

**Madarász T. Kovács G.: A kármentesítés szerepe a vízkészletvédelemben (könyvfejezet) a Szűcs-Sallai-Zákányi-Madarász (szerk): Vízkészletvédelem című egyetemi tankönyvben, Miskolci Egyetem, 2009**

## **Három pillér –a kármentesítés során védendő értékeink**

*Madarász Tamás, Miskolci Egyetem Környezetgazdálkodási Intézet*

Szennyezett területek kármentesítésekor fontos tisztán látnunk, hogy melyek azok a társadalmi és természeti értékek, amiket egy szennyezés felszámolása során védeni kívánunk. A védelem eszközei és a méretezés módja eltérő lehet a különböző értékek esetekben. Tekintsük át, melyek azok az méretezési elvek, amelyre feltétlenül figyelniük kell szennyezett területek kármentesítésének méretezése során, nevezhetjük ezeket a szennyezés felszámolási szemléletünk három pillérének is.

### ***A kármentesítési célérték szerepe***

A kármentesítő beavatkozások egyik kulcskérdése a kármentesítési célérték meghatározása, azaz annak a kockázatos anyag koncentrációjának megadása, amely alá a kockázatos anyag koncentrációt a kármentesítés során csökkenteni kell, és amit a kármentő beavatkozás után is tartósan biztosítani kell. A célérték meghatározása csak részben szakmai vagy műszaki kérdés, általában egy összetett, sok irányból elvárással terhelt feladat. A gyakorlatban az érdekeltségi rendszerek ütközőpontja, ahol a környezet lehető leghatékonyabb megtisztításának és a kármentesítés költséghatékonyságának szempontrendszer ütközik, és ezek kompromisszumaként születik meg a beavatkozás célját megjelölő koncentráció érték. Ez az érdekelletét minden kármentesítési projekt döntéshozatalát terheli.

Új létesítmények, beruházások vizsgálatok a megelőzés elvének figyelembevételével célunk a felszín alatti közeg bármilyen szennyezésének kizárása és megakadályozása. A cél a meglévő „tisztá” állapot fenntartása. A múltból örökölt környezeti károk más megítélés alá esnek, és a megoldandó probléma lényegesen összetettebb. Ilyenkor minden esetben felmerül a „mennyire tiszta a tiszta?” kérdés: azaz mi az a kívánatos célkoncentráció, amelyre a szennyezett környezeti elemet tisztítani szükséges.

A hatályos hazai szabályozás - a 219/2004 (VII. 21.) Kormányrendelet – a kármentesítési célállapot meghatározásakor megköveteli (1) a humán egészség kockázat és (2) az ökológiai kockázatok elfogadható szinten tartását, valamint (3) a környezeti elemek károsodásának megakadályozását. A rendelet egyik fontos különbsége a korábbi, 33/2000. (III. 17.) kormányrendeletéhez képest az, hogy a környezeti elemek károsodásának megakadályozása, hangsúlyos elemként került be a célérték meghatározási szempontok közé. Enélkül a (D) érték meghatározásakor előfordulhatott, hogy a környezeti elemek védelme nem kapott kellő hangsúlyt és jellemzően csak humán kockázati szempontok alapján került meghatározásra a kármentesítési célérték, ami nem bizonyult elégségesnek. A három védelmi szempont együttes alkalmazása jelent garanciát a kármentő beavatkozás megfelelő minőségére :

- Humán hatásviselők védelme
- Ökoszisztémák védelme
- Környezeti elemek védelme

### ***Humán hatásviselők védelme***

A humán hatásviselők védelmét a kármentesítés méretezésekor a humán kockázatfelmérés eszközével biztosítjuk. A humán kockázatfelmérés a forrás – terjedési útvonal – hatásviselő elv (SPR koncepció) alapján számítja a kockázatokat. Az alapelv szerint a kockázat abban az esetben értelmezhető ha a szennyező forrásból kijutó *kockázatos anyag* valamilyen *terjedési útvonalon* konkrét

*receptorokhoz* jut el. Ha a három tényező közül bármelyik hiányzik a humán kockázat nem értelmezhető.

A humán kockázatelemzés módszertanilag négy jól elkülöníthető lépésre osztható: probléma azonosítás, expozíció vizsgálat, toxicitás vizsgálat és kockázat jellemzés. Az egyes részfeladatok jól meghatározott kérdésekre keresnek választ:

**Probléma azonosítás:** A szennyezőanyag kémiai összetételének megismerése, a szennyezés kiterjedésének előzetes becslése, a szennyezett környezeti elemek meghatározása, feltételezett terjedési útvonalak és hatásviselők azonosítása. A vizsgálat célkijelölése és a munkahipotézis (konceptuális modell) felállítása.

**Expozíció elemzés:** A környezetbe jutott szennyezőanyag térbeli és időbeli koncentráció-eloszlását határozza meg, és expozíciós modellek segítségével megadja a kiválasztott hatásviselők dózisterhelését. Elvégzendő emellett a hatásviselő csoportok részletes elemzése, szenzitív receptorok számbavétele is.

**Toxicológiai elemzés:** A feltárt szennyezőanyagról rendelkezésre álló toxicológiai információk begyűjtése, toxikus anyagok hatásmechanizmusának azonosítása, dózis-hatás kapcsolat megismerése és a jellemző toxicológiai paraméterek meghatározása.

**Kockázat jellemzés:** A megelőző két fázis eredményeinek integrálása és a becsült kockázat megadása. A kockázatelemzés eredményének értelmezése és a bizonytalanságok megadása.

A humán egészségügyi kockázatelemzés módszertanának és a kármentesítésben játszott szerepének kiterjedt irodalma van világszerte és mára már magyar nyelven is [NRC, 1989; Health Canada, 1993; USEPA, 2001; Dura et al., 2001; Szabó et al., 2001; Gondi et al., 2004; Madarász 2005]. A kockázatbecslő eljárásokban a vizsgált probléma (pl. felszín alatti szennyezés) koncepció modelljében meghatározott célegyed (hatásviselő) kitettségét és kockázatát számoljuk. Humán kockázatelemzés esetében a hatásviselő az ember, ökológiai kockázatelemzés esetében az ökoszisztéma egy vagy több kiválasztott szenzitív indikátora.

Fontos tisztán látni, hogy az eljárás során a környezeti közegben mért koncentráció elsősorban csak a szennyező kiszűrésére és humán expozíciók mértékének számítására szolgál. Ennek számos következménye van a tisztán humán kockázatokra méretezett beavatkozásokra. Adott esetben, ha a szennyezett terület felhagyott, – ami a megörökölt talajszennyezéseknél gyakran előfordul – és valós hatásviselő a területhasználat jellegéből nem azonosítható, a kockázat alapú gondolkodásmód értelmében a kockázat nem definiálható, vagy elenyészően kicsinek adódik, aminek eredményeként a jelentős környezetszennyezések is elfogadható kockázatúnak minősülnek. Ezt az anomáliát felismerve, a hibás gyakorlatot hatásosan küszöbölte ki a hatályos kormányrendelet és tisztázta a 2004-ben a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium által megjelentetett Kármentesítési útmutató 7. füzeté, hangsúlyozva további védelmi „pillérek” fontosságát.

### ***Az ökoszisztéma védelme***

Az ökoszisztéma védelmét szolgáló eljárást ökológiai vagy környezeti kockázatbecslésnek nevezzük. Míg a humán kockázatok értékelése nemzetközileg is elfogadott, egységesített elvek és módszerek keretei szerint történik, addig ez kevéssé igaz az ökológiai kockázatok módszertanára. Ha létezik is konszenzuson alapuló eljárás a vizsgálat bizonytalanságai jóval nagyobbak, mint a humán vizsgálatok esetében, pedig az utóbbi esetében is jelentős bizonytalanságok terhelik a számításainkat. Az első és legfontosabb dilemma az ökológiai kockázatok hatásviselőjének kiválasztása. Mely egyed, faj, fajok, folyamatok, egyensúly tekinthető a vizsgálat tárgyának? Mivel a környezeti kockázatbecslés nem régen kapott teret a szennyezett területek kármentesítésének eszköztárában még nem igazán tisztázott ez a kérdés. Az európai gyakorlat döntően abba az irányba halad, hogy az ökoszisztéma funkcionális életképessége felett öröködjön, pl. a talaj mikrobiológiai folyamatai biztosítsák a növényzet és a talajlakó élőlények életkörülményeit. Az amerikai gyakorlat hajlamosabb a tápláléklánc magasabb szintjén álló fajokat (madarak, emlősök) hatásviselőként megjelölni. (T. Walden, 2005)

A bizonytalanságok és a hatásviselők kérdése mellett nem elhanyagolható kérdés, hogy - ha az ökológiai kockázatok sikerül is számszerűsíteni - mit teszünk a kockázatelemzés megállapításaival, milyen módon avatkozhatunk be az ökológiai kockázatok kezelése céljából? Gyakran megállapítható,

hogy az évtizedes ipari tevékenység jelentősen megbolygatta a környezet természetes folyamatait és remediációra, kiigazításra van szükség, de mi legyen a beavatkozás célállapota? Helyes döntés az erőforrásokat arra fordítani, hogy olyan ökológiai rendszereket építsünk fel újra iparterületeken, ahol már az alapfeltételek sem adóttak? A kérdések egy része visszacseng a humán kockázatkezelés témaköréből, de jóval nagyobb bizonytalanságok vannak a válaszokban. Esetenként olyan vélemény is megfogalmazódik, ami helyteleníti a természetes rendszerek művi beavatkozással történő helyreállítását.

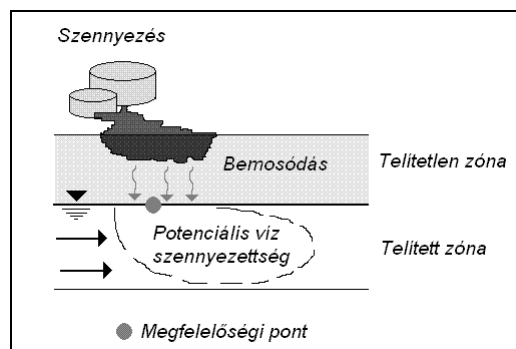
A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium 2004-es útmutatójában a környezeti kockázat jellemzésére az ERQ környezeti kockázati hányados használatát vezette be. Értékét a PEC (Predicted Environmental Concentration), azaz a környezetben előre jelezhető koncentráció és a PNEC (Predicted No Effect Concentration), azaz az ökoszisztémára károsan nem ható koncentráció hányadosaként adja meg.

### ***A környezeti elemek védelme***

Fentebb már kitértünk arra, hogy mennyiségi kockázatelemzés módszere nem alkalmas a környezeti elem közvetlen védelmére, mivel az eljárás a felszín alatti vizet nem védendő közegként kezeli, hanem csupán expozíciós útvonalnak tekinti. A humán kockázatelemzés tehát önmagában nem elégséges eszköz a megfelelő szintű védelemre, ezért más megfontolásokra is szükség van. Ennek leghatékonyabb eszköze, ha visszatérünk a hagyományos koncentráció alapú megfelelési pontok használatához. A megfelelően felvett megfelelési pontban teljesíteni kell a „B” szennyezettségi határérték kritériumát. A megfelelési pont helyét úgy kell kiválasztani, hogy azzal az alábbi két alapelv teljesülését garantálhassuk:

- a szennyeződés az állapotfelméréskor lehatárolt észlelt kiterjedéséhez képest sem horizontális, sem vertikális irányban nem terjedhet tovább az adott környezeti közegben;
- a szennyeződés más (eddig a szennyezéssel nem érintett) környezeti közegre nem terjedhet át.

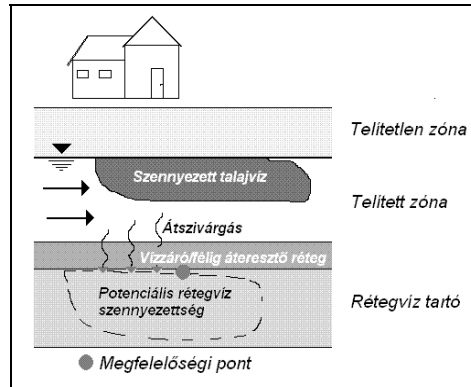
Ha a szennyezés pl. csak a telítetlen zónában mozog, a fenti alapelvek érvényesítése azt jelenti, hogy a kármentő beavatkozást úgy kell méretezni, hogy a szennyezés nem érheti el a talajvíz szintjét (1. ábra). Ha a szennyezés a feltáráskor a talajvízben oldott csóvaként mozog, akkor a forrásterület koncentrációját úgy kell meghatározni, hogy a csóva a feltáráskor állapotához képest nem növekedhet, és a szennyezéssel még nem érintett rétegvíz elszennyezését is meg kell akadályozni (2. ábra).



**1. ábra** Megfelelőségi pont helye csak talajszennyezés esetén (Gondi et al 2004)

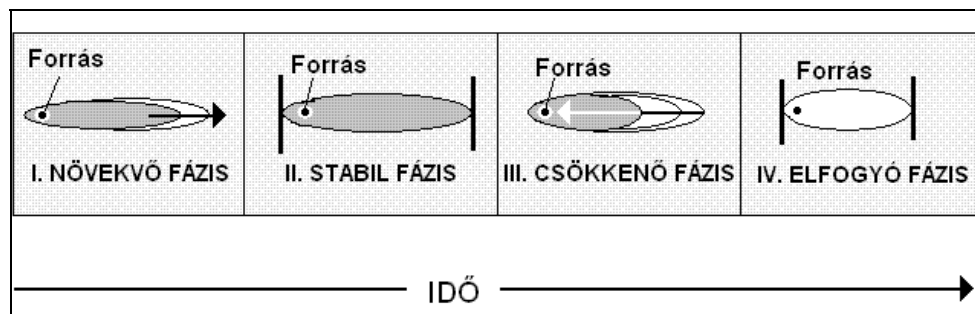
A hazai eljárás egy további eleme a horizontális kiterjedés megakadályozását célzó csóvadinamika vizsgálat (Gondi et al, 2004). amely azt is biztosítja, hogy a szennyezett felszín alatti víz az állapot felméréskori kiterjedési területénél-térfogatánál (a (B) szennyezettségi határértékkel lehatárolt térrészénél) nagyobb ne lehessen, ne terjedhessen tovább. A felszín alatti környezetbe került szennyezőanyagok egyszeri állapotfelmérésének eredménye azonban csak “pillanatfelvétel”. Az állapot felmérési vizsgálatok egyszeri vizsgálati eredményei alapján legtöbb esetben nem lehet eldönteni azt, hogy a feltárt szennyezett felszín alatti víz, azaz a felszín alatti vízben oldott

szennyezőanyag csóva terjedő (növekvő), stabil vagy pedig csökkenő stádiumban van-e. A szennyezett csóva dinamikája nagyon jelentős konzekvenciákat hordoz magában. A növekedési stádium vagy a stagnáló-csökkenő stádium más és más környezeti kockázatokat hordoz, ezért a szükséges intézkedések, és a szükséges anyagi ráfordítások szempontjából rendkívül nagy jelentőségű. A bizonyíthatóan stabil-csökkenő szennyezőanyag csóva esetében megfelelő és elegendő intézkedés lehet a rendszeres monitoring, míg a terjedő-növekvő stádiumban lévő szennyezőanyag csóva esetén az aktív műszaki beavatkozás szükséges (Gondi et al, 2004).



2. ábra A megfelelőségi pont talajvíz szennyezés esetében (Gondi et al. 2004)

A vizsgálatnak ebben a szakaszában fontos szerepet kapnak az áramlási és transzport modellek és a monitoring hálózatok adatbázisai. Rendszeres monitoring eredmények hiányában a szennyezőanyag csóva múltbeli viselkedése, ezáltal pedig a jövőben várható terjedése sem becsülhető pontosan. Monitoring vizsgálatok nélkül nem lehet pontosan tudni, hogy a feltárt szennyezettség az “életciklusának” melyik fázisában jár, milyen hígulási-lebomlási folyamatok jellemzőek a vizsgált területre. Az oldott szennyezőanyag csóvák természetes “életciklusuk” során több fázissal jellemezhetők (3. ábra).

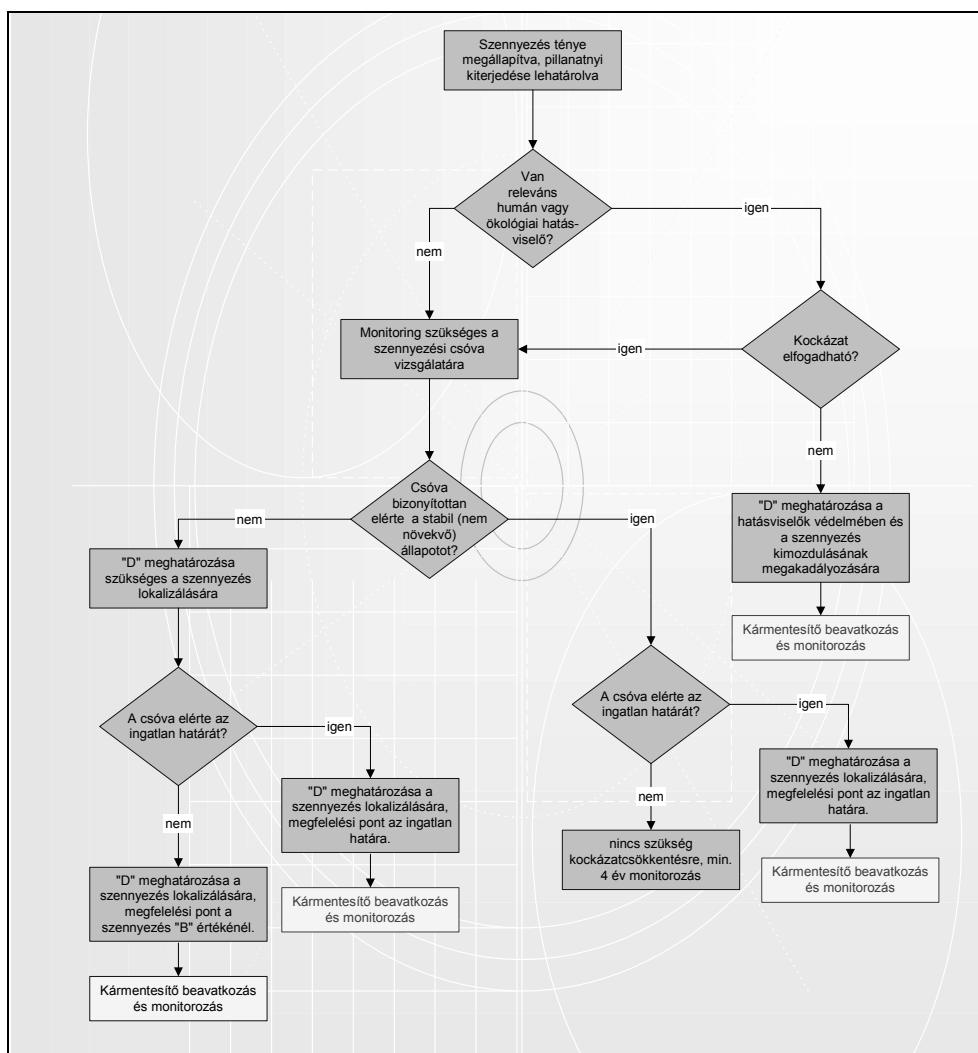


3. ábra Szennyezőanyag csóvák életciklusa (Newell és Connor, 1998)

A növekvő csóva olyan jelenség, amelyben a szennyezettség határán (a felszín alatti víz áramlási irányában a forrásterületnél kisebb felszín alatti víz potenciálon lévő ponton), vagy egy csóván belüli ponton az idővel növekszik a kérdéses szennyezőanyag koncentrációja. Ez azt jelenti, hogy a természetes koncentrációcsökkenési folyamatok révén kisebb mennyiségű szennyezőanyag “fogy el”, bomlik le, mint amekkora anyagmennyiség (tömeg) a forrásterületen belép a felszín alatti víztérbe. A szennyezőanyag abszolút mennyisége azonban csak az olyan destruktív koncentrációcsökkentő folyamatok hatására csökken, mint a biodegradáció. A nem destruktív folyamatok (pl. hígulás, diszperzió) csak a koncentrációt csökkentik, a szennyezőanyag abszolút mennyisége hatásukra nem csökken, azaz az ugyanakkora tömeg csak egyre nagyobb térfogatban lesz jelen. Stabil – “steady-state” állapotú – csóva akkor áll elő, ha a víztérbe belépő szennyezőanyag mennyisége megegyezik a

lebomlott anyagmennyiséggel, míg növekvő csóva esetén a biodegradációból adódó koncentrációcsökkenés mértéke kisebb, mint a belépő anyagmennyiség. Természetesen folyamatos utánpótlódás mellett, a csökkenő és az elfogyó fázis olyan vegyi anyagokra (pl. klorid) nem értelmezhető, amelyek degradációra (biodegradáció, radioaktív bomlás, vagy kémiai bomlás) nem hajlamosak. (Gondi et al 2004)

A tárgyalt alapelv szempontjából – mely szerint egy szennyezettség az állapotfelméréskori kiterjedési területénél nagyobb nem lehet – a növekvő fázisban lévő szennyezettségek kritikusak. A fentiek miatt az olyan szennyezett területeken, ahol a kockázatfelmérés készítésének időpontjában a csóváról nem áll rendelkezésre monitoring idősor, a kockázatfelmérés folyamatába egy megfelelő hosszúságú és gyakoriságú monitoring vizsgálat beiktatása szükséges. Ennek a monitoring vizsgálatnak a célja egyértelműen az, hogy a szennyezőanyag csóva stabilitása, életciklus-helyzete és a koncentrációcsökkentő folyamatok mértéke pontosan megadható legyen. A csóva stabilitásának meghatározásához – vagy legalábbis egy, a talajvíz áramlási irányában lévő ponton kialakult trend becsléséhez – olyan egységesített statisztikai eljárások használatára van szükség, (pl. lineáris regresszió vagy Mann-Kendall statisztika), amelyekkel trendanalízis készíthető.



4. ábra A javasolt magyar eljárás vázlatja

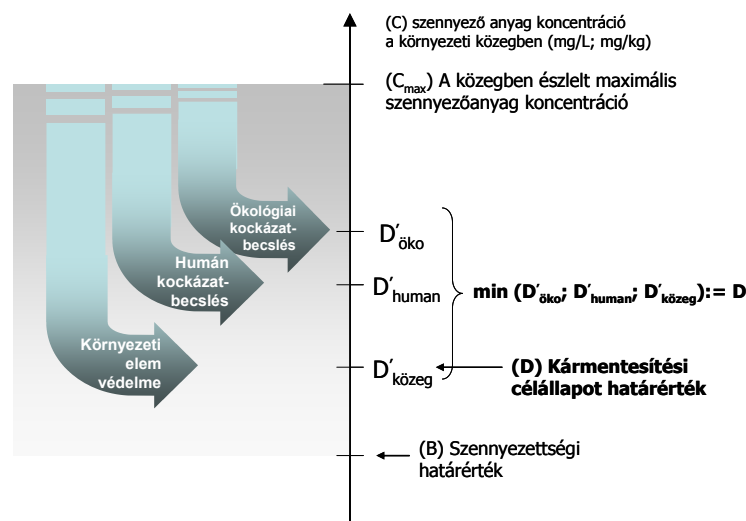
A javasolt, egy éves monitoring vizsgálat miatt, a hatásviselők kijelölése érdekében a (B) értékkel lehatárolt szennyezett területén kívül elegendő azon térrész vizsgálata, melyet a (B) izokoncentrációs vonaltól a felszín alatti víz egy éves terjedéséhez tartozó távolság (későbbiekben “(B)+1 év”) jelöl ki. Vizsgálandó komponensek a legnagyobb mobilitással rendelkező és/vagy a legnagyobb egészségkockázatot és daganatkockázatot okozó kockázatos anyagok. Ha a “(B)+1 év”

kritérium által kijelölt területen veszik föl a “vizes” hatásviselőket, akkor konzervatívan járnak el, hiszen a szennyezőanyagok által egy év alatt megtett út – éppen a koncentrációcsökkentő folyamatok miatt – biztosan rövidebb a felszín alatti víz által megtett útnál.

Olyan szennyezett területen (a “(B) +1 év” által kijelölt területen), ahol releváns ökológiai és humán hatásviselők nincsenek, vagy a kockázatelemzés során ilyen hatásviselőkre nézve az elfogadhatónál nagyobb mértékű kockázatok kialakulása nem valószínű, a kockázatelemzést monitoring vizsgálattal kell folytatni a csóvadinamika tisztázása érdekében (8.16 ábra). Ha a monitoring eredmények alapján végzett trendanalízis igazolja a szennyezettség továbbterjedését (növekvő vagy valószínűleg növekvő státuszú csóva), a szennyező forrásra olyan (D) értéket kell képezni, amely megakadályozza a további jövőbeli növekedést. Ilyenkor az eredeti (B) értékkel lehatárolt terület peremén kell fölvenni egy megfelelőségi pontot, és ebből a pontból visszafelé számolva – a forrás és a megfelelőségi pont közötti távolságot jellemző horizontális irányú koncentrációcsökkenést leíró mennyiség figyelembe vételével – kell a (D) értéket képezni. Ilyenkor a megfelelőségi pontban a (B) értéket kell elérendő koncentrációnak tekinteni. Amikor a vizsgált területen lévő hatásviselőre nézve a tolerálhatónál nagyobb kockázatok számíthatók, a mentesítést meg kell kezdeni a számított (D) értékre (4. ábra). Ebben az esetben olyan (D) értéket kell meghatározni, amely nem csak a hatásviselő védelmét szolgálja, hanem a szennyezettség továbbterjedését is megakadályozza (Gondi et al, 2004).

## Összefoglalás

A három védelmi szempont (a humán egészség védelme, az ökológiai rendszerek védelme, a környezeti elemek védelme) érvényesítése a fent részletezett elemzések együttes elkészítésével érvényesíthető, aminek eredményeként a vizsgálatok egymástól „függetlenül” állapítanak meg eltérő célértékeket. A 5. ábra a vizsgálatok eredményeként megkapott *célérték javaslatok (D')* egy lehetséges viszonyát mutatja be.



5. ábra A (D) kármentesítési célállapot határérték megadásának elve: a vizsgálati módszerek eredményeinek összegzése

A kockázatelemzést végző/koordináló szakember feladata a három szempont által meghatározott célérték összevetése és érvényesítése egy javasolt (D) kármentesítési célállapot határértékben. A hatóság felé javasolt (D) érték - kézenfekvő módon - a három érték ( $D'_{\text{öko}}$ ;  $D'_{\text{humán}}$ ;  $D'_{\text{közeg}}$ ) minimuma lehet, ami mindhárom elemzés által megfogalmazott védelmi kritériumot teljesíti. A gyakorlatban az érték megadása nem egyszerűen a legkisebb érték megjelöléseként történik, hiszen nem szabad elfeledkeznünk további kritériumokról, úgy mint finanszírozhatóság és műszaki megvalósíthatóság, amelyek esetenként jelentősen befolyásolják a kitűzött célérték megvalósíthatóságát. A döntés jó

esetben az érdekelt felek és a hatóság bevonásával a kármentesítési technológia ismeretében történik meg, nem ritkán vállalható kompromisszumok mellett.

### ***Felhasznált irodalom***

- Dura, Gy. et al., (2001): Kármentesítési kézikönyv 3: Szennyezett területek részletes mennyiségi kockázatelemzése, Elméleti és módszertani alapok; Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest
- Gondi, F. – Halmóczy, Sz. – Dankó, Gy. – Dura, Gy. – Ligeti, Zs. – Szabó, I. (2004): Kármentesítési útmutató 7.: A mennyiségi kockázatelemzés módszertana (szerk. Németh, T.), Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
- Health Canada (1993): Human Health Risk Assessment of Chemicals from Contaminated Sites, Volume 1 and 2.: Risk Assessment Guidance Manual; Ottawa, ON.
- Madarász T. (2005): A kockázatelemzés alkalmazásának kritériumrendszere a szennyezett területek kármentesítése során, PhD Dolgozat, Miskolci Egyetem 2005
- National Research Council (1983): Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process, National Academy Press, Washington, D.C.
- Newell C. J. and Conroy, J. A( 1998): Characteristics of dissolved Petroleum Hydrocarbon Plumes, American Petroleum Institute, Soil and Groundwater Technical Task Force, vers. 1.1 1998
- USEPA, (2001): Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III. Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment, Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC
- Terry Walden Ecotoxicological Risk Assessment – the American way, Report of the NICOLE Workshop on State of the art of Ecological Risk Assessment June 2005, Stockholm, edited by Paul Bardos, NICOLE information manager, 2005 [5]