenség	gyógyítható károsodás
genetikus mutáció	elváltozások a későbbi generációkban

második, valószínűségi jellegű kockázat teljesen nem küszöbölhető ki, de műszaki és szervezési intézkedésekkel előfordulásának valószínűségét elfogadható mértékre lehet csökkenteni. E véletlenszerűen előforduló események többnyire szintén az üzemeltetőket veszélyeztetik, de kívülálló károsodása sincs kizárva, pl. egy nagyerejű robbanás, tűzvész, gátszakadás vagy hasonló súlyos haváriák következtében. (Speciális a helyzet a közlekedésben, melynek jellegéből fakad,

3. táblázat
A KOCKÁZATOK JELLEGE

Kapcsolat jellege	A következmény jellege	Példák az ártalmas hatásra	Védekezés lehetősége
1. determinisztikus	egyértelmű összefüggés a hatás és a következmény között, a hatás csak egy küszöbérték felett ártalmas	toxikus anyagok koncentrációja a munkahelyi levegőben, g/m ³ ; zajszint, dB; radioaktív sugárzás elnyelt dózisa, mSv	a kockázat kiküszöbölhető, ha az ártalmas hatást jóval a küszöbérték alá szorítják
2. valószínűségi	véletlenszerű események, pl. baleseti arány	a technológia színvonalja nem kielégítő;	a kockázat műszaki és szervezési intézkedésekkel csökkenthető, pl. szakszerű

Kapcsolat jellege	A következmény jellege	Példák az ártalmas hatásra	Védekezés lehetősége
		<p>a berendezések elhasználódtak, vagy karbantartásuk hiányos;</p> <p>a védelmi berendezések meghibásodtak;</p> <p>a munkafeltételek rosszak;</p> <p>nem kielégítő munkavédelem;</p> <p>emberi figyelmetlenség</p>	<p>tervezés; munkavédelmi berendezések, eszközök és előírások; szakmai képzés; balesetvédelmi oktatás;</p> <p>veszélyes munkahelyek távkezelése stb. révén</p>

3. vélelmezhető

hipotetikus, többnyire
feltételezik, hogy nincs
küszöbérték;
pl. a lakosság egészségi
állapotának romlása

emissziók a kör-
nyezetben, lég-
szennyeződés;
élővizek szennye-
ződése; ártalmas
anyagok a táplá-
lékláncban;
radioaktív háttér-
sugárzás szintjé-
nek növekedése

emissziók csökkentése való-
színűsíti a kockázat csökke-
nését

hogyan az üzemeltetők – vagyis a járművezetők – száma jóval kisebb, mint a forgalomban résztvevőké, ezért az utóbbiak részaránya sokkal nagyobb a balesetekben.) A vélelmezhető kockázatok megítélése még bizonytalan alapokon nyugszik, az ártalom mértékét és a védekezés módját egyaránt vitatják, – ha ismereteink egyértelműbbek lennének, a kockázatok ezen típusát be lehetne sorolni az előző két kategória valamelyikébe. A kockázatok e harmadik típusa a lakosság teljes körét érinti, ezért megkülönböztetett társadalmi figyelem – és nem egy esetben aggodalom – tárgya.

A kockázatok mértékének számszerűsítése nem mindig egyszerű feladat. Az olyan tevékenységeknél vagy hatásoknál, melyek veszélyességét idejekorán felismerték, és a következményekről megfelelő adatgyűjtést szerveztek, a tapasztalatokra tudunk támaszkodni. E statisztikai adatokból különféle kockázati mutatókat lehet képezni, ha azokat az időegységre (többnyire év), a tevékenység valamilyen fajlagos értékére (pl. a villamos energetikában 1 GW-nyi erőművi teljesítményre vagy 1 kWh villamos energia előállítására) vagy a populáció meghatározott körére (pl. a szénbányászat dolgozóira) vetítjük. E mutatók tényadatokon alapulnak, így megbízhatóságuk viszonylag jó – a statisztikai adatgyűjtés módszertani korlátai között (pontatlan adatszolgáltatás, eltérő értelmezés, rugalmat-

lan csoportosítás, okok és következmények félreismerése stb.). Az így meghatározott mutatók az idő során a véletlenszerűségnek megfelelően is ingadoznak, de ennél lényegesebb, hogy az idő folyamán gyakran módosul az ok és az okozat közötti korreláció, mert változnak a veszélyeztetettséget befolyásoló körülmények – nem utolsósorban a kockázat csökkentése érdekében tett intézkedések következtében. Így pl. a tényleges technológiai fejlődéstől függ, hogy milyen időintervallumokra lehet realiztikusan időbeli átlagokat képezni, túlságosan sok évet bizonyosan nem célszerű átfogni. Mindez a statisztikai adatok felhasználásánál körültekintésre és kellő kritikai megközelítésre int. Természetesen a kockázat számításához csak olyan adatok használhatók, melyeknél a következmény oka egyértelmű, az oksági összefüggést más lehetséges okok nem teszik bizonytalaná.

Az olyan tevékenységeknél, melyek a statisztikai megfigyelés körén kívül esnek, vagy melyekre nincs tapasztalat, becslések útján lehet a kockázatot számítani. Ennek megbízhatósága szükségszerűen kisebb, mint a statisztikai adatokon alapuló eljárásoké. Ezért a számításoknál a biztonság növelésére törekednek, kedvezőtlen feltételezésekből indulnak ki, és a nagyon kis valószínűségű eseményeket is mértékadónak tekintik, ami a kockázatok túlbecsülését eredményezi ugyan, de növeli a bizalmat az eljárással szemben. A

számítás legegyszerűbb módja az analógia, ha alapul lehet venni olyan, a vizsgált technológiával rokon vagy ahhoz hasonló technológiát, melyre rendelkezésre állnak statisztikai adatok. Ennek híján a kockázatot a valószínűségszámítás módszereivel lehet becsülni. A kockázatot többnyire két tényező szorzataként értelmezik. Az egyik tényező a veszélyes esemény vagy hatás bekövetkezésének valószínűsége, amit megbízhatósági analízisekkel állapítanak meg. A másik tényező az esemény vagy hatás számszerűsített következménye, ami rendszerint szintén valószínűségi változó. Ezt az eljárást eredetileg a repülőgépiparban fejlesztették ki az új típusok forgalomba állításának engedélyezéséhez (érdemes rámutatni, hogy a hatóságok összemérhetőnek minősítették az új típusok számított kockázatát a régi típusok tapasztalt kockázatával). Később az eljárást továbbfejlesztették az űrhajózás és a nukleáris technika céljaira. A kockázatbecslésnek egy további lehetősége korrelációk keresése, amit főleg olyankor alkalmaznak, amikor a következményre rendelkezésre állnak tényadatok, de annak többféle oka lehet. Ez utóbbi módszert főleg foglalkozási és környezeti ártalmak valószínűségének meghatározásához használják. Az ilyen típusú korrelációk számítását azonban sok bizonytalanság terheli, eredményeit jogos fenntartással fogadják, ugyanis a korreláció

magas szignifikancia szintje nem feltétlenül bizonyítja a kauzális kapcsolatnak.

Nyitott kérdés, hogy célszerű a kockázatok megítélni (4. táblázat). A fejlett tőkés országokban leginkább a költség–haszon számításon alapuló gazdasági értékelés terjedt el. Pénzben fejezik ki az ártalmak következményeit, és ezt szembesítik a védekezés költségeivel, a védekezést addig érdemes fokozni, amíg annak költségei nem haladják meg az elérhető haszon mértékét. E számítások kulcskérdése, hogyan lehet a különféle kimenetelű következményeket közös nevezőre hozni és értékben kifejezni. Egyesek a kiesett munkaidővel számolnak és az elmaradt munkabért

4. táblázat

A KOCKÁZAT ÉRTÉKELÉSE

Értékelési mód	Értékelés kritériuma	Számszerűsítés módja
1. gazdasági	minimális költség	következmények értéke pénzben
2. statisztikus	társadalmi tűrőképesség	kockázatok előfordulásának valószínűsége
3. funkcionális	kedvezőbb alternatíva	alternatívák kockázatának összehasonlítása

vagy a meg nem termelt nemzeti jövedelmet tekintik kárnak. Ez a számítási mód természetesen csak az üzemi balesetekre értelmezhető, a lakosság nem kereső rétegeire nem. Mások a biztosítótársaságok kártérítési tarifái alapján számítják a kárt. Eltekintve attól, hogy a módszer tudománytalan, hiszen eredménye a gazdasági színvonalától és egyéb körülményektől függően országonként változik, az eljárás etikailag is elfogadhatatlan. Az élet értékének latolgatása, az emberi egészség árának mérlegelése szocialista humanizmusunkkal összeegyeztetetlen.

A statisztikus eljárás szakszerűbb, ennél a vizsgált tevékenység különféle kimenetelű kockázatait hasonlítják össze a természetes eredetű, illetve a társadalom által már megszokott kockázatokkal. Az 5. táblázat amerikai adatok alapján [1] néhány önként vállalt tevékenység következményét, valamint az érintettektől független külső hatások kockázatait mutatja. A tapasztalatok szerint az emberek nagy többsége 10^{-4} – 10^{-5} -nél kisebb kockázat önkéntes vállalását már nem tartja veszélyesnek [2], bár a táblázat tanúsága szerint gyakran vállalunk nagyságrenddel nagyobb kockázatot is. A döntésünktől független külső hatásokból fakadó kockázatot 10^{-5} – 10^{-6} alatt már nem érezzük nyugtalanítósnak. Figyelmet érdemel, hogy egyes veszélyeket mások kockázatos magatartása miatt kényszerülünk vállalni (járművezető–gyalogos,

5. táblázat

HALÁLOS BALESETEK KOCKÁZATI MUTATÓI
1 FŐRE ÉS 1 ÉVRE VETÍTVE

Önként vállalt veszélyek valószínűsége	$\cdot 10^{-5}$	Külső kényszerből fakadó kockázatok	$\cdot 10^{-7}$
dohányzás (napi 20 cigaretta)	500	járműforgalom- ban elütött gyalogos	500
borivás (napi 1 üveg)	75	árvíz	22
autóversenyzés	120	földrengés	17
sziklamászás	4	tornádó	22
autóvezetés	17	vihar	8
motorkerékpár- vezetés	200	villámcsapás	1
röntgendiag- nosztika*	1	repülőgép rázuhanás	1
dohányzókkal közös szobában tartózkodás*	1	nyomás alatti tartályok robbanása	0,5
		állatok mérgező harapása vagy szúrása	1
		vegyi termékek szállítása	0,5
		leukémia	800
		influenza	2000
		meteorit be- csapódás	0,0006

*pesszimisztikus becslések

dohányos—nem dohányzó). A társadalmi tűrőképesség azonban szubjektív és változó, amit gyakran a tömegtájékoztatás is módosít, így nem lehet abszolút mércének tekinteni. Az is hibája a módszernek, hogy a veszélyeztettségnek csak nagyságrendi megítélésére alkalmas, a konkrét teendőkre nem orientál eléggé.

A mi körülményeink között a legcélszerűbb a funkcionális vizsgálat, mely azonos társadalmi szükségletek kielégítésére alkalmas alternatívák kockázatait veti egybe.

E tanulmány szerzőjének véleménye szerint ez szolgáltatja a legobjektívebb képet és a legtöbb információt a célszerű teendőkre. A következők a módszer alkalmazására mutatnak be példát a villamosenergia-ellátás területén.

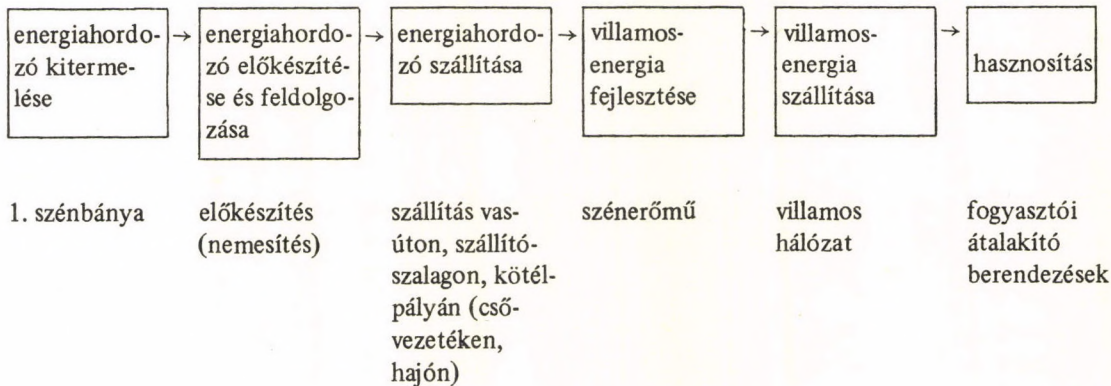
A VILLAMOSENERGIA-ELLÁTÁS KOCKÁZATA

A villamosenergia-ellátás szükségszerűen – és elkerülhetetlenül – kockázattal is együttjár, amit azonban a társadalomnak vállalnia kell, mert a villamosenergia-ellátás hiányának még nagyobb a kockázata. Ezt különösebb vizsgálat nélkül is egyszerű belátni, ha elképzeljük, hogy hiányzik a korszerű világítás, a háztartások gépesítése, az ipari hajtóerő tetemes hányada, a tömegközlekedés és számtalan egyéb funkció elláthatatlanná válik.

A villamosenergia-igények kielégítésére többféle technológiai lehetőség van, az ezekhez tartozó kockázat eltérő. A kockázatok összehasonlításához a vizsgálandó technológiai sémát a 6. táblázat mutatja. Ugyanott látható, hogy a hazai villamos energetika három legfontosabb változatára a séma elemeinek mi a konkrét tartalma. A zárójeles fázisok technikai vagy gazdasági okokból Magyarországon nem valósulnak meg, így a hazai kockázatot nem befolyásolják.

A továbbiakban a 6. táblázatban szereplő sémának az első négy blokkját fogjuk vizsgálni. Ez azt jelenti, hogy a vizsgált technológiai vertikum a szénbányászattól, a szénhidrogén-kitermeléstől, illetve az uránércbányásztól az erőművekig terjedő folyamatokat fogja át. Az utolsó két blokkot figyelmen kívül fogjuk hagyni, mivel azok részletes elemzéséhez ke-

6. táblázat
VILLAMOSENERGIA-ELLÁTÁSI ALTERNATÍVÁK



2. szénhidrogén- mező	szeparálás kőolaj- finomítás	szállítás cső- vezetéken	szénhidrogén- erőmű	villamos hálózat	fogyasztói átalakító berendezések
3. uránércbánya	(ércfeldolgo- zás) (dúsítás) (fűtőelem- gyártás)	szállítás vasúton	atomerőmű	villamos hálózat	fogyasztói átalakító berendezések

vés az információ. Ez az összehasonlítást nem gátolja, mivel a nem vizsgált két blokk hatása gyakorlatilag azonos mindhárom alternatívánál. Ez a számítási mód azonban a valóságosnál jóval kisebb társadalmi kockázatot eredményez. Például az 1 GW-ra eső halálos áramütések száma Magyarországon évente 20 körül mozog (és ennek több mint fele a háztartásokban következik be), az áramütések döntően a séma utolsó két blokkjára jellemző balesetek. A fatális kockázatnak ez az eleme kereken 5-szöröse a séma első négy blokkjára számított üzemi kockázat 10. táblázatban látható átlagos értékének.

Elhatározás kérdése, hogy milyen mélységig követjük a kockázatok okait (7. táblázat). A közvetlen okokat a vizsgált technológiai tevékenység elemzéséből lehet levezetni. A társadalom veszélyeztetettségéről teljesebb képet nyerünk, ha az ezen túlmenő közvetett és maradandó okokat is figyelembe vesszük. A közvetett okok közé a létesítmények létrehozása, valamint a főtevékenységnél figyelembe nem vett funkciók során kialakuló veszélyek tartoznak. Ezen kockázatok követéséhez a műszaki tartalom alapján meg kell határozni a vizsgált tevékenységek volumenét, input–output mérlegekből (pl. Ágazati Kapcsolatok Mérlege) számítható, hogy az egyes anyagi szektorok milyen arányban járulnak hozzá a többi szektor tevékenységéhez; a baleseti statisztikák figyelembevételével e kapcsolatok

7. táblázat

A KOCKÁZATI OKOK VERTIKÁLIS BONTÁSA

Jelleg	Érvényesülésének területe
a) közvetlen	– a technológiai vertikum folyamatos tevékenysége
b) közvetett	<ul style="list-style-type: none"> – az energiahordozón kívül a folyamatos tevékenységhez felhasznált egyéb anyagok és szolgáltatások biztosítása – a létesítmények építése, a berendezések gyártása – az épületekhez, gépekhez szükséges anyagok gyártása, valamint az ezzel kapcsolatos szolgáltatások biztosítása – a gyártó kapacitások létesítése – a munkaerő feltételeinek biztosítása – nem energetikai infrastruktúra létesítése és üzemeltetése – stb.
c) maradandó	– kumulált hulladékok és emissziók hatása

transzformálhatók begyűrűződő kockázati mutatókra; mindezekből levezethető, hogy a különféle anyagok (pl. 1 t acél vagy cement) gyártása, a gépek, épületek előállítás, a szolgáltatások biztosítása (pl. 1 áru · t · km-nyi szállítási tevékenység) milyen kockázattal jár, illetve mennyivel növelik a vizsgált technológia kockázatát. A számítás elvét könnyen fel lehet vázolni, tényleges végrehajtása azonban nagyon munkaigényes. Néhány ilyen számítás épp energetikai változatokra már történt [pl. 3, 4], de heves vitát váltottak ki mind az adatbázis megbízhatósága, mind a számítási mód egyértelműsége körül.

A közvetett kockázatok legjelentősebb hányadát az erőművek létesítése és az ehhez szükséges anyagok és gépek gyártása okozza. Az építésnél és a gyártásnál foglalkoztatott létszámok, valamint az általános baleseti statisztikák figyelembevételével néhány halálos baleset például valószínűsíthető (mintegy 2–6 esemény/GW, hagyományos erőműveknél kevesebb, atomerőműveknél több). Ezeket az eseményeket azonban az erőmű – több évtizedes – élettartamára kell vonatkoztatni, így a kockázat $0,1/\text{GW} \cdot \text{év}$ nagyságrendben mozog, ami a 10. táblázatban látható közvetlen kockázatokkal összevetve nem túl jelentős. (Nem mindig ez a jellemző, egyes nem konvencionális energetikai változatoknál – például a napenergia hasznosításnál – a közvetett kockázatoknak meghatározó szerepe van a

szükséges szerkezeti anyagok rendkívül nagy mennyisége miatt [4].) Az építési munkák nagy volumene miatt a közvetett kockázatok ezen válfaja az atomerőműnél nagyobb, más tevékenységek (pl. bányanyitás, munkaerő-biztosítás stb.) viszont az atomerőművek esetében jelentik a kisebb kockázatot. Valószínűsíthető tehát, hogy a közvetett kockázatok mértéke a 6. táblázatban bemutatott három változatnál nem nagyon eltérő, és jóval kisebb, mint a közvetlen kockázatoké. Így első közelítésben a közvetett kockázatok elemzését mellőzni fogjuk, ami a társadalmi veszélyeztetettség mértékét ugyan csökkenti, de a változatok kockázatának sorrendiségét nem érinti.

Egyes esetekben nem mellőzhető a marandó okok vizsgálata sem, mert pl. az atomerőművi hulladékok jóval az erőmű élettartamán túl is kockázat forrásai lehetnek, vagy a légkör CO_2 -tartalmának növekedése ma még be nem látható kihatásokkal járhat. A hazai viszonyok tárgyalásánál ettől többnyire el lehet tekinteni, a kiegészített fűtőelemek végleges tárolása a Szovjetunióban történik, az egyéb radioaktív hulladékok tárolása nem okoz számottevő hatást, a CO_2 -problémát pedig nem lehet regionálisan vizsgálni. Nem mellőzhető viszont az atomerőműből emittált hosszú életű radioizotópok hatásának vizsgálata, nem annyira veszélyességük, hanem a közvélemény megkülönböztetett figyelve miatt.

8. táblázat
AZ ELEMZÉSEK CÉLSZERŰ
CSOPORTOSÍTÁSA

	Normál üzemvitelnél	Kockázatot okozó üzemi zavar esetén
üzemviteli személyzet	determinisztikus valószínűségi	valószínűségi
lakosság a környezetben	vélelmezhető	valószínűségi vélelmezhető

A konkrét elemzéseknél célszerű megkülönböztetni az üzemben belüli és az üzemben kívüli kockázatokat (8. táblázat). Az üzemeltető személyzetet determinisztikus és véletlen ártalmak veszélyeztetik. A folyamatok részletes identifikálását azonban többnyire mellőzni lehet, mert rendelkezésre állnak hosszú időre visszatekintő és megbízható statisztikai adatok a balesetek és az egészségkárosodás alakulásáról. A 9. táblázat példaképp a hazai üzemi baleseti statisztikák néhány adatát mutatja be, ez is alátámasztja, hogy a tudatosan vállalt fatális kockázatokra a társadalmi tűrőképesség $10^{-4}/\text{fő} \cdot \text{év}$ nagyságrendben mozog. A koráb-

9. táblázat
ÜZEMI BALESETEK JELLEMZŐI
MAGYARORSZÁGON [5]

	Halálos balesetek száma 100 000 dolgozóra vetítve		Balesetek száma 1000 dolgozóra vetítve	Egy balesetre eső táp-pénzes napok száma
	1979-ben	1980-ban	1980-ban	1980-ban
bányászat	32,9	33,1	78,7	26,9
szénbányászat	37,3	33,0	97,9	26,6
villamosenergia- ipar	27,0	15,8	18,4	33,8
kohászat	14,4	10,6	40,9	28,3
gépipar	7,6	4,8	36,2	21,9
építőanyagipar	16,0	14,7	38,1	24,6
vegyipar	25,7	6,6	30,6	21,9
könnyűipar	2,3	3,8	27,7	21,7
élelmiszeripar	11,4	14,4	35,2	24,4
ipar átlaga	12,0	9,9	37,6	24,0
építőipar	25,5	24,8	32,7	28,4
szállítás és hírközlés	24,8	18,0	24,3	31,1
mező- és erdő- gazdálkodás	20,3	18,7	36,9	26,8
vízgazdálkodás	24,5	14,1	19,1	18,9
országos átlag	14,6	12,7	32,8	25,9

bi időszakra vonatkozó adatokat felhasználás előtt azonban célszerű kritikailag felülvizsgálni, egyrészt abból a szempontból, hogy időközben nem mutattak-e ki korábban figyelmen kívül hagyott veszélyforrásokat, másrészt annak tisztázására, hogy a technológia vagy a védekezés fejlődése nem módosította-e számottevően a veszélyek arányát vagy a kockázatok mértékét.

AZ ÜZEMVITEL KOCKÁZATA

A 10–12. táblázatok a szénbázisú és szénhidrogén bázisú villamosenergia-ellátás üzemi kockázatainak hazai jellemzőit mutatják a 6. táblázat technológiai fázisai szerinti bontásban. A mutatók az 1975 és 1980 közötti statisztikák adatain alapulnak. A számítások során bizonyos elhanyagolásokat és közelítéseket kellett alkalmazni, ezek azonban számottevően nem érintik a levezetett mutatók nagyságát és arányait. Ezek egyik oka, hogy a statisztikai adatgyűjtés rendszere nem mindig tette lehetővé az adatok kigyűjtését a vizsgált csoportosításban. A legbizonytalanabbak a szénszállításra vonatkozó mutatók. A bányára telepített erőműveknél a közvetlen szállítószalagos vagy kötélpályás kapcsolat miatt a balesetek részben a bánya, részben az erőmű adatai között szerepelnek. A vasúti szénszállítás adatait külön nem gyűjtik, így azt a vasúti áruszállítás általános jellemzőit figyelembe véve kellett megbecsülni, e becslés bizonytalan-sága azonban az eredő értékeket legfeljebb néhány százalékkal módosítja. Megjegyzendő viszont, hogy a vasúti baleseteknél nem választják külön az üzemeltető személyzetre és a lakosság érintett egyedeire vonatkozó adatokat, így a számok a lakossági kockázatot is tartalmazzák.

10. táblázat
HALÁLOS ÜZEMI BALESETEK
1 GW-NYI ERŐMŰVI TELJESÍTMÉNYRE
VETÍTETT MUTATÓI MAGYARORSZÁGON

	Halálos baleset/GW						
	1975	1976	1977	1978	1979	1980	6 év átlaga
külfejtési szénbányászat	–	1,56	2,88	3,02	4,48	6,03	3,00
erőmű	–	1,29	–	1,32	–	–	0,44
villamosenergia-termelés külfejtési szénbázison, eredő érték	–	2,85	2,88	4,34	4,48	6,03	3,44
mélyművelési szénbányászat	7,38	8,01	6,22	20,43	9,14	7,20	9,73
vasúti szénszállítás	0,57	0,71	0,79	2,11	0,72	0,68	0,93

erőmű	0,83	0,88	3,49	—	0,93	—	1,02
villamosenergia-termelés mélyműveléses szénbázison, eredő érték	8,78	9,60	10,50	22,54	10,79	7,88	11,68
szénbányászat	5,59	6,14	5,07	15,43	7,56	6,55	7,72
vasúti szénszállítás	0,34	0,42	0,47	1,25	0,43	0,40	0,55
erőmű	0,50	1,05	2,07	0,54	0,54	—	0,78
szénbázisú villamosenergia- termelés eredője	6,43	7,61	7,61	17,22	8,53	69,95	9,05
szénhidrogén-kitermelés	0,98	0,20	0,18	0,31	0,30	0,46	0,41
kőolaj-finomítás	0,19	—	—	0,13	0,04	—	0,06
szénhidrogén-szállítás	—	—	—	0,08	0,06	—	0,02

	Halálos baleset/GW						
	1975	1976	1977	1978	1979	1980	6 év átlaga
erőmű	—	—	0,44	—	0,35	—	0,13
szénhidrogén bázisú villamosenergia-termelés, eredő érték	1,17	0,20	0,62	0,52	0,75	0,46	0,62
a villamosenergia-termelés eredő mutatói	4,05	3,79	3,78	7,00	3,55	3,03	4,20

11. táblázat
ÜZEMI BALESETEK
1 GW-NYI ERŐMŰVI TELJESÍTMÉNYRE
VETÍTETT MUTATÓI MAGYARORSZÁGON

	Baleset/GW						
	1975	1976	1977	1978	1979	1980	6 év átlaga
külfejtéses szénbányászat	366	358	322	321	259	264	315
erőmű	46	64	52	72	51	49	56
villamosenergia-termelés külfejtéses szénbázison, eredő érték	412	422	374	393	310	313	371
35 mélyműveléses szénbányászat	2422	2684	2744	2805	2647	2428	2622

	Baleset/GW						
	1975	1976	1977	1978	1979	1980	6 év átlaga
vasúti szénzállítás	2	3	2	3	2	2	2
erőmű	80	101	109	98	113	84	98
villamosenergia-termelés mélyműveléses szénbázison, eredő érték	2504	2788	2855	2906	2762	2514	2722
szénbányászat	1888	2028	2058	2099	1976	1862	1985
vasúti szénzállítás	1	2	1	2	1	1	1
erőmű	67	86	86	87	87	70	81
szénbázisú villamosenergia- termelés eredője	1956	2116	2145	2188	2064	1933	2067

szénhidrogén-kitermelés	51	51	44	39	37	34	43
kőolaj-finomítás	8	6	6	6	5	3	6
szénhidrogén-szállítás	3	2	4	2	2	1	2
erőmű	45	23	18	16	17	11	22
szénhidrogén bázisú villamosenergia-termelés, eredő érték	107	82	72	63	61	49	73
a villamosenergia-termelés eredő mutatói	1109	1063	1001	906	816	793	948

12. táblázat

ÜZEMI BALESETEK MIATTI TÁPPÉNZES NAPOK
1 GW-NYI ERŐMŰVI TELJESÍTMÉNYRE
VETÍTETT MUTATÓI MAGYARORSZÁGON

	10 ³ kiesett munkanap/GW						
	1975	1976	1977	1978	1979	1980	6 év átlaga
külfejtéses szénbányászat	7,70	8,04	7,59	8,05	6,98	4,98	7,22
erőmű	1,48	1,36	0,70	1,86	0,73	0,95	1,18
villamosenergia-termelés külfejtéses szénbázison, eredő érték	9,18	9,40	8,29	9,91	7,71	5,93	8,40
mélyműveléses szénbányászat	63,41	65,96	68,60	73,70	66,02	63,98	66,94

vasúti szénszállítás	0,06	0,07	0,05	0,09	0,06	0,05	0,06
erőmű	1,86	2,26	2,02	1,96	2,16	2,31	2,10
villamosenergia-termelés mélyműveléses szénbázison, eredő érték	65,33	68,29	70,67	75,75	68,24	66,34	69,10
szénbányászat	49,14	49,68	51,35	53,46	49,38	48,69	50,28
vasúti szénszállítás	0,04	0,04	0,03	0,05	0,04	0,03	0,04
erőmű	1,71	1,90	1,49	1,92	1,57	1,77	1,73
szénbázisú villamosenergia- termelés eredője	50,89	51,62	52,87	55,43	50,99	50,47	52,05

	10 ³ kiesett munkanap/GW						
	1975	1976	1977	1978	1979	1980	6 év átlaga
szénhidrogén-kitermelés	1,80	1,84	1,48	1,41	1,16	1,52	1,53
kőolajfinomítás	0,18	0,19	0,12	0,12	0,12	0,07	0,13
szénhidrogén-szállítás	0,07	0,06	0,07	0,08	0,08	0,05	0,07
erőmű	0,75	0,70	0,46	0,44	0,36	0,36	0,51
szénhidrogén bázisú villamosenergia-termelés, eredő érték	2,80	2,79	2,13	2,05	1,72	2,00	2,24
a villamosenergia-termelés eredő mutatói	28,89	26,34	24,87	23,22	20,30	21,14	24,12

A tüzelőanyag-kitermelésre — és értelem-szerűen a szállításra, valamint a finomításra — vonatkozó mutatókat a megfelelő erőművek tényleges éves felhasználása alapján számítottuk át 1 GW-nyi erőművi teljesítményre. Ennek során csak a domináns tüzelőanyag-felhasználást vettük tekintetbe, elhanyagolva olyan járulékos tényezőket, mint pl. a szén-erőművek szénhidrogén-fogyasztása, ami a végeredményt alig befolyásolja. Vonatkoztatási alapnak az egyes erőműcsoportok rendelkezésre álló teljesítményét tekintettük. A vizsgált időszakban a szénerőművek nagy kihasználási óraszámmal üzemeltek, a szénhidrogén-erőműveknél viszont a kihasználás erősen csökkenő. Ez a választott vonatkoztatási alap mellett a szénhidrogén-erőművek kockázatát némileg csökkenti, a szénerőművekéhez hasonló kihasználás mellett a mutatók mintegy 30%-kal nagyobbak lennének, de az erőműtípusok közötti különbség számottevően így sem módosulna.

A 10–12. táblázatokból egyértelmű, hogy a szénhidrogén-bázisú változat üzemi kockázata nagyságrenddel kisebb, mint a szénbázisúé, továbbá az is, hogy a külfejtéses szénbányászatra alapuló villamosenergia-ellátás sokkal kevesebb balesettel jár, mint a mélyművelésesre épülő. A kockázatok meghatározó eleme mindegyik alternatívánál a tüzelőanyag kitermelése, a tüzelőanyaggal kapcsolatos egyéb műveletek (szállítás, kezelés, finomítás) kiha-

tása nagyságrenddel kisebb, és az erőművek baleseti kockázata is lényegesen kisebb (a szenes változatoknál az átlagértékek alapján az erőművi kockázat majdnem nagyságrenddel kisebb, mint a bányászati).

Az üzemeltető személyzetet a balesetek mellett a foglalkozási ártalmak is veszélyeztetik. Ezek mértékére és kimenetelére (csökkent élettartam, rokkantság stb.) azonban nem egyértelműek az adatok. Számbavételüket az is nehezíti, hogy a károsító hatás hosszú idő alatt kumulatíván érvényesül, következménye gyakran csak évtizedek múlva mutatkozik, így a jelenlegi egészségi állapot egy múltbeli helyzet következménye. Ugyanakkor a védekezés és a gyógyítás technikája állandóan fejlődik, a szűrővizsgálatok ma a károsodások jó részét már csírájában ki tudják mutatni, végzetes betegségek könnyen gyógyíthatóvá váltak, a felismert veszélyforrásokat elfogadható mértékűre korlátozták stb. A szénbányászat kivételével a foglalkozási ártalmak kihatása elhanyagolható a baleseti mutatók mellett. Hosszú ideig a szénbányászok légzőszervi megbetegedése volt a legjelentősebb ártalom (pneumoconiosis), a javuló munkahelyi körülmények a statisztikák gyors javulását eredményezték [6, 7]. A hazai statisztikák értékelését az is nehezíti, hogy az elmúlt másfél évtizedben a szénbányászok létszáma jelentősen csökkent, a termelékenység erősen nőtt, a technológiai körülmények és a munkahelyi egészségügyi

feltételek lényegesen javultak, ezért a mai statisztikai adatok egy korábbi korszerűtlen hazai állapot késői utóhatását tükrözik. Úgy tűnik, hogy a korszerű bányáskodásra vonatkozó külföldi mutatók a megbetegedések és balesetek arányára jobban jellemzik a jelenlegi hazai helyzetet. A korszerű mélyművelés szénbányászatban a foglalkozási ártalmak valamelyest növelik a kockázati mutatókat, a külfejtéseknél ilyen hatás nem mutatható ki

13. táblázat

A TÜZELŐANYAG-ELLÁTÁS ÁTLAGOS KOCKÁZATAI 1 GW ERŐMŰVI KAPACITÁSRA VETÍTVE

	Halálos baleset/ /GW · év	Maradandó sérülés, vagy krónikus megbetege- dés/GW · év
szénbányászat		
mélyművelés		
baleset	1,2–0,6	90–45
foglalkozási ártalom	0,21	2,5
külfejtés		
baleset	0,3	16,5
foglalkozási ártalom	–	–
szénelőkészítés, kezelés	0,08	5,2
vasúti szénzállítás	0,03	?
kőolaj-kitermelés	0,5	43
földgáz-kitermelés	0,4	36

(13. táblázat). A bizonytalan mértékű és időben nehezen korrelálható hatás miatt a 10–12. táblázatban eltekintettünk a foglalkozási ártalmak számszerűsítésétől, ez a szénbányászat kockázati mutatóit csökkenti, de a rangsorban elfoglalt helyzetét nem érinti. A teljesség kedvéért megemlítjük, hogy jóformán minden energiaipari tevékenységnél számottevőek a mozgásszervi megbetegedések is, de sok egyéb ok miatt tapasztalható általános elterjedtségük és enyhébb kimenetelük következtében kevésbé lehet korrelációt találni a munkafeltételekkel. Ugyanez vonatkozik a zaj okozta halláskárosodásra is.

Összehasonlításként a 13. táblázat a fejlett tőkés országok átlagértékeit mutatja be az erőművi tüzelőanyag-ellátás 1 GW-ra vetített kockázataira [8], a 14. táblázatban pedig egy amerikai szénerőműves elemzés főbb eredményei találhatók [3]. A hazai szénbányászat kiugróan magas kockázatát alapvetően két kedvezőtlen körülménnyel lehet magyarázni. Egyrészt szeneink alacsony fűtőértéke miatt sokkal nagyobb mennyiséget kell kitermelni azonos villamosenergia-fejlesztéshez, a kockázat pedig arányos a kibányászott tömeggel. Másrészt a kedvezőtlen geológiai feltételek (vékony rétegek, nagy mélység, kedvezőtlen elhelyezkedés és dőlésszög, elemi veszélyek stb.) korlátozzák az üzemméretet, a művelési módot és a termelékenységet, azonos tömeg kitermeléséhez sokkal nagyobb létszám szük-

séges, amivel a kockázat szintén arányos. A kitermelt szén előkészítő feldolgozásának (törés, osztályozás, dúsítás, mosás) kockázata elhanyagolható a kitermelésé mellett, az európai átlag GW · évre vetítve 0,08 halálos és 5,2 baleseti kockázat. A 10–12. táblázat iparági átlagokon alapul, vagyis e műveleteket is figyelembe veszik, ahol és amilyen mértékben a bányáknál megvalósulnak.

A magyar szénhidrogén-erőművek kockázati mutatója alig haladja meg a 14. táblázatban szereplő értéket, viszont a szénerőműveknél számottevő a különbség. Ezt a technikai színvonal különbségére lehet visszavezetni, egyrészt a jóval nagyobb fajlagos létszám, másrészt a nagyobb üzemzavar-gyakoriság kapcsán. A magyar kockázati mutatót növelő nagyobb létszám legfőbb oka a blokkok sokkal kisebb egységteljesítménye, emellett az automatizáltság alacsonyabb szintje, a karbantartások nagyobb gyakorisága és eltérő rendszere (a fejlett tőkés országokban ez a szállító gyárak feladata, amit gyakran berendezések cseréjével látnak el) is szerepet játszik. A gyakoribb meghibásodásnak nemcsak a gyengébb szerkezeti anyagminőség az oka, hanem hazai tüzelőanyagaink égéstermékeinek kedvezőtlenebb korrozív és erozív hatása is (különösen erősen érvényesül külfejtéses lignit erőművünknel). A mélyművelésből származó szénzet többségükben elhasználódott, öreg és nagyon kis egységteljesítményű erőművekben tüzeljük

14. táblázat

1 GW-OS SZÉNERŐMŰ KOCKÁZATAI [3]

Fázis	Üzemeltető személyzet		Lakosság	
	haláleset	baleset vagy megbetegedés	haláleset	megbetegedés
szénbányászat (62% mélyművelés, 38% külfejtés)				
baleseti sérülés	0,6	42	—	—
ártalom	0,02–0,4	0,5–1,0	—	—
szénelőkészítés				
baleseti sérülés	0,5	2,9	—	—
ártalom	—	—	—	—

szállítás vasúton (átlagosan 300 mérföld)				
baleseti sérülés	0,3–1,3	1,2–5,9	nem választható külön az üzemeltetőktől	
erőmű (65%-os kapacitástényezővel)				
baleseti sérülés	0,1(0,02–0,3)	3,3(2,7–4,0)	–	–
ártalom 50 mérföldön belül*	–	–	0,6(0–3)	nincs becslés
ártalom az USA teljes területén	–	–	6(0–30)	nincs becslés
Összesen	1,1–2,5	50–55	6,6	

* A füstgáz kénmentesítését és 3 millió lakost feltételezve.

el, ez magyarázza ezek kiugróan magas erőművi kockázatát.

A szénhidrogén-kitermelés, -finomítás és csővezetékes szállítás, valamint a szénhidrogén-erőművek kockázati mutatói jól egybeesnek a külföldi értékekkel. A vasúti szénszállítás jellemzői a szállítási módnak és távolságnak függvényei, ez magyarázza a 13. és 14. táblázat nagyon eltérő mutatóit, a hazai érték beleillik ezek sávjába.

Az atomerőművi változatra hazai adatokkal nem rendelkezünk, csupán a külföldi információk adaptálására szorítkozhatunk. Az uránércbányászat üzemi kockázatai alacsonyak, mivel a nagy fajlagos energiatartalom következtében az 1 GW-nyi erőműkapacitás üzeméhez kitermelendő érc mennyisége – és ezzel arányosan a foglalkoztatott bányászok létszáma – 1–2 nagyságrenddel kisebb, mint a szénbányászatban. Ennek megfelelően a baleseti kockázat is 1–2 nagyságrenddel kisebb, ha feltételezzük, hogy a bányászat két válfajában a létszámra vetített baleseti arány azonos. A külföldi közleményekben az uránércbányászat halálos kockázatára 0,2–0,5/GW · év közötti adatok találhatóak [3, 9], a nem halálos kimenetelű balesetek és megbetegedések 12–15/GW · év körüli értékűek. Többnyire feltételezik, hogy ezen mutatók a foglalkozási ártalmak következményeit is tükrözik. Ezek közül a legtöbbet a radon és bomlástermékei okozta tüdőrákkal foglalkoztak, ennek veszé-

lyét megfelelő szellőztetéssel lehet eliminálni. A kőzetek okozta γ -sugárzást megfelelő művelési technológia esetén nem tekintik veszélyesnek. Korszerű bányákban a legpeszsimisztikusabb számítási mód sem vezet 0,03–0,1/GW · év-nél nagyobb kockázatra – a kollektív dózis alapján. Az ércbányákban a por sokkal kevesebb légzőszervi megbetegedést okozott, mint a szénbányákban, a technikai fejlődés pedig még kedvezőbbé tette a viszonyokat.

A rendkívül szigorú biztonsági előírások, a különféle védelmek és a folyamatos egészségügyi felügyelet az atomerőművek területén egyedülálló helyzetet eredményezett. A világon jelenleg üzemben levő közel 300 erőművi reaktor több mint 2400 reaktorévnyi üzemideje alatt nukleáris eredetű halálos baleset, vagy súlyos kiemenetelű sugársérülés nem fordult elő, a kisebb kihatású sugárártalmak száma is jelentéktelen. Az üzemvitel jellegéből, a berendezések különlegesen igényes műszaki színvonalából, az automatizáltság magas fokából és a személyzet felkészültségéből következően a nem nukleáris eredetű baleseti statisztika is nagyon kedvező. A külföldi adatok a letális kimenetelű konvencionális balesetek kockázatára 0,01–0,1 közötti értékek, a sugárzás okozta foglalkozási ártalmaké-
ra pedig 0,05–0,1 évenként és GW-onként.

A 15. táblázat egy amerikai viszonyok között végzett elemzés [3] részleteit mutatja a

15. táblázat
1 GW-OS ATOMERŐMŰ KOCKÁZATAI (USA, 65%-OS KAPACITÁSTÉNYEZŐ)

Fázis	Üzemeltető személyzet		Lakosság	
	haláleset	baleset vagy megbetegedés	haláleset	nem halálos megbetegedés
ércbányászat				
baleseti sérülés	0,31	11,96	—	—
sugárzás okozta rák	0,06	0,03	0,08	0,08
egyéb ártalom (nem sugárzás okozta)	0,07	0,14–2,8	—	—
fűtőanyagciklus				
baleseti sérülés	0,004	1,3	—	—
sugárzás okozta rák	0,034	0,034	0,002	0,002
erőmű				
baleseti sérülés	0,013	1,13	—	—

sugárzás okozta rák	0,07	0,07	0,017	0,017
katasztrofális baleset	0,1	—	beleszámítva az előzőbe	
hulladékkezelés (sugárzás)	$7,45 \cdot 10^{-4}$	$7,45 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$
szállítás				
baleseti sérülés	0,01	0,1	—	—
sugárzás okozta rák	$8,5 \cdot 10^{-4}$	$8,5 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$
katasztrofális baleset	$<7,1 \cdot 10^{-4}$	$<7,1 \cdot 10^{-4}$	$<7,1 \cdot 10^{-4}$	$<7,1 \cdot 10^{-4}$
erőmű leszerelése				
baleseti sérülés	$8 \cdot 10^{-4}$	0,07	—	—
sugárzás okozta rák	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-9}$	$5,3 \cdot 10^{-9}$
eredő	0,69	14,8–17,5	0,1	0,1

nukleáris változatra, vizsgálatunk felfogása szerint csoportosítva a kockázatokat mind az üzemeltető személyzetre, mind a lakosságra. Más külföldi elemzések hasonló számszerűségekre vezettek. Ha a 15. táblázatból csak a Magyarországon megvalósuló fázisokat vesszük figyelembe, az üzemvitel letális kockázata $0,63/\text{GW} \cdot \text{év}$, ami megegyezik a szénhidrogén változat 10. táblázat szerinti átlagos kockázatával. Hazai körülmények között ez a becslés valószínűleg túlzottan alacsony, a paksi reaktorok egységjeljesítménye a figyelembe vett amerikai reaktorok harmada, a hazai karbantartási gyakorlat is teljesen eltérő, mindezek következtében a fajlagos létszám és a műveleti gyakoriság is lényegesen magasabb. A hagyományos erőművi balesetek mintegy harmadát a kazánüzem és a tüzelőanyag-manipuláció okozza, a fennmaradó kétharmad korszerű szénhidrogén-erőműveinknél mintegy 0,09-es letális kockázatot képvisel. Ha ezt helyettesítjük az atomerőmű baleseti sérüléseinek helyébe, 0,7 körüli kockázatot nyerünk, ami még mindig hatoda villamosenergia-termelésünk jelenlegi átlagos kockázatának. Figyelmet érdemel, hogy a 15. táblázat üzemviteli kockázatának negyedét a sugárzás feltételezett – de eddig nem bizonyított – következményei teszik ki. Ezek számítása nagyon pesszimiztikus, ami nagy valószínűséggel túlzott, mivel az egyéni dóziskorlátokat nagyon szigorúan betartják.

A LAKOSSÁGI KOCKÁZAT FORRÁSAI

A kockázat vizsgálatának legproblematicusabb része a lakosság veszélyeztetettségének megítélése. Az ipari létesítmények környezetében tartózkodókat valószínűségi és vélelmezhető kockázatok fenyegetik. Figyelembe véve a vizsgált három energetikai változat létesítményeinek jellegét és elhelyezkedését, feltételezhető, hogy ezek működéséből következő dinamikus hatások (robbanás, nagy tömegek szétrepülése vagy lezuhanása, talajmozgások stb.), tűz és hasonló balesetveszélyes események a lakosságot nem veszélyeztetik (a nukleáris baleset nem ebbe a kategóriába tartozik). Így valószínűségi kockázatot a lakosság számára csupán a szállítások során előforduló szokványos közlekedési balesetek jelentenek. Ez a kockázat a forgalomsűrűséggel, vagyis a szállított mennyiségekkel és a szállítási távolságokkal arányos. Egyedül a vasúti szénszállításnál jelentkezik olyan forgalomsűrűség, ami az egyéb veszélyforrásokkal összemérhető hatású. Az egyéb szállítási tevékenységek hatása — beleértve a nukleáris fűtőelemek és a radioaktív hulladékok szállítását is — a kis volumenek miatt nagyságrendekkel kisebb, így elhanyagolható (az esetleges sugárártalmak a vélelmezhető kockázatok típusába tartoznak). A vasúti baleseteknél együttesen mutatják ki az üzemeltető sze-

mélyzet és a lakosság kockázatát, a 10–12 táblázatokból látható, hogy ez az együttes veszélyeztetettség sem jelentős.

A lakosságot legnagyobbbrészt olyan vélelmezett kockázatok veszélyeztetik, melyek a létesítmények környezetszennyező hatásából származnak. Az ezekkel kapcsolatos ismereteinkben még sok a bizonytalanság. A viszonyok tisztázását célzó kutatómunka az utóbbi években erősen fellendült, amitől várni lehet ismereteink fokozatos bővülését, az okok és következmények közötti korreláció javulását és a hatások megítélése körüli bizonytalanság csökkenését. A problémák természetéből fakadóan azonban nem remélhető, hogy rövid időn belül a kockázatok számszerűsítésének megbízhatósága összemérhető lesz az üzemi személyzet veszélyeztetettségével. Egyelőre a vélelmezett következményeknél csupán olyan nagyságrendek becslésére van mód, melyek többszörös biztonsággal felülről határolják be a kockázatot, és így jelentősen túlbecsülik a veszélyt. Bár ez a megközelítés jelentős anyagi konzekvenciákkal jár, a lakosság biztonsága érdekében mégis fenn kell tartani, amíg a tudomány egyértelműen nem jogosít fel enyhébb megítélésre. A vélelmezett kockázatok elemzésének főbb lépéseit a 16. táblázat mutatja.

16. táblázat

A LAKOSSÁGI KOCKÁZAT ELEMZÉSÉNEK FŐBB LÉPÉSEI

-
- Veszélyforrások azonosítása
 - Veszélyforrások számszerűsítése
 - = mértékük nagysága
 - = előfordulásuk gyakorisága
 - Veszélyes hatások terjedése
 - = terjedési út kijelölése
 - = terjedés módjának szimulálása vagy mérése
 - = a hatás térbeli és időbeli eloszlásának megállapítása
 - Következmények számszerűsítése
 - = az egyéneket érő káros hatás mértékének becslése
 - = a kitettség koincideneciájának meghatározása
 - = az egészségkárosodás jellegének és valószínűségének becslése
 - = a kockázat számszerűsítése
-

Ma még sok vita zajlik akörül, milyen hatásokat kell valóban veszélyesnek minősíteni. A 17. táblázat bemutatja, hogy a jelenlegi többségi felfogás szerint mit tekintünk a három vizsgált alternatívánál potenciális veszélyforrásnak, két kereszttel jelölve a kockázatok domináns részét okozó típusokat. A táblázatban szereplő ártalmak túlnyomó több-

17. táblázat
 ÜZEMEN KÍVÜLI VESZÉLYFORRÁSOK

	bűz	por- v. pernyeemisszió	hamu- és salakelhelyezés	SO _x -emisszió	NO _x -emisszió	CO-emisszió	CO ₂ -emisszió	C _m H _n emisszió	élővizek vegyi szennyezése	radioaktív sugárzás és emisszió	radioaktív hulladék
szénbányászat		+							+		
szénszállítás		+									
szénerőmű		±	+	±	+	+	+		+	+	
szénhidrogén-kitermelés									+		

kőolaj-finomítás	+		+			+	+		
szénhidrogén-szállítás								+	
szénhidrogén-erőmű			++	+	+	+		+	
uránércbányászat		+						+	
atomerőmű								++	++
hasadóanyag- és hulladék- szállítás és -tárolás								+	

ségét különféle anyagok emissziója képezi. Az emissziók legtöbb válfajáról elég megbízható adatokkal rendelkezünk, mivel a környezetvédelmi követelmények kikényszerítették ezek mérését és gyakran korlátozását is.

A fosszilis tüzelőanyagokon alapuló villamosenergia-ellátási alternatívák legfőbb környezetszennyező forrásai az erőművek. A szénbányászat – különösen a külfejtés –, valamint a szénrel kapcsolatos manipulációk (kezelés, rakodás, szállítás egyes módjai) szénpor kiszóródásával járnak együtt, de ez csak a közvetlen környezetben érvényesülő lokális hatás, ami a lakosságnak csak szűk körét érinti. Jelentős légszennyezést okoznak a kőolajfinomítók is, de a kőolajfrakciók erősen csökkenő erőművi felhasználásának megfelelően ennek a villamos energetikára terhelhető hányada másodlagos az erőművi emissziók mellett.

Az ártalmas erőművi emissziók éves értékeire mutat be nemzetközi átlagokat a 18. táblázat. Természetesen a konkrét létesítmények jellemzői a tüzelőanyag összetételétől és a technológiától függően nagyon eltérőek lehetnek. Az emisszió az idő függvényében is jelentősen változhat, amit a terhelés mértéke, az üzemvitel módja, a tüzelőanyag kémiai összetételének ingadozása és más körülmények váltanak ki. Üzemzavarok vagy a környezetvédelmi berendezések meghibásodása átmenetileg szélsőségesen nagy emissziót is okozhatnak. Az immissziók mértékadó tarto-

mányában az élettani hatások többnyire kumulatívok, ezért az ingadozásokat és tranzieneket nem érdemes külön vizsgálni, elég az emissziók hosszabb időre vonatkozó értékét vagy időbeli átlagát alapul venni, a környezetvédelmi előírásoknak megfelelően. A 18. táblázatban nem szerepel a 10^7 t/GW · év nagyságrendű CO₂-emisszió, valamint a kiadott teljesítmény kétszeresét kitevő hőszennyezés, mint amik közvetlenül az emberi egészséget nem veszélyeztetik.

A 18. táblázatból is látszik, hogy a környezetet leginkább veszélyeztető emissziókat az erőmű füstgázában távozó égéstermékek okozzák. Az immisszió csökkentésére a füstgázt mind magasabb (200–300 m) kéményeken vezetik ki, így a hígulásra kedvezőbb feltételek (nagyobb szélesség és felhajtóerő), nagyobb légtér és hosszabb idő áll rendelkezésre. A magas kémények lényegesen csökkentik az immissziót, de kedvezőtlen meteorológiai körülmények vagy bizonyos csapadékviszonyok esetén a talajszinten – egyes körzetekben – így is kialakulhatnak nemkívánatos értékek.

Hosszú ideig a figyelem előterében a pernyeemisszió állt [10]. Korszerű szénerőműveket ma már csak olyan pernyeleválasztókkal létesítenek, melyek a füstgázból a pernye 98–99%-át kiszűrik. Ilyen berendezésekkel fokozatosan azon régi erőműveket is kiegészítik, melyek még huzamosan üzemben maradnak tartós terheléssel. Így a füstgázban távozó

18. táblázat
ERŐMŰVI ALTERNATÍVÁK EMISSZIÓI [8]

Emisszió jellege	Emisszió mennyisége t/GW · év			
	szénerőműből	kőolaj-fino- mítóból	olajerő- műből	földgázerő- műből
légáramban				
részecskék	$3 \cdot 10^3$ *	—	$1,2 \cdot 10^3$	510
SO _x	$11 \cdot 10^4$ **	$2,1 \cdot 10^4$	$3,7 \cdot 10^4$ ***	20
NO _x	$2,7 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^4$	$2,5 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$
CO _x	$2 \cdot 10^3$	$4,3 \cdot 10^3$	710	140
C _m H _n	400	—	470	34
ammónia	—	$2,2 \cdot 10^3$	—	—
aldehidek és más szerves vegyületek	—	$2,3 \cdot 10^4$	240	238
radioizotópok, GBq/GW·év	3,5	—	—	—

vízben				
H ₂ SO ₄ (H ₂ SO ₃)	82	—	83	83
klorid	26	2,4·10 ⁴	26	26
foszfát	41	3	42	42
bór	231	—	321	331
szuszpendált részecskék	497	2·10 ³	500	497
szerves kompaundok	66	—	66	66
ammóniumnitrát	—	600	—	—
zsírok	—	600	—	—
oldott szilárd anyagok	—	10·10 ⁴	—	—
fémek				
	nyomokban	22	2	2
szilárd halmazállapotban				
salak, pernye, szálló hamu	3,6·10 ⁵	—	9,2·10 ³	—

*99%-os hatásfokú porleválasztás után,

**a szér S-tartalma 2%,

***a kőolaj S-tartalma 1%.

19. táblázat

A HAZAI NAGY ERŐMŰVEK ÁTLAGOS EMISSZIÓI 1980–BAN
ÉS AZ IMMISSZIÓK EGYES JELLEMZŐI

Erőmű	Tüzelőanyag	Szilárd szennyezés				Kén-dioxid szennyezés			
		emisszió		immisszió		emisszió		immisszió	
		tény- leges előírt	kg h·MW	évi átlag* µg/m ³	lokális maxi- mum** mg/m ³	tény- leges előírt	kg h·MW	évi átlag* µg/m ³	lokális maxi- mum** mg/m ³
Gagarin	lignit	1,55	4,67	4,7	0,48	1,86	20,64	10,5	<u>2,50</u>
Ajka	szén	8,35	19,45	98,4	4,50	8,24	70,26	83,5	<u>4,03</u>
Bánhida	szén	0,51	2,49	22,7	<u>0,25</u>	3,43	61,28	49,1	<u>7,73</u>
Borsod	szén	8,33	17,67	78,5	<u>7,03</u>	4,80	37,31	39,0	<u>11,0</u>

Inota	szén	8,63	31,01	14,4	<u>7,54</u>	0,88	10,64	2,4	<u>6,70</u>
Oroszlány	szén	1,15	2,77	7,4	<u>0,56</u>	5,35	47,66	25,8	<u>3,60</u>
Pécs	szén	1,89	6,90	34,1	<u>0,91</u>	4,95	65,20	123,0	<u>4,40</u>
Tisza	szén+szénhidrogén	17,38	7,73	198	<u>3,64</u>	3,55	5,79	46,9	<u>6,97</u>
Dunamenti	szénhidrogén	0,01	0,02	–	–	0,45	2,13	3,6	<u>2,32</u>

*Időben átlag, térben maximum.

**Időben és térben maximum 1975-ben.

szilárd égéstermékek egészségkárosító kockázata lényegesen csökken mind a korábbi helyzethez, mind más égéstermékekhez viszonyítva. Ez jellemzi a hazai viszonyokat is (19. táblázat), az immisszió már csak néhány régi erőmű körzetében számottevő, a megengedett határértékeket csak átmenetileg lépik túl egyes pontokon kedvezőtlen időjárási körülmények esetében, de ez a túllépés egyes erőműveknél nagyon jelentős is lehet. Kellemetlen, hogy a porleválasztók a néhány μ -nál kisebb méretű részecskéket nem szűrik ki, ezek hosszú ideig a légtérben lebegnek, és nagyobb távolságra is eljutnak. E kis részecskének egyrészt fokozottabb az egészségkárosító hatása, másrészt kölcsönhatások során egyéb kedvezőtlen folyamatokat erősítenek, pl. mint kondenzációs magok. A porleválasztással viszont együtt jár a szilárd halmazállapotban összegyűjtött nagy mennyiségű pernye elhelyezésének gondja, a környezetet kímélő szállítási és tárolási módszerekkel.

Jelenleg a legveszélyesebbnek az SO_x -emissziót tekintik mind mennyiségében, mind hatásában [11]. Az erőművi célra használt szenek és kőolajpárlatok – sőt, néha a földgáz is – jelentős kénszennyezést tartalmaznak. Az elégett kén olajerőműveknél teljes egészében, szénerőműveknél pedig nagyrészt a füstgázban távozik alapvetően SO_2 formájában, kevés SO_3 kíséretében. A légkörben azonban az SO_2 egy része SO_3 -dá alakul át, és

a körülményektől függően szulfit-, szulfát- és savképződés is bekövetkezik. Az SO_x -kibocsátás korlátozása technikailag megoldható, de nagyon költséges, ezért széles körű térhódítása egyelőre nem várható. A 19. táblázat a hazai nagy erőművek kén-dioxid szennyező hatását is érzékelteti. Az immissziók átlagértékei elviselhetők, de az időszakos maximumok (utolsó oszlop) mindegyik erőművünknel többszöröse a megengedettnek.

A tüzelés során nagy mennyiségű NO_x is képződik, de ennek veszélyességéről még kiforratlanok a nézetek. A füstgázban kevés NO_2 mellett főleg NO lép ki, de az a légkörben fokozatosan NO_2 -dá alakul át, részben fotokémiai reakciók során. Napfény hatására az NO_x reakcióba lép a szénhidrogénnel és fotokémiai oxidáló anyagok keletkeznek (fotokémiai szmog).

A CO-emisszió legalább egy nagyságrenddel kevesebb, mint a kén- és nitrogén-oxidok mennyisége. A szén-monoxid élettartama rövid, ez alatt a kibocsátás szintjén a felsőbb légrétegekben terjed szét, majd CO_2 -dá oxidálódik. Az erőművek füstgázában kilépő egyéb alkotók mennyisége oly csekély, hogy egészségkárosító hatásukkal nem kell számolni [12]. Megjegyzendő, hogy egyes szénfélések radioaktív szennyeződéseket (^{238}U és ^{232}Th) is tartalmaznak, a füstgázban megtalálhatók ezek bomlástermékei – főleg Ra és Rn. Az így kibocsátott aktivitás egyes szénerőműveknél

összemérhető az atomerőművek emissziójával [13, 14], de ez számottevő sugárterhelést nem okoz (pl. egyik hazai szénerőművünkénél az emisszió $0,1 \text{ GBq/év} \cdot \text{MW}$ nagyságrendű). A 18. táblázatból láthatóan az erőművek vízben kibocsátott kémiai szennyező hatása jelentéktelen.

A kőolaj-finomítók fajlagos légszennyező hatása összemérhető az erőművekével. Csökkentésére a távozó gázok tisztítása, az éghető komponensek elfáklyázása, vagy ha gazdaságos, egyes alkotók visszanyerése jöhet számításba. A kőolaj-feldolgozás mélységének fokozódása (pl. krakkolás) és a termékek számának bővülése rendszerint együtt jár a frakciók kéntartalmának, valamint a kénoxid-emisszióknak a csökkenésével is. Jelentős a vízben távozó szennyeződés is, ezért szükségessé válhat a hulladékvizek megfelelő tisztítása. Az olajtermékek erőművi hasznosítása erősen visszaszorul, így a kőolaj-finomításból származó környezeti kockázatot egyre kevésbé lehet a villamosenergia-fejlesztés terhére elkönyvelni.

A nukleáris alternatíva környezeti hatásának vizsgálata bonyolultabb, mivel sokféle radioizotóp emisszióját kell figyelembe venni, melyek nagyon eltérő módon viselkednek és hatnak [15, 16]. Az uránércbányákból gázhalmozállapotú radon (felezési ideje 3,82 nap) és rövid életű bomlástermékei (felezési idők perc nagyságrendűek) kerülnek ki a környezetbe.

Az emisszió nagyságrendje a nemzetközi tapasztalatok szerint $10 \text{ TBq/GW} \cdot \text{év}$, a diszperzió, a gyors lebomlás és a sugárzás jellege (α és β) következtében azonban a környezet terhelése nem számottevő, amivel a hazai tapasztalatok is teljesen egybevágóak. A fűtőelemciklus többi fázisának az emissziója jóval kisebb, ezek a hazai viszonyokat nem érintik, mivel a gyártás a Szovjetunióban történik.

A legtöbb radioizotóp az erőművekből kerül a környezetbe. A megkülönböztetett társadalmi érdeklődés miatt nagyon sok információt bocsátottak közre az egyes atomerőművek emisszióiról. Ezek szerint a tényleges kibocsátások nagyságrendekkel kisebbek, mint a szigorú környezetvédelmi előírásokban megengedett határértékek (a legtöbb nyomottvízes reaktornál mintegy három nagyságrenddel). A Paksi Atomerőművet a külföldi követelmények figyelembevételével tervezték, valószínű, hogy a tényleges kibocsátás itt is lényegesen kisebb lesz.

Az atomerőművek létesítését és üzemeltetését alapvetően meghatározó biztonsági szemlélet célkitűzése, hogy a sugárzó anyagok a környezettől elzárt és kellő sugárvédelmet biztosító térrészekben belül maradjanak. Ezt szolgálja az erőmű felépítése (többek között a kijutást megakadályozó különféle védőgátak: uránpasztillák oxidkerámia szerkezete, fűtőelemköpeny, primer kör, hermetikus rendszer, containment), számos berendezés és technoló-

giai eljárás. Normál üzemben a sugárzó anyagok több mint 99%-a a hermetikusan elzárt fűtőelemekben van, a többi a primer körön belül. A mozgékonyvá vált radioizotópokat tisztító, szűrő, tároló berendezések sorával vonják ki a hűtővízből és a levegőből, és kötik le, hogy egy üzemzavarnál se képviseljenek potenciális veszélyforrást. E rendkívül költséges eljárást azonban csak olyan mértékig indokolt fokozni, amíg a kibocsátások nem csökkennek egy veszélytelennek tekintett szint alá. A normál üzem során háromféle módon kerülnek ki radioizotópok az erőműből, a szellőző kéményen keresztül, a hulladékvizekben és a szilárd hulladékokban.

A legnagyobb aktivitást a kiegészített fűtőelemek képviselik (mintegy 600 PBq/GW · év). Ezeket biztonságos körülmények között az erőmű területén tárolják, amíg aktivitásuk és hőfejlődésük a szállítás során is könnyen uralható értékre csökken. A tárolók hűtővizébe vagy szellőztető levegőjébe került aktív anyagot kiszűrik és lekötik, a fennmaradó nagyon csekély hányad része az erőmű teljes emissziójának. E közbenső tárolás után a kiegészített fűtőelemeket további feldolgozásra visszaszállítjuk a Szovjetunióba, így az esetleges reprocessálás vagy végső tárolás a hazai kockázatot nem befolyásolja. A technológia során évente mintegy 10–100 TBq/GW aktivitású szilárd hulladék képződik a fűtőelemeken kívül (kicserélt felaktíválódott alkatrészek,

védőeszközök, a fluid közegekből kiszűrt radioizotópok stb.). Ennek nagy aktivitású részét az erőmű erre a célra kialakított tárolójában helyezik el, a kis és közepes aktivitásút pedig külön e célra kialakított létesítményekben temetik el. A megfelelően elhelyezett hulladéktárolókból aktivitás nem kerül a környezetbe, a lakosság sugárterhelését nem befolyásolja.

A fluid közegekben található aktív anyagoknak azt a hányadát, amit már nem érdemes kivonni és tárolni, nagyon erősen felhígítva kibocsátják a környezetbe. Ez a kibocsátás szabályozott módon, szigorú ellenőrzés mellett történik, hogy a környező levegő és élővizek természetes eredetű aktivitása alig nőjön. Az így kibocsátott fontosabb radioizotópok átlagos mennyiségét és felezési idejét a 20. táblázat mutatja be. A szellőző kéményen keresztül kibocsátott aktív anyagok túlnyomóan nemesgázok, kis mennyiségben más illó anyagok és nagyon kis mennyiségben aeroszolidok is kilépnek. Az emisszió a légkör magasabb rétegeiben széteszlik, a légtérben és a talajszinten alig érzékelhető. A táblázatból láthatóan a legtöbb izotóp felezési ideje rövid, így aktivitásuk viszonylag gyorsan lecseng. Ma még nem ítélték meg, hogy a hosszabb élettartamúak (pl. ^{85}Kr) feldúsulása a magas légkörben távlatilag okoz-e valamilyen zavart. Az ugyancsak hosszabb élettartamú ^{14}C és ^3H izotópok emittált mennyisége összemérhető-

20. táblázat

NYOMOTTVIZES REAKTOROK ÁTLAGOS ÉVENKÉNTI KIBOCSÁTÁSA NORMÁL ÜZEMBEN
1 GW TELJESÍTMÉNYRE VETÍTVE [9]

	Gázokban			Vízben	
	aktivitás GBq	felezési idő		aktivitás GBq	felezési idő
nemesgázok					
^{133}Xe	$555 \cdot 10^3$	5,37 nap	^3H	$74 \cdot 10^3$	12,3 év
^{135}Xe	$20 \cdot 10^3$	9,2 óra	^{131}I	85	8 nap
^{138}Xe	7030	14,2 perc	^{137}Cs	63	30,3 év
^{85}Kr	6300	10,57 év	^{133}I	48	20,5 óra
^{88}Kr	5550	2,79 óra	^{134}Cs	37	2,1 év
$^{135\text{m}}\text{Xe}$	4800	15,7 perc	^{60}Co	15,5	5,3 év

⁸⁵ Kr	3700	4,4 óra	⁵¹ Cr	6,5	27,7 nap
^{135m} Xe	3300	2,26 nap	⁵⁴ Mn	4,5	313 nap
⁸⁷ Kr	2600	76 perc	¹⁴⁴ Ce	3	290 nap
^{131m} Xe	5900	11,96 nap	¹⁰³ Ru	0,7	41 nap
⁴¹ Ar	1850	1,86 óra	¹¹⁰ Ag	0,7	270 nap

egyéb gázok

³ H	7400	12,3 év	⁸⁹ Sr	0,4	51 nap
¹⁴ C	3700	5700 év	¹³² I	0,4	2,4 nap
¹³¹ I	18,5–1,8	8 nap	⁵⁹ Fe	0,4	45 nap
			⁹⁵ Nb	0,2	35 nap

aeroszolok

⁸⁸ Rb	15	18 perc	⁹⁵ Zr	0,2	63 nap
¹³⁴ Cs	} 3,5	2,1 év	⁹⁹ Mo	0,1	68 óra
¹³⁷ Cs		30 év	⁹⁰ Sr	0,1	28 év
⁵⁸ Co		71 nap			
⁶⁰ Co		5,3 év			
⁵⁴ Mn		313 nap			

lenül kisebb, mint a természetben más folyamatok hatására keletkezőké. A hulladékvizekben elsősorban trícium távozik olyan hígításban, hogy koncentrációja az előírások szempontjából elhanyagolható. A trícium mellett a vízben oldott egyéb anyagok aktivitása jelentéktelen, a legtöbb izotóp felezési ideje is rövid.

A friss és a kiégett fűtőelemeket, valamint a radioaktív hulladékokat hermetikusan zárt tartályokban szállítják, melyekből aktív anyag nem lép ki, és melyek környezetében a sugárzás veszélytelen mértékű. E tartályokat úgy méretezik, hogy hermetikusságukat a legsúlyosabb közlekedési baleseteknél vagy a rakodás manipulációs hibáinál is megőrizték. Ennek ellenére nagyon kis valószínűséggel előfordulhat a tartályok sérülése, és ennek következtében kis mennyiségű aktív anyag kiszóródása. Az eddig bekövetkezett néhány ilyen külföldi esemény veszélytelen kimenetelű volt, és a legpesszimistább feltételezéseken alapuló számítások is a szállításból származó kockázatot elhanyagolhatónak mutatták [17], ezt tükrözi a 15. táblázat is.

A széles körű és sok esetben hosszú időre visszatekintő üzemviteli tapasztalatok azt támasztják alá, hogy a nukleáris alternatíva normál üzemi emisszióit nem kell nyugtalanító veszélyforrásnak tekinteni. Az emissziók okozta sugárzás szintje az erőművek közvetlen környezetében sem éri el a természetes

eredetű háttérsugárzás 1%-át, sőt többnyire annak 1‰-e alatt van. (Az NSZK-ban az erőművek 0–3 km-es övezetén belüli kisebb, mint $2 \mu\text{Sv}/\text{év}$, egyes szénerőművek környezetében ennél jóval nagyobb dózis tapasztalható [40].) A normál üzem veszélytelensége kezd széleskörűen elfogadottá válni, a viták ma akörül zajlanak, hogy az erőművi üzemzavaroknál nem következhet-e be rövid idő alatt komoly veszélyforrást jelentő nagy mennyiségű aktív anyag kibocsátása. Szerencsére eddig nagyon kevés súlyos erőművi üzemzavar fordult elő, ezeknél ilyen szituáció nem következett be.

A Three Mile Island atomerőmű üzemzavara széles körű kutató munkát indított az emissziót okozó üzemzavari folyamatok tisztázására. A hatalmas költség miatt csak néhány nagy léptékű kísérletet végeztek az emissziót befolyásoló folyamatok vizsgálatára, ezek tapasztalatai a vártnál kedvezőbbek. Hasonló következtetéseket lehet levonni az aktív anyagoknak a technológiai rendszeren belüli terjedését tisztázó laboratóriumi kísérletekből is. (Ma már valószínűsíthető pl., hogy a legtöbb nyugtalanságot kiváltó elemi jód emisszió a súlyos üzemzavaroknál legalább egy nagyságrenddel kisebb a korábban feltételezettnél, a terjedését korlátozó fizikai és kémiai folyamatok miatt.) Miután az üzemzavari emisszió átfogó kísérleti vizsgálatára nincs

mód, a folyamatok modellezése és szimulálása vált a vizsgálatok fő irányává.

A rendkívül bonyolult atomerőművi technológia üzemzavarainak matematikai szimulációja nagyon munkaigényes. A számításokhoz ismerni kell az egyes berendezések, készülékek megbízhatóságát (szabatosabban: meghibásodásának valószínűségét), gráfok segítségével követni lehet a különféle eseménysorozatok következményeit, illetve hibafák útján számszerűsíthető ezek valószínűsége. További feladat annak meghatározása, hogy a kritikus állapotokban milyen mennyiségű és összetételű aktív anyag kiszabadulását kell feltételezni, és hogy azok az üzemzavar következtében kialakuló — és erősen változó — fizikai és kémiai feltételek között hogyan terjednek tovább a technológiai berendezésekben. Mindezekből számítható a különféle típusú üzemzavarok valószínűsége, és az ennek következtében kibocsátott aktivitás. Komolyabb emisszió valószínűsége nagyon kicsi, hiszen egyidejűleg négy védőgát sérülését tételezi fel: a hasadó anyagot tartalmazó uránoxid pasztillák megolvadását; a fűtőelemek burkolatának felhasadását; a nagy szilárdságú primer kör valamelyik elemének törését; a containment sérülését.

Az ilyen jellegű üzemzavari elemzések terén az úttörő szerepet a Rasmussen-jelentés [18] játszotta, mely az Egyesült Államok viszonyaira számította ki a nukleáris kockázatot.

21. táblázat

A NYUGATNÉMET BIZTONSÁGI JELENTÉS FONTOSABB EREDMÉNYEI [19]

Kiváltó esemény	p_1 kiváltó esemény valószínűsége reaktorévenként	p_2 védelmi működés meghibásodásának valószínűsége reaktorévenként	$p_3 = p_1 \cdot p_2$ reaktormag megol- vadási valószínűsége reaktorévenként
nagymértékű hűtőközeg elvesztés	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-7}$
közepes mértékű hűtőközeg elvesztés	$8 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-6}$
kismértékű hűtőközeg elvesztés	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$5,7 \cdot 10^{-5}$
energiaellátás kiesése	$1 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
tápvízellátás kiesése	$8 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$
tartalék energiaellátásnál kis szivárgás a nyomástartónál	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-6}$
tranziensek kis szivárgással a nyomástartónál	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-6}$
tranziensek a biztonságvédelmi rudak működésének elmaradásánál	$3 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-6}$

Legkedvezőtlenebb üzemzavarnak a primer kör legnagyobb átmérőjű csővezetékének törését tételezték fel. Ilyen törés azonban nagyon valószínűtlen, ezért a második nagy horderejű vizsgálatnál [19, 20], mely a nyugatnémet kockázatot elemzi, a reaktormag olvadását okozó eseményeket analizálták, mivel csak ilyenkor tételezhető fel nagy mennyiségű radioaktív anyag kiszabadulása. Ennek kiváltó oka vagy a hűtőközeg elvesztése lehet a primer kör szivárgása vagy törése miatt, vagy olyan tranziens, amely a reaktorban fejlődő hő elszállítását megzavarja. Nagyon valószínű, hogy a védelmek és a tartalékberendezések a biztonságos állapotot ilyenkor helyreállítják, de ha egyidejűleg ezekben is üzemzavar jelentkezik, bekövetkezhet a mag részleges megolvadása. A hibafák pesszimiztikus elemzésével nyert eredményeket a 21. táblázat összegezi, a megolvadás egy évre vetített eredő valószínűsége kisebb, mint $9 \cdot 10^{-5}$, ennek 2/3-át a kis mértékű hűtővíz veszteség és majdnem 1/3-át a tranziensek (főleg a külső energiaforrás elvesztése) okozhatják. Ahhoz, hogy radioaktív anyag kerüljön a környezetbe, a containmentnek is meg kell sérülnie, ami a számítások szerint a megolvadással járó üzemzavarok több mint 99%-ánál nem következik be. A 21. táblázat azt is érzékelteti, hogy a kis átmérőjű csövek sérülése nagyobb kockázatot jelent a meghibásodások nagyobb gyakorisága miatt, mint a Rasmussen-jelentés-

ben feltételezett legkedvezőtlenebb üzemi-
zavar.

A legsúlyosabb üzemi zavaroknál is csak a gáznemű aktív anyagok egy része juthat ki a környezetbe. A teljes aktivitásnak csupán néhány százaléka kerülhet ilyen halmazállapotba (gázok, gőzök, aeroszolok), jó részüket különféle folyamatok és hatások a primer körön belül lekötik – még annak sérülése esetén is. Az üzemi zavar emisszió nagysága végső fokon a containment hermetikusságán múlik. Ha ez a védőburkolat tökéletesen zár, megvédi a környezetet az üzemi zavar kihatásától. A containment kisfokú – a tervezési követelményeket meg nem haladó mértékű – szivárgását okozhatja kábelátvezetések sérülése vagy nyílászárók rossz tömítése, azonban az emisszió még ilyenkor is a normál üzemi kibocsátás éves értékének 10%-a alatt marad a legsúlyosabb üzemi zavaroknál is. Mivel azonban ez viszonylag rövid időtartam alatt következik be, az erőmű közvetlen közelében előfordulhat a megengedett dózis némi túllépése (elsősorban jó-d-inhaláció következtében), ha a preventív intézkedéseket nem hajtják elég fegyelmezetten végre. Nagyobb emisszió csak akkor képzelhető el, ha az üzemi zavarral egy időben a hermetikus tér olyan súlyosan megsérül, hogy feladatát nem tudja betölteni. A hermetikus rendszer felépítését figyelembe véve (Pakson 1,5 m vastag vasbeton kívül-belül folytonos acéllemez burkolattal), ez csak katasztrofális

okokból (földrengés, bombázás, robbanás) következhet be. Az ilyen súlyos üzemzavar valószínűsége azonban rendkívül csekély, a nyugatnémet biztonsági jelentés szerint 1–10 millió évenként egyszer fordulhat elő, amit az erőmű néhány évtizedes élettartamával kell egybevetni.

Tapasztalati adatok hiányában az említett üzemzavari vizsgálatoknál több feltételezéssel és becsléssel éltek. Ilyenkor mindig pesszimisztikus megközelítést alkalmaztak a biztonság érdekében, ami természetesen a kockázatok erős túlbecsülésére vezet. Végül azt is meg kell említeni, hogy a jelentős emisszióval járó üzemzavarok nem pillanatszerűen következnek be, hanem hosszabb idő alatt fejlődnek ki, és az esetleges emisszió is időben elnyúló folyamat, így van idő a lakosság védelmét biztosító preventív intézkedések megtételére.

AZ IMMISSZIÓK MEGHATÁROZÁSA

Az emissziók ismeretében a következő feladat az immissziók meghatározása, amire egyrészt matematikai terjedési modellek, másrészt közvetlen mérések adnak módot. A transziens jelenségek és az időbeli változások követésére, a térbeli eloszlás valószínűségének számítására, a terjedést befolyásoló paraméterek figyelembevételére a modellezés a célszerű út. A modellek inputja az emissziók

$$e(t) = \sum_i e_{ni}(t) + e_{üzi}(t) \quad (1)$$

mértéke, ahol e_{ni} a normál üzem során időegység alatt kibocsátott i -edik válfajú anyag mennyisége vagy aktivitása, $e_{üzi}$ az üzemzavarok járulékos hatása, t pedig az idő. A környezet szempontjából az emittáló létesítményeket pontszerű forrásnak tekintik, ami a legtöbb esetben fizikailag is korrekt feltételezés (erőmű kéménye; hűtővíz vagy szennyvíz-vezeték kiömlő keresztmetszete, nyílás a containmenten stb.).

Az immissziókat az

$$i(t) = \Phi_1(\tau, r, p_1 \dots p_n) \cdot e(t) \quad (2)$$

függvény szolgáltatja, melyben τ az emisszió időpontja óta eltelt idő, r a helyvektor, $p_1 \dots p_n$ a viszonyokat befolyásoló paramé-

terek. Ez utóbbiak közé nemcsak a térbeni terjedést befolyásoló tényezők tartoznak, hanem a kibocsátott anyagok jellegét módosító hatások is (a radioizotópok bomlása, kémiai átalakulások, p. $\text{SO}_2 \rightarrow \text{SO}_3$ konverzió).

A legtöbb káros anyagot a légkörbe bocsátjuk ki. A szakirodalomban számos szimulációs modell található a keveredés és terjedés számítására levegőben, ezek tökéletesítéséhez a magyar kutatók is hozzájárultak. A hígulást és terjedést az emittált anyag jellemzőin kívül a környezet meteorológiai jellemzői, a légmozgások, a terepviszonyok, a csapadék, az inszoláció és más tényezők befolyásolják. Az összetett körülményeket a modellek csak korlátozottan tudják követni, a bizonytalanságok áthidalására gyakran igénybe veszik a valószínűségi számítás módszereit. Kritikus esetekben, pl. a nukleáris üzemzavari kockázat megítéléséhez a legkedvezőtlenebb hatást okozó pesszimiztikus eloszlást veszik figyelembe. Külön probléma, hogy az immissziót nemcsak a szennyező anyagok térbeli koncentrációja szabja meg, hanem azok a talajszintre is lerakódnak (kiülepednek vagy a csapadék kimossa azokat a levegőből), ennek szimulálása még nagyon kezdeti stádiumban van.

A számított adatok bizonytalanságát ellen-súlyozza, hogy a tényleges immisszióhoz nagyon sok mérési adat áll rendelkezésre az energetikai létesítmények környezetében. A mért értékek inkább hosszabb időszak átlagos

viszonyainak jellemzésére alkalmasak, de kritikus kérdésekben a pillanatnyi jellemzők megállapítása is megoldható. A szenes és szénhidrogénes alternatívák környezetszennyező hatására a hazai mérések is nagyon sok információt biztosítanak. A Paks körül kiépülő nagy mérőhálózat rövidesen megkezdí az atomerőmű környezetének ellenőrzését is. Ezzel kapcsolatban azonban megemlítendő, hogy a külföldi tapasztalatok szerint az atomerőművek környezetszennyező hatása rendkívül csekély, azt a mérési módszerek többnyire ki sem tudják mutatni, mert a háttérsugárzás ingadozásának nagyobb a hatása. A nukleáris területen ezért a számítási eljárásoknak megkülönböztetett jelentősége van. Ennek bonyolultságát érzékelteti, hogy például az említett nyugatnémet biztonsági jelentésben az aktivitás terjedési viszonyait 1750 változatra modellezték, figyelembe véve a különféle időjárási paramétereket (szélirány, csapadék jellege és intenzitása, hőmérséklet-eloszlás stb.), hogy meghatározzák az aktivitás-zászló terjedését, viselkedését és hatását egy 540 km-es körzetben, valamint a tovább gyűrűző hatásokat egy 2500 km-es körzetben [20]. A számítások célja egyrészt az aktivitás térbeli koncentrációjának meghatározása a talaj közelében, másrészt a talajra lerakódott aktivitás megállapítása. A modellezést bonyolítja, hogy a különböző izotópok eltérően viselkednek az immiszió kialakulásánál, továbbá, hogy külön-

féle perturbációk is fellépnek (pl. a felületekre lerakódott aktivitást a légmozgás magával ragadja, vagy a csapadék elmossa).

A 19. táblázat néhány adatot tartalmaz a hazai erőművek immisszióinak jellemzésére is. Az évi átlagok pernyeszennyezésnél a legkedvezőtlenebb pontra, SO_2 -nél egy 5×5 km-es területre, az 1980. évi teljes emisszió alapján számított értékek. A lokális maximumok 1975-re vonatkoznak, ezek térben, valamint időben is az elképzelhető legkedvezőtlenebb szituációt jellemző rövid idejű immissziók. (A határérték túllépését aláhúzás jelzi.)

A környezetszennyezés terjedésének második – kevésbé kiterjedt – közegei a vízelőfordulások. Ennek számítása bonyolultabb a hidrológiai és biológiai körülmények változatossága miatt, a viszonyokat főleg a mérések alapján lehet megítélni. Az élővizek kémiai szennyezése a fosszilis erőművi alternatíváknál jelentéktelen. Az atomerőművek a radioaktív anyagokat nagyon erősen felhígítva bocsátják ki, így gyakorlatilag ez is veszélytelen, ami azonban nem ment fel a nagyon szigorú ellenőrzés kötelezettsége alól. Különösen fontos ez, ha a kibocsátott vízből ivóvizet nyernek ki, vagy ha öntözésre hasznosítják. Frissvíz-hűtésnél minden erőművi változat nagyon jelentős hőszennyezést okoz, de ennek nincs közvetlen egészségkárosító hatása. Az előzőek alapján a kockázat vizsgálá-

tánál a vízszennyeződés alárendelt szerepet játszik.

A talajban az anyagok migrációja nagyon lassú. Ezt a terjedési útvonalat csak a sugárzó hulladékok tárolásánál kell figyelembe venni, hogy a tároló berendezések esetleges tönkremenetelekor a környező talaj kellő pótlólagos védelmet biztosítson az aktív anyagok környezetbe jutása ellen.

A nukleáris alternatívánál a terjedés lehetőségének még egy szféráját kell vizsgálni, a táplálékláncot. A radioizotópok az anyagcsere során bekerülnek a növényekbe és állatokba is, egyes szervekben bizonyos izotópok felhalmozódása is előfordul. Az élelmiszertermelés jellege és a táplálkozási szokások döntik el, hogy az adott területen milyen folyamatokat kell figyelembe venni. A hazai körülmények között a kihullott vagy kimosott radioaktív szennyeződés → fű → tehén → tej → tejfogyasztás hatásfolyam tűnik dominánsnak, de emellett a figyelem kiterjed számos más mezőgazdasági és élelmiszeripari termék ellenőrzésére is. A külföldi tapasztalatok szerint uránércbányák és atomerőművek környezetében eddig nem mutattak ki szignifikáns hatásokat a táplálékláncban. Elvileg a tápláléklánc a fosszilis alternatíváknál is szerepet játszhat, de az eddigi gyakorlati tapasztalatok alapján ilyen eredetű kockázattal nem kell számolni.

22. táblázat
A KÖRNYEZETSZENNYEZÉS HATÁSAI

Környezetszennyező hatások jellege	Példák a következményekre	
	fosszilis alternatíva	nukleáris alternatíva
közvetlen élettani	légzőszervi ártalmak (karcinogén hatás)	sugársérülés magzatok károsodása karcinogén hatás genetikus mutáció
bioszféra ökológiai változása	légkör szennyeződése (élővizek kémiai szennyeződése) (talajszennyeződés) élővizek hőszennyezése károsító anyagok a táplálékláncban	

meteorológiai változások

mikroklíma módosulása
globális üvegházhatás

szén-dioxid koncentráció
növekedése (?)

egyéb

az életvitelt zavaró hatások (pl. szállítási tevékenység, a környezet átforgalmazása stb.)
zaj
pszichológiai hatások

Az immissziók hatásait tekinti át a 22. táblázat. A kockázat szempontjából legnagyobb jelentősége az élettani hatásoknak van, de áttételesen a többi is befolyásolja az egészségi állapotot. Példaképp említhető a meteorológiai következmények közül az égéstermékek okozta szmog, vagy az ökológiai hatásoknak betudható gyengébb minőségű táplálék. Az emittált anyagok az életfolyamatokat vagy mint fiziko-kémiai, illetve kémiai reagensek, vagy mint ionizáló sugárzás forrásai zavarják meg. A reagensek hatásának megítéléséhez többnyire elég az immisszió hosszabb időre vonatkozó átlagértékének ismerete, bár a kumulatív hatás miatt ilyenkor is szabatosabb egy meghatározott időszakra vonatkozó dózis közlése. Az ionizáló sugárzások vizsgálatánál viszont mindig a dózisok a mértékadóak, amit a vizsgált helyen az i immisszióból a ϑ időintervallumra számított

$$d = \int_0^{\vartheta} \Phi_2 [i(t), k_1 \dots k_n] d\vartheta \quad (3)$$

integrállal lehet meghatározni, a képletben $k_1 \dots k_n$ a viszonyokat befolyásoló paraméterek. A sugárzás ionizáló hatása függ a sugárzás típusától, $(\alpha, \beta, \gamma, n)$, energiájától, illetve frekvenciájától, a terjedését csillapító körülményektől, amit szintén a k paraméterek tükröznek. Ha ismert a dózis térbeli eloszlása, akkor mindenütt meg lehet határozni, mekkora kumulált hatás éri az egyéneket. A d egyéni

dózis alapján egy adott A nagyságú területre értelmezni lehet a

$$D = \int_A d \cdot K \cdot dA \quad (4)$$

kollektív dózist is, ahol a K tényező a dózishoz való kitettséget tükrözi, ez függ a népsűrűségtől, a településviszonyoktól, munkakörülményektől, életmódtól, táplálkozási és egyéb életviteli szokásoktól. A jelentős emisszióval járó atomerőművi üzemzavaroknál a kitettség függ a védelmet szolgáló megelőző intézkedésektől is (tartózkodás épületekben, kitelepítés, jódtabletták bevétele stb.). Körülbelül a dózisok megállapításánál ér véget a műszaki és a természettudományok kompetenciája, a vizsgálatok további része már a biológia és az orvostudomány területe.

EGÉSZSÉGÜGYI KOCKÁZAT

Az immissziók egészségkárosító hatásának megállapítását több körülmény nehezíti. Humán kísérletekre nyilván nincs mód, az állatkísérletek eredményei csak fenntartással fogadhatók el, így az alapvető eszköz a mortalitásra és morbiditásra vonatkozó egészségügyi statisztikák kiértékelése. Ennek során bizonyos hatásoknak fokozottan kitett populációkról felvett adatokból keresik a korrelációt az okok és a következmények között. A legtöbb információ egyes foglalkozások karakterisztikus ártalmainak (bányászok szilikózisa, röntgenesek sugármegbetegedése stb.) vizsgálata, valamint különleges hatásoknak kitett populációk (a japán atombombázások túlélői, illetve leszármazottai, nagyon szennyezett övezetek lakossága) megfigyelése szolgáltatja. A következtetések tehát nem konkrét szomatikus esetek analizálásán alapulnak, hanem a lakosság egészségi állapotának hosszú idejű megfigyelésén. Az eddig nyert korrelációk meglehetősen lazák, végleges megállapításokra nem, csupán nagyságrendi becslések korlátainak a kijelölésére elegendők. Ezért e kockázatok csak vélelmezhetők, tényleges bekövetkezésük valószínűsége bizonytalan.

Az időbeli korrelációt gyengíti, hogy a következményeket többnyire kumulatív hatások okozzák, az ártalmak hosszú idő alatt

fejlődnek ki, és jóval későbbi időpontban érzékelhető; pl. rákos megbetegedések évtizedek múlva, genetikus mutációk több generáción túl jelentkeznek. Az is probléma, hogy az egyes ártalmaknak sokféle oka lehet, melyek szerepét nagyon nehéz karakterisztikusan szétválasztani; pl. az ionizáló sugárzásokon kívül mintegy ezer karcinogén anyagot vagy effektust mutattak ki, és a konkrét kóreseteknél ritkán lehet a kiváltó okot azonosítani. (A viszonyok bonyolultságát érzékelteti, hogy számos kémiai szennyező anyagnak is van rákkeltő hatása, egyeseknél a megengedett koncentrációnál érvényesülő karcinogén potenciál egyenértékű 0,03–1,7 Sv/évvel [40], ami nagyságrendekkel haladja meg a sugárzásnál eltűrt dózist.) Bonyolítja a viszonyokat, hogy a bioszférát egyidejűleg sokféle tevékenység szennyezi, melyeknek a villamosenergia-fejlesztés csupán egyik – és nem mindig a legjelentősebb – forrása. Arra is rá kell mutatni, hogy az egészségi állapot nagyon sok paraméter (pl. az egyéni ellenálló-képesség, az életmód, a táplálkozás, a jövedelmi viszonyok) függvénye. Mindezek érzékeltetik, hogy a statisztikák alapján szignifikáns kapcsolatok feltárása rendkívül nehéz.

A legkiterjedtebben az égéstermékek hatásával foglalkoztak, ezek elsősorban a légzőszerveket károsítják, de egyes alkotóknak más – többek között karcinogén – hatása is lehet.

A sűrűn lakott országok erősen szennyezett levegőjű térségeiben egyes kutatók szerint 5–15 évnyi élettartam-csökkenés is valószínűsíthető, és a munkavégző képesség is jelentősen mérséklődik. A levegőben azonban természetes eredetű égéstermékek is vannak, melyekhez a szervezet valószínűleg akklimatizálódott. Ez valószínűsíti, hogy a légszennyezés hatásának küszöbértéke van, de ennek megítélésére nincsenek támpontok. A kis szennyezéskoncentrációk hatása jelenleg bizonyíthatatlan, de a nagyobb koncentrációk következményeire vonatkozó következtetéseket is csak komoly fenntartásokkal lehet mérlegelni.

A lebegő szilárd szennyező anyagokból különösen az $1\ \mu$ -nál kisebb méretű részecskéket tartják veszélyesnek, mert a légzőszervek alsó légutaiba is bekerülnek, ugyanakkor a porleválasztó berendezések ezeket már nem választják le [21–26]. E részecskék a kén-dioxiddal együttesen fokozottabb hatást fejtenek ki, mint külön-külön. A szilárd részecskék kondenzációs magjai hordozói lehetnek metabolizmust okozó policiklikus aromás szénhidrogéneknek, melyek karcinogén hatásúak lehetnek. Ugyancsak hordozói lehetnek fémes nyomelemeknek is, melyek csak kis mennyiségben lépnek ki, de kémiai mérgek, egyesek karcinogének és különféle más folyamatok (pl. $\text{SO}_2 \rightarrow \text{SO}_3$ konverzió) katalizátorai. Az egészségügyi hatások kvanti-

fikálására kevés adat ismeretes, egyes vizsgálatok szerint a lebegő részecskék átlagos koncentrációjánka $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -nyi növekedése az egyéni fatális kockázat valószínűségét $1,4 \cdot 10^{-4}$ /évvel növeli [3, 27].

Jelenleg a legnagyobb veszélyforrásnak az SO_x -emissziót tartják [3, 11, 13, 21–26], ami nemcsak a légzőszervek krónikus megbetegedését vagy asztmát okozhat, hanem nagy koncentráció esetén fokozza a szív és a tüdő működésével összefüggő betegségek súlyosságát, sőt közvetlenül is okozhat elhalálozást. Inhaber szerint [28] sűrűn lakott területeken 1 t SO_x emissziója $1,6\text{--}4,7 \cdot 10^{-4}$ halálesetet, 0,2–2,8 krónikus megbetegedést és 5,8–18 nap munkaidőkiesést okoz. A 18. táblázatban szereplő emissziókhoz az erőmű 80 km-es körzetében $3 \cdot 10^6$ lakos feltételezésével szénerőműveknél 20, olajerőműveknél 6 és földgázerőműveknél 0,004 halálesetet számítottak évenként és GW-onként. Többen vizsgálták az immisszió hatását, az $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -nyi átlagos koncentráció növekedéshez tartozó mortalitási valószínűségekre levezetett értékek évente $0,9 \cdot 10^{-5}$ és $14 \cdot 10^{-5}$ között mozognak, a középérték $3,3 \cdot 10^{-5}$ – $3,7 \cdot 10^{-5}$ [3, 11]. Egyesek szerint nem a kén-dioxid, hanem a kénessav koncentrációja a mértékadó $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ küszöbérték felett a mortalitásra és a $6\text{--}9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ felett a morbiditásra, illetve más betegségek súlyosságának fokozódására. Ugyanakkor olyan állásfoglalások is találha-

tók, melyek az SO_x emisszió következményeit lényegesen kedvezőbbnek minősítik.

A Budapesti Műszaki Egyetem Hőerőművek Tanszékén sokirányúan vizsgálták a hazai erőművek légszennyező hatását [44] és az immissziók alakulását. Számításokat végeztek a megengedett értékeket meghaladó dózisos mértékére is. Ezek eredményeit figyelembe véve, a külföldi mortalitásra vonatkozó pesszimiztikus becslések, az SO_2 -szennyezés alapján egyes erőműveink környezetében nálunk is vélelmezhetővé tesznek évente néhány korai elhalálozást. (Feltételezve, hogy a megengedhető SO_2 -szennyezés felét más iparművek kimerítik, és az erőművek immissziójára a határérték fele engedhető meg, a számítható mortalitási mutatók $1/100 \text{ MW} \cdot \text{év}$ körül mozognak az alacsony (100–120 m-es) kéményű szénerőművek érintett körzetében, de egy esetben a mutató ennek többszöröse.) E hozzávételleges számítások eredményeinek nagyságrendje megegyezik egyes pesszimiztikus külföldi publikációkéval, viszont tényleges hazai indikáció nincs arra, hogy az SO_x -emisszió letális kimenetelű következményeket okozott volna.

Az NO_x -immisszió hatása intenzív kutatás tárgya [29–30]. Az NO_2 mérgező hatása, nagy koncentrációja asztmás tüneteket és tüdőödémát okozhat, az NO a vér hemoglobinjával hajlamos reakcióba lépni. Az NO_x fotokémiai reakcióinak termékei a légszűrő-

veket, az immunrendszert és a szemet támadják meg, egyes komponensei karcinogéneknak, ilyen hatások elsősorban a gépjárműforgalom okozta lokálisan képződő fotokémiai szmogban lépnek fel. Valószínű azonban, hogy az erőművek NO_x -emissziója következtében kialakuló immisszió jóval a veszély küszöbértéke alatt van, mind a közvetlen ártalmak, mind a szmogképződés valószínűsége tekintetében.

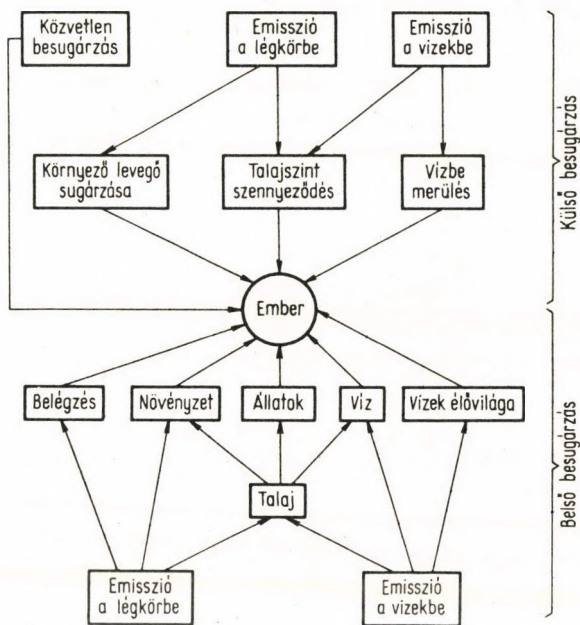
A CO mérgező hatása a hemoglobinnal kialakuló reakción keresztül érvényesül, ami a szervezet oxigénellátását csökkenti. Szerencsére azonban az erőművek okozta immisszió a talajközelségben jelentéktelen, a magasba kibocsátott szén-monoxid fokozatosan CO_2 -dá oxidálódik.

A radioaktív anyagok a sugárzás ionizáló hatásán keresztül veszélyeztetik a szervezetet. Ez nemcsak szétroncsolhatja a sejteket, hanem megzavarhatja azok normális működését is, ami kedvezőtlen esetben rákos burjánzás kiinduló pontja lehet, az ivarsejtek sérülése pedig az utódoknál okozhat elváltozást. A radiológusok sok évtizede vizsgálják a sugárzások élettani hatását, a nagy dózisok következményeiről elég szabatosak az ismeretek, de a kis dózisok veszélyességéről nincs képünk, és ennek kialakítása a közeljövőben nem is várható. Az ionizáló sugárzások hatásának áttekintése meglehetősen bonyolult feladat. Maga a sugárhatás is sokféle módon következhet be

(1. ábra), érheti külső sugárzás a szervezetet a környezetből, vagy belső sugárzás az anyagcsere során a szervezetbe került radioizotópoktól. Ez utóbbiak egyes típusai gyorsan kiürülnek a szervezetből, mások hajlamosak egyes szervekbe beépülni, és azokban felhalmozódni, pl. a I a pajzsmirigyben, a Sr a csontokban. A hatásmechanizmus és a veszélyesség izotóponként változó, az ICRP* a sugárzás típusai (α , β , γ , n) szerint megválasztott hatótényezővel veszi figyelembe az eltérő ionizáló képességet, és ezekkel számítja át a fizikai dózistól a testszövetet veszélyeztető – Sv-ben mért – dózist [31]. Az egyes testszövetek tűrőképessége is eltérő, így az egyes szervekre más dózist lehet megengedni, mint az egész testet érő besugárzásra, ennek az inkorporált sugárzó anyagok esetében van specifikus jelentősége.

Az ionizáló sugárzásoknak egyrészt akut következménye (sugársérülés), másrészt késői hatása (daganatos megbetegedés, leukémia, genetikus mutáció) lehet [31–38]. Az akut szomatikus élettani következmények csupán nagyobb dózisoknál, néhány Sv felett mutatkoznak. E küszöbérték léte elfogadott, de szintje még vitatott (a Rasmussen-jelentésben 3,2 Sv, a Birkhofer-jelentésben 1 Sv). A tapasztalatok szerint enyhébb esetekben (0,5–1 Sv) csak égési sebek keletkeznek a bőrön, esetleg

*ICRP: International Commission on Radiological Protection



1. ábra. A besugárzás lehetséges útjai

émelygés és hányás lép fel. Súlyosabb sugár-
sérülésnél (2–3 Sv) a szemén hályog képző-
dik, károsodhatnak a vérképzőszervek, az
idegrendszer, az emésztőrendszer és a keringé-
si rendszer, belső vérzés léphet fel, megin-
dulhat a fehérvérsejtek és vérlemezkék lebom-
lása. A nagy dózisos rövid időn belül halálos
kimenetelűek, a küszöbérték felett többnyire
logisztikus kapcsolatot tételeznek fel a követ-
kezmény és a dózis között, e logisztikus

görbék kezdőpontja 1–3 Sv, a mortalitás 50%-os valószínűsége 5 Sv körül van és 6,5–8 Sv felett a valószínűség 100%-os. Az ICRP ajánlásai szerint az egész test besugárzására egyéni dózisként jelenleg 50 mSv/év engedhető meg a rendszeres egészségügyi felügyelet alatt álló üzemeltető személyzetnél, és 5 mSv/év többletterhelés a lakosság egyedeire (amiből legfeljebb 1,7 mSv/év-et okozhat az atomerőmű). Hangsúlyozni kell, hogy normálisan a tényleges egyéni dózis mind az atomerőműön belül, mind azon kívül sokkal kisebb, mint a megengedett értékek. Újabban olyan tervezési szemlélet terjed, hogy az erőmű telephelyének határán a gázkibocsátás okozta külső sugárzás ne okozzon 50 μ Sv/év-nél nagyobb dózist normál üzemben, és olyan üzembiztonságra törekszenek, hogy az üzemzavar valószínűségének és az ezzel járó kibocsátás okozta dózist szorzata se haladja meg ezt az értéket, pl. 10^{-3} /év valószínűségnél 50 mSv/év-et (ennek finomított változata lépcsőzetesen szabja meg a követelményt, de 250 mSv/év-nél nagyobb dózist nem enged meg a 10^{-4} – 10^{-6} valószínűségű üzemzavaroknál sem).

Az esetleg évtizedek múlva jelentkező késői hatások indoka, hogy az ionizáló sugárzások karcinogének és genetikus mutációkat is okozhatnak (ez utóbbi nincs egyértelműen bizonyítva). Különösen érzékeny a csontvelő, a tüdő, a pajzsmirigy és a női emlő. Az ilyen

károsodásnál a sugárzás csak a kiváltó ok, a betegség lefolyását és súlyosságát nem lehet kapcsolatba hozni a dózissal, csak bekövetkezé-
nének valószínűségét. A hatás abban tükröző-
dik, hogy a sugárzásnak jobban kitett populá-
cióban megnő a rákos megbetegedések száma.
A viszonyok követésére az egyéneket ért
dózisokat összegező kollektív dózist vezették
be, számításához a vizsgált területre megbec-
sülik a sugárzás várható szintjét és dózisait,
és azt megszorozzák a sugárzásnak feltehetően
kitett emberek számával. Az UNSCEAR* és
az ICRP sokirányú vizsgálatai szerint a halálos
kimenetelű rákos megbetegedés és az első két
generációnál bekövetkező genetikus mutáció
együttes kockázata $1,65 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ (amiből
 $1,25 \cdot 10^{-2}$ jut a rákra és $0,4 \cdot 10^{-2}$ a mutá-
cióra), vagyis kereken 60 Sv-nyi kollektív dó-
zis okoz egy súlyos kimenetelű eseményt,
illetve mintegy 80 Sv egy rosszindulatú daga-
natot [32]. A kollektív dózis számításánál
feltételezik, hogy a valószínűség és a dózis
között lineáris a kapcsolat, és nincs küszöbér-
ték, vagyis bármilyen kis többletterhelés növe-
li a megbetegedések számát. Ez a felfogás
nagyon vitatott, hiszen valószínűtlen, hogy
egészen kis sugárdózisoknak káros hatása le-
het. Amíg azonban a kis dózisok veszélytelen-

*UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Ef-
fects of Atomic Radiation.

ségét nem sikerül egyértelműen bizonyítani (ami a statisztikai megközelítés alapján kilátástalan), addig a biztonság érdekében a lineáris kapcsolatot tekintik mértékadónak.

A kollektív dózis alapján számított kockázatok bizonyosan túlbecsültek, hiszen egyszeri nagy sugárterhelés hatása nem egyenértékű nagyon sok jelentéktelen mértékű dózissal (1 Sv-nél kisebb dózis következtében nem ismert megfigyelt rákos megbetegedés). A kozmikus sugárzás, a talajban levő anyagok bomlása és a szervezetbe inkorporált természetes eredetű radioizotópok átlagos háttérsugárzása mintegy 1 mSv/év dózist jelent. Egyes területeken a háttérsugárzás az átlag sokszorososa, de ennek következtében a rákos megbetegedés szignifikáns növekedése nem mutatható ki. A különféle emberi tevékenységek, így az orvosi röntgenbesugárzás, a repülőutazások, különféle ipari termékek (TV, világítószámlapos órák, foszfát műtrágyák alkalmazása stb.) sugárzása átlagosan 0,5–1 mSv/év járulékos dózist okoznak – kimutatható káros hatás nélkül. A számítások szerint az atomerőművek globális hatása μSv nagyságrendű, ami az egyéb eredetű sugárzás mellett elenyésző.

A nukleáris üzemek foglalkozási ártalmainak megítélésére szintén a kollektív dózist használják, az így számított értékek szerepelnek a 15. táblázatban az uránércbányászatnál, illetve az erőműnél. Ugyan az erőművek üzemeltető személyzetének egyéni dózisa jóval a

megengedett érték alatt van (gyakran ki sem mutatható a háttérsugárzás mellett), de egyes műveleteknél (üzemanyag-átrakás, karbantartás, felülvizsgálat, hulladék-manipulációk) időszakos többlet γ -sugárzás előfordulhat a megengedett határértéken belül, ezek összegezése a kollektív dózis számításának alapja. (Csupán a nagyságrendek érzékeltetésére említjük, hogy az erősen becslésen alapuló évenkénti kollektív dózisok 1 GW-nyi erőmű-kapacitásra vetített adatai az uránércbányászatban 1–2 Sv, az atomerőműben 5–15 Sv, a szállításkor 30–300 mSv körüli értékek.)

Bár a kollektív dózisok számítása nagyon pesszimisztikus feltételezéseken alapul, és túlzott biztonságra törekszik, még az így számított értékek sem nyugtalanítóak a lakosság kockázatára a normál üzem esetében. Ezt érzékelteti a 23. táblázat, mely a számított éves kollektív dózisokat mutatja be egy 1 GW teljesítményű nyomottvizes atomerőmű 100 km-es körzetében, a normál üzemi emisszió átlagos értékeit feltételezve, és 100 fő/km²-es népsűrűséget figyelembe véve.

A táblázatban szereplő értékek 3 millió ember kollektív dózisát reprezentálják, ezekből mechanikusan 1–10 ezer évenként legfeljebb egy rosszindulatú daganat előfordulását lehet feltételezni. Mivel a fizikai dózis a távolsággal rohamosan csökken, feltételezik, hogy a 100 km-es övezeten kívüli területen a teljes kollektív dózis legalább egy nagyság-

23. táblázat

1 GW-OS NYOMOTTVIZES ATOMERŐMŰ 100 KM-ES ÖVEZETÉN BELÜL
SZÁMÍTOTT ÉVES KOLLEKTÍV DÓZISOK

Kibocsátott izotóp típusa	Sugárhatás jellege	Hatásmechanizmus	Kollektív dózis mSv/év
nemesgázok	külső	levegőből az egész testre	14
trícium	inkorporált inkorporált	T ₂ O gőz belélegezve ivóvízben, táplálékban	0,4 < 1–3
aeroszolok	inkorporált inkorporált	belélegezve talajra lerakódott, a táplálékláncon keresztül	< 2–10 < 1

jód	inkorporált	belélegzés és táplálékláncban felvéve, a pajzsmirigyben felhalmozódva	<20–30
szén 14-es izotóp	inkorporált	táplálékláncban	< 5–25

renddel kisebb, mint az övezeten belül. A külső sugárzást legnagyobbbrészt a nemesgázok okozzák, az immisszió a talajszinten maximálisan 10^{-2} Bq/m³ nagyságrendű, ami a megengedett értéknél négy nagyságrenddel kisebb. A szervezetbe inkorporált izotópok hatásával kapcsolatban megemlítendő, hogy azok nem egyidejűleg lépnek fel, a dózis lényegesen kisebb is lehet, mivel az – különösen az ivóvízen és a táplálékláncon keresztül érvényesülő hatásmechanizmusoknál – erősen függ a helyi körülményektől.

Hasonlóan mSv/év nagyságrendű a lakosság kollektív dózisa az uránbányák környezetébe kikerült radon külső sugárhatása, illetve belégzése következtében is. A szállításokból származó kollektív dózis is csupán 1–2 mSv/év, ezekkel kapcsolatban megemlíthető, hogy a közlekedési balesetek valószínűsége ugyan 10^{-6} – 10^{-7} /jármű-km, de a súlyosabb környezetszennyeződéssel járóké csak 10^{-13} /jármű-km.

Miután ma már kezd elfogadottá válni, hogy az atomerőművek normál üzeme veszélytelen, a viták az üzemzavarok hatása körül koncentrálnak. Ez ösztönözte az említett két nagyléptékű jelentés [18, 19] kidolgozását is, melyek a szakmai körök számára jól demonstrálták, hogy a kockázat nem nagy, de a laikusok felé ezt kevésbé tudták meggyőzően kifejtani. Az eredményeket ugyanis csak a valószínűségi szemlélet talaján lehet értel-

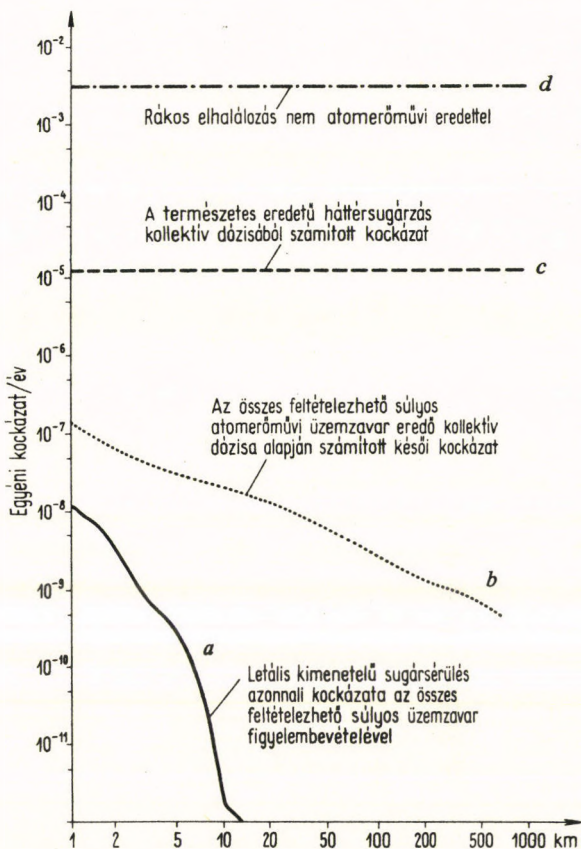
mezni, és a megközelítés módjából fakadón egyes alternatíváknál nagy számú letális balesetet is el lehet képzelni. Az az érv széleskörűen nem érthető, hogy ez csupán a feltételezhető lehetőségek felső korlátja, ami nem jelenti, hogy ilyen kihatás valóban be is következik. Azt az érvet pedig szubjektíve nehezen fogadják el, hogy ilyen tömeges kihatású üzemzavarok világviszonylatban is évtizedredek alatt egyszer fordulhatnak elő, ugyanakkor pl. a közlekedés egyetlen év alatt sokkal több áldozatot követel. Azzal kapcsolatban is hangzanak el fenntartások, hogy a kockázati jelentések csupán számításokon alapulnak és nem tényadatokon. Ez a gyakorlat azonban szükségszerűen el fog terjedni olyan esetekben, amikor még nem állnak rendelkezésre tényadatok, a kockázatok felső határának ilyen jellegű számítása alapján már történnek döntések is (pl. egy új gyógyszer forgalmazásának engedélyezése, egy új repülőgéptípus meghonosításának engedélyezése stb.).

Az üzemzavari analízisek megkülönböztetik az azonnali és a késői következményeket, az elsőt az emisszió időszakában kialakuló egyéni dózisok alapján, a másodikat a kibocsátott radioizotópok több évtizedes hatását tükröző kollektív dózisból számítják. Szinte természetes, hogy az így meghatározott késői elhalálozások száma nagy, hiszen a dózisokat nagy területen sok emberre és hosszú időre összege-

zik, de az ebből származó egyéni kockázat kicsi.

A nyugatnémet kockázati jelentés nyomán [19] a 2. ábrán a *b* görbe mutatja, hogyan alakul a kollektív dózis alapján számított késői egyéni kockázat. Ez annak valószínűségét jelenti, hogy az egyén olyan rákos megbetegedés (leukémia vagy rosszindulatú daganat) következtében hal meg, amit az üzemzavar okozta radioaktív környezetszennyezés váltott ki. Összehasonlításként szerepel az ábrán a nem atomerőművi eredetű rákos elhalálozás kockázata is (*d* görbe) és a természetes eredetű háttérsugárzás számított – minden valószínűség szerint ténylegesen nem létező – kockázata is (*c* görbe). Az utóbbit analóg módon a háttérsugárzásból származó kollektív dózis alapján határozták meg, az üzemzavar okozta kockázat ennél 2–4 nagyságrenddel kisebb az erőműtől mért távolságtól függően. Összehasonlításként megemlítjük, hogy Magyarországra a háttérsugárzás kollektív dózisa mintegy 15 kSv/év, a számítási mód ehhez 200 rákos megbetegedést rendel évente, ami a kockázati jelentésekben átfogott 30, illetve 50 éves időtartam alatt 6000, illetve 10 000 elhalálozásnak felelne meg.

Az akut sugárbaesetek vizsgálatánál az elemzések arra törekedtek, hogy az üzemzavar és a meteorológiai viszonyok legkedvezőtlenebb alakulásánál, továbbá a lakosság viszonylag nagy kitettségénél megbecsüljék az elkép-

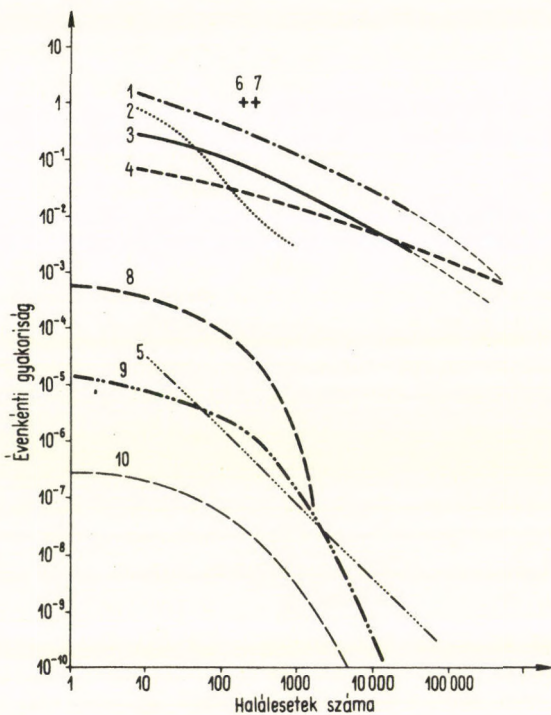


2. ábra. 1 GW-nyi atomerőművi teljesítményre vetített egyéni kockázat az erőműtől mért távolság függvényében azonnali és késői elhalálozásra

zelhető balesetek felső határát. Így elképzelhető viszonylag nagy számú emberéletet követelő katasztrofális kimenetelű reaktorbaleset is — rendkívül kis valószínűséggel. A kis valószínűség következtében azonban az egyes emberek egyéni kockázata rendkívül alacsony, amit a 2. ábra a görbéje jól érzékeltet. (Az ábra azt is szemlélteti, hogy az akut sugársérülés egyéni kockázata nagyságrendekkel kisebb, mint a késői hatás számított kockázata, ez indokolja, hogy az elemzéseknél gyakran csak az utóbbit veszik figyelembe.) A mortalitás valószínűsége nagyságrendekkel kisebb, mint az egyéb ipari kockázatoké, vagy a veszélyes természeti hatásoké (3., 4. ábra). A Rasmussen-jelentés [18] szerint az üzemzavarok okozta halálos balesetek egyéni kockázata az erőmű 40 km-es környezetében élőkre $2 \cdot 10^{-10}$ /év, az Egyesült Államok egész lakosságára pedig 100 atomerőmű esetében (ami egy nagyon ambiciózus atomerőmű építési programnak felel meg) $2 \cdot 10^{-11}$ /év. A legnagyobb kihatású atomerőművi üzemzavar valószínűsége 10^{-9} /reaktor \cdot év. A nyugatnémet kockázati jelentésben [19] alapul vett referenciarendszer (Biblis B) műszaki felépítése lényegesen eltér az amerikaitól (Peach Bottom 2), és a mértékadó népsűrűség is sokkal magasabb (1:2,5). A számításokat 19 telepelyen lévő 25 darab 1 GW-os atomreaktorra végezték, ami a század végéig tervezett létesítményeket is figyelembe veszi. A jelentés vitája

[20] azt támasztja alá, hogy feltételezésük a reaktormag olvadására és a containment sérülésére túlságosan pesszimista. Számításuk szerint a halálos baleset valószínűsége 10^{-6} /év, illetve $4 \cdot 10^{-7}$ /GW · év, az egyéni kockázat pedig $2 \cdot 10^{-8}$ /GW · év-nél kisebb, ami rohamosan csökken az erőműtől mért távolság függvényében (2. ábra). A számítási eredmény transzponálása a hazai viszonyokra, a népsűrűség és teljesítménysűrűség arányait figyelembe véve, a legalább egy halálos kimenetellel járó üzemzavarra $7 \cdot 10^{-7}$ /év valószínűségegre vezetne (az egynél több áldozattal járó üzemzavar valószínűsége ennél kisebb), vagyis kereken 10 millió évenként egy halálos balesetre — szemben az erőmű 3–4 évtizedes élettartamával. Ilyen transzponálás természetesen nem engedhető meg az erőmű teljesen eltérő műszaki rendszere, az eltérő településviszonyok és más körülmények miatt.

A 3. ábra amerikai adatok alapján [18] a természeti jelenségek okozta kockázatokat veti egybe az atomerőművi üzemzavarok számított azonnali hatásaival. Az 1–5. görbék az abszcisszán szereplő halálesetek számát meghaladó áldozatokat követelő események évenkénti gyakoriságát mutatja, a 6. és 7. pontok az évenként bekövetkező összes halálesetek számát. A 8. görbe a Rasmussen- [18], a 9. görbe a Birkhausen- [19] jelentés végeredménye, a 10. görbe az utóbbiból extrapolált érték. A 4. ábra azonos jelleggel különféle



3. ábra. Természeti jelenségek okozta kockázatok

1: a 2–5 görbék összege

2: tornádók

3: hurrikánok

4: földrengések

5: meteorok

6: villámcsapások

7: szélviharok

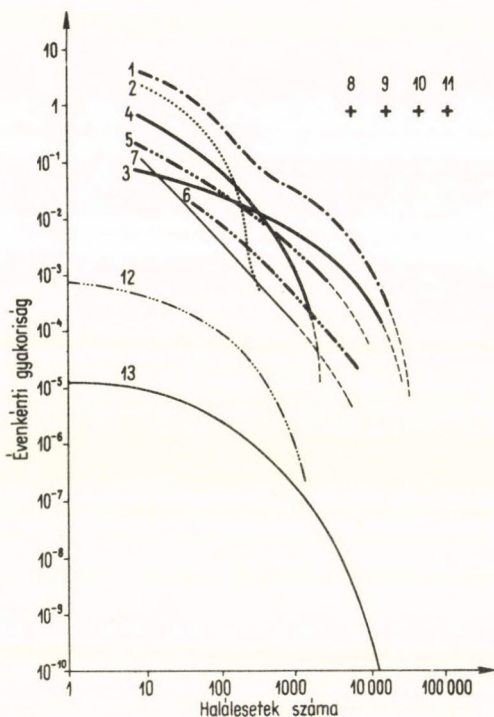
8: 100 atomerőmű üzemzavarainak számított azonnali hatása [18]

9: 25 atomerőmű üzemzavarainak számított azonnali hatása [19]

10: 1 GW-ra extrapolált értékek

emberi tevékenységekkel veti egybe a nukleáris kockázatot. Mindkét ábra jól érzékelteti, hogy az atomerőművek milyen kis kockázatot reprezentálnak.

A kockázati jelentések számos paramétere, köztük a sugársérülés mortalitása is valószínűségi változó. A valószínűségszámításon alapuló megközelítésből fakad, hogy a halálesetek száma az eredményekben paraméter, így egyre csökkenő valószínűséggel az áldozatok növekvő száma is elképzelhető. Ehhez azonban két megjegyzést kell fűzni. Az egyik ahhoz kapcsolódik, hogy a kockázatszámítások csupán a lehetséges halálesetek számára mutatnak rá, egyáltalán nem szükségszerű, hogy azok valóban be is következzenek. Korábban már utaltunk arra, hogy a nukleáris baleset nem pillanatszerűen következik be, a üzemzavar kezdete és a jelentős emisszió között tetemes idő telik el (sok óra, esetleg 1–2 nap), ezalatt mód van olyan preventív intézkedések megtételére, ami a lakosság veszélyeztetett részét megóvjá a súlyos következményektől. A második megjegyzés azzal függ össze, hogy a sok áldozattal járó katasztrófák nem az atomerőművek privilégiumai. A 3., 4. ábrákból látható, hogy nagyságrendekkel nagyobb valószínűséggel fordulnak elő olyan természeti jelenségek és még inkább az emberi tevékenységből származó olyan balesetek, melyek egy időben sok emberéletet oltanak ki. Az energetika szűkebb területéről is említhetők a bányasze-



4. ábra. Emberi tevékenységek okozta kockázatok

1: a 2–7 görbék eredője

2: repülőszerecsétlenség

3: gátszakadás

4: tüzesetek

5: robbanások

6: klórkibocsátás

7: repülőgép rázuhanása a földön tartózkodókra

8: tüzesetek

9: ipari balesetek

10: gépjárműforgalom okozta balesetek

11: összes balesetek

12: 100 atomerőmű üzemzavarainak számított azonnali hatása

13: 25 atomerőmű üzemzavarainak számított azonnali hatása

rencsétlenségek, a felhasználás vagy szállítás során bekövetkező gázrobbanások vagy a kőolaj-finomítók tüzesetei; a vegyipari létesítményeknél a robbanások vagy mérgező anyagok nagy mennyiségű emissziója stb. A több száz halálessel járó katasztrófák sem kivételesek, pl. óriás repülőgépek szerencsétlenségei vagy vízerőművek gátszakadásai következtében. Ezeket azonban a társadalom elfogadja előfordulásuk viszonylag kis gyakorisága miatt.

Az UNEP* széles körű adatgyűjtés alapján megbecsülte a nukleáris alternatíva sugárhatás okozta kockázatát a számítható kollektív dózis alapján [9]. Ennek eredményeit mutatja az USA-ra jellemző viszonyok között a 24. táblázat. Azonos számítási mód a hazai viszonyokra az üzemeltető személyzetre $0,154/\text{GW} \cdot \text{év}$ kockázatot eredményezne, a lakosságnál nem csak a hiányzó fázisok, hanem a kisebb terület és lélekszám is csökkentő hatású, így a kockázat jóval $0,1/\text{GW} \cdot \text{év}$ alatt van. Más források a lakosság veszélyeztetettségére jóval kisebb értéket vezetnek le, például a legjelentősebb tételre, az uránércbányászat hatására $0,02/\text{GW} \cdot \text{év}$ -et [9].

A sokirányú és kiterjedt vizsgálatok ellenére sem tudunk szabatos választ adni arra, hogy a villamosenergia-fejlesztés mekkora kockázatot okoz a lakosságnak, mert nem rendelke-

*United Nations Environmental Programme

24. táblázat

A KOLLEKTÍV DÓZIS ALAPJÁN
SZÁMÍTOTT KOCKÁZATOK [9]

Fázis	Számított kockázat/GW · év	
	Üzemeltető személyzet- nél	Lakosságnál
uránércbányászat	0,064	0,09
feltárás	0,036	0,017
UF ₆ -konverzió	0,0004	0,001
dúsítás	0,0004	~
fűtőelemgyártás	0,01	~
erőmű	0,09	0,013
kiégett fűtőelem tárolás	~	~
szállítás	~	~
hulladékkezelés	~	~
eredő	0,2	0,12

~ jelentéktelen

zünk bizonyítható összefüggésekkel a környezetszennyezés és a mortalitás vagy morbiditás között. A legskirányúbban a nukleáris alternatíva kockázatát elemezték, de ez csak számításokon alapul, mivel a lakosság körében bizonyíthatóan ilyen eredetű ártalom sehol sem fordult elő. E számítások szerint a lakossági kockázat kisebb, mint az üzemviteli

kockázat, és mivel az utóbbi az üzemi kockázatok rangsorában a legalacsonyabbak közé tartozik, a lakosság nukleáris veszélyeztetettsége a kockázati elemek között nagyon kis összetevőt képvisel. A fosszilis alternatíváknál több indikáció van a környezetszennyezés egészségkárosító hatására, de ennek számszerűsítése nagyon bizonytalan. A lakosság kockázatára végzett becslések széles intervallumban szórnak a megközelítés módjától függően, az alacsony értékek összemérhetőek az üzemi kockázattal, a magas értékek azt két nagyságrenddel haladják meg. Az ilyen szélsőséges becslések erősen túlzónak tűnnek, de az valószínűsíthető, hogy a fosszilis alternatívák jobban veszélyeztetik a lakosságot, mint a nukleáris villamosenergia-fejlesztés.

AZ EREDŐ KOCKÁZAT

Az utóbbi években több publikáció jelent meg az energetikai alternatívák eredő társadalmi kockázatának meghatározásáról [3, 4, 26, 28, 39–43]. Ezekben mechanikusan összegezik a különféle eredetű kockázatokat, de a számszerű eredmények erősen szórnak. Egyes közleményekben a lehetséges következmények mutatói két nagyságrendet átfogó intervallumban vannak megjelölve, és lényeges eltérések is előfordulnak az egyes vizsgálatok eredményei között. A mértékadó következmények jellegében sincs egységes felfogás, az elhalálozások száma, a kiesett munkaidő mennyisége, a súlyos kimenetelű megbetegedések vagy balesetek aránya egyaránt előfordul mint kritérium. Mindezekről függetlenül az alternatívák kockázatainak arányában a következtetések egybevágóak, a legkisebb társadalmi kockázattal a földgáz erőművi alternatíva jár, nem sokkal nagyobb a nukleáris változat veszélyessége, a kőolajbázisú villamosenergiafejlesztés már jóval kedvezőtlenebb, és a szénbázisú alternatíva kockázata többnyire nagyságrenddel haladja meg a nukleárisét. Csak egy elemzés foglalkozott a vízerőművi változattal, ennek kockázata a nukleáris és olajos alternatívák közé esett [39].

A hazai adatok elemzése arra utal, hogy a villamosenergia-ellátás nem jelentéktelen koc-

kázattal jár, de az nem haladja meg a társadalmi tűrőképességet. A bányászattól a fogyasztókig terjedő teljes technológiai lánc évente és GW-onként összességében néhányszor tíz halálos áldozatot, egy nagyságrenddel több marandó károsodást és további egy nagyságrenddel több átmeneti ártalmat követel meg.

Az üzemeltető személyzet kockázatában nincsenek nagy eltérések a publikációk között, az eltéréseket magyarázzák a technológiai és egyéb objektív körülményekben mutató különbségek. Az üzemeltetői kockázat nagyságát alapvetően az üzemi balesetek mértéke szabja meg, ezek mellett csak másodlagos szerepet játszanak a sokkal nehezebben megítélhető és kvantifikálható foglalkozási ártalmak. Így az üzemeltetői kockázatot lényegében a múltra vonatkozó tényadatok alapján lehet megállapítani, az ezt terhelő bizonytalanság nem nagy. Magyarországon 1 GW terhelés fedezése évente néhány halálos balesettel, közel 1000 balesettel és több mint 24 000 munkanap kiesésével jár együtt az üzemi személyzet szférájában, a tüzelőanyag kitermelésétől az erőműig terjedő folyamatban.

A nagy eltérések és a nagy szórások a lakosság veszélyeztetettségének megítélésénél jelentkeznek. A kockázatot jórészt vélelmezett ártalmak és betegségek okozzák, ezek mellett a balesetek szerepe jelentéktelen. A kockázat nagyságát nem tényadatok alapján állapítják meg, hanem különféle hipotézisekre

épülő számítások során. A hipotézis megválasztásától és a megközelítés módjától függően nagyon eltérő számítási eredményekre lehet jutni, ennek problémáit az előző fejezetben részletesen ismertettük. Az ilyen vizsgálatokat néha még az is terheli, hogy társadalmi elkötelezettség, előítéletek, érdekek, szakmai meggyőződés és hasonló szubjektív indítékok a vizsgálatot végzőket – nem tudatosan, de – részrehajló megközelítésre motiválják.

Az említett helyzetben az tűnik szabatos eljárásnak, ha külön vizsgáljuk az üzemeltetői és a lakossági kockázatot, és ezek mutatóit nem összegezzük. Ez a megközelítési mód a következő előnyökkel jár:

- nem összegezzünk mért értékeket feltételezettekkel;

- az egyik kockázati mutató bizonytalansága nem csökkenti a másik megbízhatóságát;

- lehetővé válik a valószínűségi szemlélet következetes alkalmazása, mert a megfigyelt értékek kiértékelése és a hipotézisek becslése más módszereket kíván;

- az eredményeket szabatosabban lehet értelmezni.

Az irodalomból kigyűjthető adatok alapján a kétféle kockázat külön-külön történő elemzése a villamosenergia-ellátási alternatívák veszélyességére gyakorlatilag ugyanolyan sorrendet eredményez, mint amit az előzőekben említettünk.

Úgy tűnik, hogy a tudomány jelenlegi helyzetében a villamosenergia-ellátási alternatívák veszélyességének relatív összehasonlítása már megoldható, annak ellenére, hogy az eredő társadalmi kockázatot még nem tudjuk elfogadható megbízhatósággal számszerűsíteni. A bemutatott kép érzékeltette, hogy a kockázatok meghatározása nemcsak műszaki probléma, hanem sok tudományág – fizikusok, vegyészek, meteorológusok, hidrológusok, biológusok, orvosok, statisztikusok stb. – alkotó együttműködését igényli. Sok még a megoldandó feladat, a nehézségek és korlátok jelentősek, ugyanakkor azonban az előrehaladás is számottevő. Az elmúlt egy-két évben már nemzetközi szakmai összejövetelek is foglalkoztak a témakörrel (Párizs, 1980. január; Nashville, 1981. június), az ezeken ütköző nézetek mind kevésbé divergálnak. Ugyan a várható következményekre még nem lehet szabatos választ adni, de a veszélyeztetettség nagyságrendjéről a kép már kirajzolódik, a veszélyforrások egymáshoz viszonyított sorrendjéről, a védekezés prioritásairól szintén konvergens szemlélet alakul ki. A kérdés társadalmi jelentősége a hazai kutatás érdeklődését is megérdemli.

IRODALOM

1. KLETZ, T. A.: Benefits and Risks: Their Assessment in Relation to Human Needs. IAEA Bull. 22. No 5/6. 2 (1980).
2. STARR, C.: Perspectives on Benefit-Risk Decision Making. Nat. Ac. of Eng. Washington (1972).
3. HAMILTON, L. D.: Comparative Risks from Different Energy Systems. IAEA Bull. 22. (5/6) 35 (1980).
4. INHABER, H.: Risk with Energy from Conventional and Nonconventional Sources. Science, 303. 718 (1979).
5. Központi Statisztikai Hivatal. Statisztikai Évkönyv, 1980. KSH, Budapest, 1981.
6. HURCH, G.: Safety in Coal Mining. Glückauf. 114. 65 (1978).
7. RAE, S.: Pneumoconiosis and Coal Dust Exposure. Brit. Med. Bull. 27. 52 (1971).
8. UNEP, ERS - 1 - 79: The Environmental Impacts of Production and Use of Energy Part I. Fossil Fuels. Nairobi, 1979.
9. UNEP, ERS - 2 - 79: The Environmental Impacts of Production and Use of Energy Part II. Nuclear Energy. Nairobi, 1979.
10. LERMAN, S. L.-DERLAY, E. F.: Particulates. Acad. Press. New York. 1975.
11. WILSON, W. E. et al.: Sulphates in the Atmosphere. EPA-600/7-77-021, Washington, 1977.
12. WILSON, R.-JONES, W. J.: Energy, Ecology and the Environment. Academic Press, New York, 1974.
13. HULL, A. P.: Comparing Effluent Releases from Nuclear and Fossil Fueled Power Plants. Nucl. News. 17. 51 (1974).
14. McBRIDE, J. P. et al.: Radiological Impact of airborne Effluents of Coal-fired and Nuclear Power Plants. Nucl. Safety 17. 497 (1978).
15. LEE, H. et al.: Potential Radioactive Pollutants resulting from Expanded Energy Programmes. USEPA 68-03-2375 (1975).
16. RCEP: Nuclear Power and the Environment. Royal

- Commission on Environmental Pollution, 6. Report. HMSO. London, 1976.
17. DUCHARME, A. R. et al.: Genetic Environmental Assessment on Transportation of Radioactive Materials Sandia Lab. New Mexico, 1978.
 18. RASMUSSEN, et al.: Reactor Safety Study. US. NRC, Washington, 1975, WASH-1400.
 19. Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke. TÜV Rheinland, Köln, 1979. Bundesminister für Forschung und Technologie.
 20. Gesellschaft für Reaktorsicherheit: Ergebnisse der deutschen Risikostudie. 3 GRS Fachkonferenz, München, GRS-34 (1981).
 21. WHO: Environmental Health Criteria, 8. Sulphur Oxides and Suspended Particulate Matter. WHO, Geneva, 1979.
 22. GLASS, N. R.: Environmental Effects of Increased Coal Utilization. EPA-600/7-78-108, Washington, 1978.
 23. FINCH, S. J.-MORRIS, S. G.: Consistency of Reported Effects of Air Pollution on Mortality. Advances in Environmental Science and Engineering. Vol. 2. p. 106., Gordon and Breach, London, 1979.
 24. MORRIS, S. C. et al.: An Assessment of National Consequences of Increased Coal Utilization, US. DE. TID-2945, Washington, 1979.
 25. MORGAN, M. G. et al.: A Probabilistic Methodology for Estimating Air Pollution Health Effects from Coal-Fired Power Plants. Energy Syst. Pol. 2. 287 (1978).
 26. LAVE, L. B.-FREEBURG, L. C.: Health Effects of Electricity Generation from Coal, Oil and Nuclear Fuel. Nucl. Safety, 14. 409 (1973)..
 27. WINKELSTEIN, W. et al.: The Relationship of Air Pollution. . ., Suspended Particulates. Arch. Envir. Health. 14. 162 (1967).
 28. INHABER, H.: Risk of Energy Production. Atomic Energy Control Board of Canada, AECB 1119/Rev-3. (1981) Ottawa.
 29. WHO: Environmental Health Criteria, 4. Oxides of Nitrogen. WHO, Geneva, 1977.
 30. WHO: Environmental Health Criteria, 7. Photochemical Oxidants WHO, Geneva, 1978.
 31. ICRP: Publ. No. 26. Pergamon Press, Oxford, 1977.

32. UNSCEAR: Sources and Effects of Ionising Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UN. New York, 1977.
33. BEIR Committee: The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionising Radiation. Nat. Acad. Sci. Washington, 1972.
34. BONKA, H. K. et al.: Umweltbelastung durch Radio-kohlenstoff aus kerntechnischen Anlagen. Reaktortagung. Berlin, 1974.
35. KNEALE, G. et al.: Late Biological Effects of Ionising Radiation. IAEA Symposium, Wien, 1978. III.
36. LEWIS, H. W. et al.: Report of Risks Assessment Reviews Group to U.S. Nuclear Reg. Com. NUREG/CR-400, Washington, 1978.
37. POCHIN, E. E.: Estimated Population Exposure from Nuclear Power Production and other Radiation Sources. OECD Rep., Paris, 1976.
38. AHMED, J. U.-DAW, H. T.: Cost-Benefit Analysis and Radiation Protection. IAEA Bull. 22 (5/6) 13 (1980).
39. GAUVENET, M. A.: Risques liés à la production d'électricité. Notes d'information de CEA 11. 3 (1981).
40. BORSCH, P.: Auswirkungen unterschiedlicher Energie-quellen auf die Gesundheit. Bericht über das Interna-tionale Symposium in Nashville. Atomwirtschaft Vol. 26. Nr. 11, 625 (1981).
41. MYERS, D. K. et al.: Carcinogenic potential of various energy sources. IAEA. SM-254/02, Nashville, 1981.
42. HABEGGER, L. J. et al.: Direct and indirect health and safety impacts of electric power generation options. IAEA SM 254/24, Nashville, 1981.
43. PASKIEVICI, W.: Review of comparative studies of health hazards associated with electric power generation. IAEA SM-250/80, Nashville, 1981.
44. BEDE G.-GÁCS I.: Erőművi levegőszennyezéssel kapcsola-tos vizsgálatok. BME Hőerőművi Tanszék tanulmányai (1974-1978).



