

Kováts Nóra — Paulovits Gábor

**Ökológiai kockázatelemzés és –becslés,
mint vizes élőhelyek kezelését megalapozó
metodológia**

4. szám

Budapest, 2001. december

ISBN 963 503 269 2

ISSN 1587-6586

A Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem
Környezettudományi Intézetének tanulmányai

Sorozatszerkesztő:

Kerekes Sándor
és
Kiss Károly

A tanulmány a Magyar Tudományos Akadémia
Magyarország az ezredfordulón c.
stratégiai kutatásainak keretében és
a Környezetvédelmi Minisztérium
anyagi támogatásával készült

Felelős kiadó: Kerekes Sándor igazgató
Olvasószerkesztő: Pósvai Adrienne
Műszaki szerkesztő: Mészöly László
Fedélterv: Éles Andrea
Készült az Aula Kiadó Kft. nyomdájában

Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem
Környezettudományi Intézet
Környezetgazdaságtani és technológiai tanszék
Cím: 1093 Budapest, Fővám tér 8.
Postacím: 1828 Budapest 5. Pf. 489.
Tel./fax: 217-95-88
Internet: <http://korny10.bke.hu>

Tartalom

1. BEVEZETÉS	7
2. MIÉRT A VIZES ÉLŐHELYEK?	11
2.1 A vizes élőhelyek helyzete	11
2.2 A vizes élőhelyek funkciói	15
2.3 A funkciók felmérése	16
2.4. A vizes élőhelyek értéke	17
2.5 A funkciók sérülése	18
2.6 A vizes élőhelyek leltárba vétele	20
2.7 A vizes élőhelyek fenntartására szolgáló kezelési stratégiák	20
3. A KOCKÁZATBECSLÉS ELEMELI	29
3.1 A veszély azonosítása	29
3.2 Végpontok kijelölése	33
3.3 Stresszor-válasz kapcsolatok	34
3.4 Az expozíció becslése	37
3.5 A kockázat jellemzése	37
4. PREDIKTÍV ÉS RETROSPEKTÍV KOCKÁZATELEMZÉS	37
4.1 Prediktív megközelítés	39
4.2 Retrospektív megközelítés	40
5. AZ EPA KOCKÁZATBECSLÉSI SÉMÁJA	42
5.1 Problémafelvetés	43
5.2 Analízis	44
5.3 A kockázat jellemzése	46
5.4 Alkalmazás	48
6. A PÉCSELYI-MEDENCE VIZES ÉLŐHELYEIRE VÉGZETT ÖKOLÓGIAI KOCKÁZATELEMZÉS ÉS - BECSLÉS	48
6.1 Problémafelvetés	52
6.2 Analízis	58
6.3 A kockázat jellemzése	60
7. AZ EZÜSTKÁRÁSZ ÖKOLÓGIAI KOCKÁZATÁNAK ELEMZÉSE A KIS-BALATONBAN ÉS A BALATONBAN	60
7.1 A veszély azonosítása	62
7.2 Stresszor-válasz analízis	63
7.3 Az expozíció becslése	63
7.4 A kockázat jellemzése	64
8. ÖSSZEFOGLALÁS	65
IRODALOM	70
A SZERZŐK	72
A SOROZAT	73

1. Bevezetés

Az egyik legfontosabb természeti erőforrásunk a biológiai sokféleség. Az élőhelyek, ökológiai értékek megóvása nem biztosítható csupán a védett természeti területek kijelölésével – megmaradt természetes és természetközeli élőhelyeink védelme nemzeti érdek és felelősségteljes közfeladat.

A természetvédelem nem passzív tevékenység, az egyszerű állagmegóvásnál lényegesen többet kell tenni. Gyakran olyan beavatkozásokra van szükség, amelyek az élőhelyek állapotának javítását célozzák meg – ezek rekonstrukciós vagy rehabilitációs intézkedések. Minden ilyen beavatkozás természetesen idő- és költségráfordítással jár, éppen ezért gyakran maga a magvalósított kezelés kompromisszum a szükségszerűség és a rendelkezésre álló források között.

Meg vagyunk arról győződve, hogy egy ilyesfajta rehabilitációs, rekonstrukciós munka akkor jó és akkor sikeres, ha jól átgondolt logikai koncepciót követ, az állapotfelméréstől az elvégezni kívánt beavatkozások későbbi hatásának figyelembevételéig. Egy kellőképpen megalapozott kezelési terv nem csupán laza elemek halmaza, hanem egy olyan algoritmus, amelyben a lépések logikusan követik egymást és lehetőség van visszacsatolásokra is.

A logikus alapokon nyugvó, rugalmas kezelési terv elkészítése a tényleges rekonstrukció-rehabilitáció előtt azért is fontos, mert az élőhelyek, különösképpen a vizes élőhelyek bonyolult, összetett rendszerek, ahol a tényleges, tartós állapotjavuláshoz nem elegendő a rendszer egy-két komponensét megváltoztatni, hanem a rendszer meghatározó elemeit együttesen kell figyelembe venni. Ezt azért is szükséges leszögezni, mert a hazai gyakorlatban több olyan vizes élőhely rehabilitációval is lehet találkozni, amelyek ennek a fajta rendszerszemléletnek híján vannak.

A vizes élőhelyek nemcsak bonyolult, hanem nagyon sérülékeny rendszerek. Előfordulásuk, területek szerte a világon drasztikusan megfogyatkozott, ez alól Magyarország sem kivétel. Maradék vizes élőhelyeink fennmaradását, állapotát is igen sok tényező veszélyezteti. Ezek közül számos olyan van, amelyik valamilyen emberi tevékenység szükségszerű velejárója, éppen ezért a valóságban nincs értelme olyan maximalista kezelési javaslatot készíteni, amelyik az antropogén behatások teljes kizárására törekszik.

Itt is kompromisszumot kell kötnünk. Élőhelyeinket nem tudjuk teljesen megóvni az emberi behatásoktól, sokkal inkább a távlatos, fenntartható gazdálkodás szemléletének kell érvényesülnie. De meddig mehetünk el? Mi az a terhelés, ami még éppen megengedhető? És

hogyan lehet a megengedhető terhelés mértékét beépíteni egy kezelési javaslatba? Egyáltalán, melyek azok a külső, káros tényezők, amelyeket ki tudunk küszöbölni vagy esetleg csökkenteni őket és melyek azok, amelyek megszüntetése, mitigálása – ilyen-olyan okokból kifolyólag – eleve reménytelen?

Ezekre és ehhez hasonló kérdésekre kerestük a választ ebben a tanulmányban. Amit leírtunk és körbejártunk, még nem kezelési terv, hiszen az egyedi és testreszabott. Olyan algoritmust és metodológiát kívántunk közreadni, amely alkalmas arra, hogy rá kezelési tervek épüljenek. Bevezetésül meg kell különböztetni a környezeti kockázatbecslés és az ökológiai kockázatbecslés fogalmát. A **környezeti kockázatbecslés** azzal a kockázattal foglalkozik, amely "a levegőben, vízben, talajban vagy a táplálékláncban keletkezik, ill. ezeken keresztül eljut az emberhez" (Whyte és Burton, 1980). Nemcsak antropogén eredetű környezeti hatásokat értünk ezen, hanem természeti katasztrófák (földrengés, vulkánkitörés, stb.) emberi környezetre gyakorolt hatását is.

Az **ökológiai kockázatelemzés és -becslés** a környezeti kockázati tényezők (kémiai, fizikai vagy biológiai) által a nem humán biótára gyakorolt káros hatások (kockázati tényezők) valószínűségének és nagyságrendjének (kockázat) meghatározása. A kockázat beazonosításának és mennyiségi meghatározásának a folyamata, valamint annak meghatározása, ezek a kockázatok milyen mértékben fogadhatók el (Suter, 1993). Az EPA definíciója szerint az "ökológiai kockázatbecslés annak a valószínűségét méri fel, hogy egy vagy több stresszor expozíció révén káros ökológiai hatást (hatásokat) okoz" (USEPA, 1998).

Ezt a fajta kockázatbecslést elsősorban olyan esetekben alkalmazzák, amikor a káros hatások valamilyen antropogén tényező következtében mutatkoznak, ill. valószínűsíthetők. Maga a módszer ugyanakkor alkalmas természeti eredetű stresszorok hatásának becslésére is.

Az ökológiai kockázatbecslés olyan tudományos módszer, gyakorlat, amely (jó esetben) megalapozza a környezeti döntéshozatalt és segíti a döntéshozók munkáját, mivel:

- Iteratív folyamat révén a kockázatbecslés során mindig lehetőség van az új információk figyelembevételére, amely azután a környezeti döntéshozatal során is megjelenik.
- A kockázatbecslés eredménye a stresszor(ok) és a kiváltott hatás(ok) mennyiségi összekapcsolása. Gyakorlatilag a döntéshozó olyan számszerű értéket kap, amelynek segítségével össze tud egymással különböző alternatívákat vetni vagy pedig meg tudja mondani, milyen mértékben kell az adott stresszor szintjét csökkenteni, hogy a kockázat elfogadható legyen.

- A kockázatbecslés alapján lehetőség van az egyes kockázatok összehasonlítására, rangsorolására, valamint a prioritások megállapítására. Az eredmények azután felhasználhatók a költség-haszon, ill. költség-hatékonyság elemzésekben amelyek az alternatív kezelési döntések hatásainak további interpretációját jelentik.

A környezetpolitikai-környezetgazdaságtani megfontolások nemcsak a kockázatbecslést követő kockázatkezelési fázisban érvényesülnek, hanem már annak kezdetekor is megjelennek. Kockázatbecslést ugyanis a környezet valamely szempontból prioritást élvező elemére végzünk.

Bár az ökológiai kockázatbecslés jelentős segítséget nyújt a kockázatmenedzserek számára, a környezeti döntéshozatalnak nem az egyetlen eszköze. A döntéshozóknak a kockázatbecslés eredményén kívül számos más egyéb tényezőt kell figyelembe venniük, amelyek között előkelő helyen vannak a gazdasági, pénzügyi korlátok, így elképzelhető, hogy a kockázat csökkentése a kívánt szintre éppen anyagi korlátok miatt nem lehetséges.

Ahhoz, hogy a kockázatbecslés valóban megfelelő döntéshozatalt megalapozó eszköz legyen, a következő hat kritériumnak kell megfelelnie (Covello és Mekhofer, 1993): (1) logikai megalapozottság, (2) teljesség, (3) pontosság, (4) elfogadhatóság, (5) gyakorlatiasság és (6) hatékonyság.

A logikai megalapozottság azt jelenti, hogy maga a kockázatbecslés mennyire felel meg az adott tudományterület(ek) elméleti feltevéseinek. A teljesség arra vonatkozik, hogy a kockázatbecslés során mennyire vesszük figyelembe az egyes alternatívákat. A pontosság annak a mértéke, hogy mennyire pontosan tárjuk fel a bizonytalanságokat, ezek forrásait, ill. hatásait. Az elfogadhatóság a döntéshozókra vonatkozik: mennyire értik meg ill. fogadják el a kockázatbecslés végeredményét. A gyakorlati alkalmazhatóság elsősorban a források limitált hozzáférhetősége miatt fontos: a kockázatbecslést a megszabott időhatárok és rendelkezésre álló források keretében kell elvégezni. Végül pedig a hatékonyság annak a mértéke, hogy a kockázatbecslés mennyire járul hozzá a kockázat csökkentéséhez.

A pontosság és az elfogadhatóság néha egymással ütköző szempontnak bizonyulhat. A kockázatbecslés során igenis fellépnek bizonytalanságok, hiszen az élő rendszerek, amelyeket vizsgálunk, nagyon összetettek és ráadásul korántsem tudunk róluk annyit, amelynek alapján kizárólagos pontossággal megjósolhatnánk a viselkedésüket. A becslést végző szakember, aki tudományos alapossággal jár el, tisztában van a lehetőségekkel és korlátokkal, a becslés során fellépő bizonytalanságokat is jelzi. Ugyanakkor éppen ezek a bizonytalanságok csökkenthetik

a kockázatbecslés értékét a döntéshozó szemében, aki esetleg a felvetett problémára explicit választ vár.

A kockázatbecslés elfogadhatósága gyakran a kockázatbecslést végző személyétől függ, az eljárás során ugyanis többször is szerepet kap a tapasztalaton alapuló döntés (expert judgement).

Az ökológiai kockázatbecslés meglehetősen új tudományterület, ennek minden előnyével és hátrányával. A gyakorlatban elsősorban vegyi anyagok kockázatbecslését jelenti, hiszen évente több száz új kemikáliát hoznak forgalomba, toxikus anyagokat kibocsátó hulladéklerakók ezreit lokalizálják és a sort még lehetne folytatni. Eredetileg az ökotoxikológiából alakult ki és ma is igen nagy részben támaszkodik ökotoxikológiai módszerekre. Ez azonban nem jelent kizárólagosságot. Az ökológiai kockázatbecslés olyan metodológia, amely lehetőséget biztosít arra, hogy gyakorlatilag bármilyen környezetterhelő faktor hatását minősítsük a hatást elviselő élő rendszerre, méghozzá a biológiai organizáció különböző szintjein – az egyedek, populációk, egész ökoszisztémák szintjén.

Ez utóbbi egyre inkább előtérbe kerül, hiszen az ökoszisztémák védelme, fenntartása nemcsak tudományos-természetvédelmi, hanem az esetek nagy részében politikai-döntéshozatali kérdés is.

Az ökológiai kockázatbecslés különböző típusú problémák analizálására is használható: a legtöbb esetben arra alkalmazzák, hogy valamilyen vegyi anyag, ill. biológiai termék (pl. genetikailag módosított organizmus) kockázatát még a piacra dobás előtt elemezzék. Használható ugyanakkor exóta fajok, balesetek, de akár egy hallépcső lehetséges ökológiai hatásainak elemzésére is.

A kockázat kezelése széles skálán mozoghat. Legkedvezőbb esetben a stresszort már a forrásnál sikerül kiküszöbölni - ha például egy kemikáliáról még a piacra kerülés előtt kiderül, hogy az elviselhetőnél nagyobb környezetterhelést okoz, úgy forgalomba hozatalát nem is engedélyezik. Ugyancsak kockázatkezelési lehetőség a már meglévő stresszor szintjének valamilyen elfogadható szintre csökkentése. Végül az is elképzelhető, hogy a stresszort sem kiküszöbölni sem csökkenteni nem lehet, ebben az esetben a hatását kell valamilyen módon mérsékelni. Ez történhet azért, mert nem állnak rendelkezésre az ehhez szükséges műszaki, anyagi, jogi stb. eszközök, de akkor is ezzel a helyzettel találkozunk, amikor egy rendszert valamikor a múltban ért egy stresszor és ma már csak az ökoszisztéma rehabilitációja maradt az egyetlen megoldás.

Az ökológiai kockázatelemzés számos alkalmazási lehetőségéből jelen tanulmány azt kívánja illusztrálni, hogy ez a módszer hogyan alkalmazható mint a vizes élőhelyek védelmét és kezelését megalapozó algoritmus – hogy miért éppen a vizes élőhelyekét, arra a következő fejezet adja meg a választ.

2. Miért a vizes élőhelyek?

2.1 A vizes élőhelyek helyzete

Ezen élőhelyeknek a megítélése sokat változott az emberiség története során. A történelem előtti kultúrák nagy része folyók mentén vagy tavak partján alakult ki, elsősorban a vizek nyújtotta bőséges táplálék miatt. Emellett bizonyára az a védelem is jelentős szerepet játszott választásukban, amelyeket ezek mellett a vizek mellett élveztek.

Magyarország történelme során is számos olyan nép, népcsoportról tudunk, amely dokumentálhatóan valamely víz, vízfolyás mellett telepedett le. A római-kori Alsó-Pannónia tartomány központja, a hajdani Gorsium – amely a mai Székesfehérvártól 15 kilométerre helyezkedett el – a Sárvíz-folyó mellé épült, amely a város vízi útja és őrzője is volt.

1100 évvel ezelőtt honfoglaló őseinket olyan ország fogadta, melyet természetes falak védtek körös-körül, s belül pedig vizes, tocsogós, helyenként ingoványos síkságot találtak, melyet sokszor tört meg kacskaringós folyók, holtágak, nádasokban gazdag sekély tavak, az ún. fertők partvonala.

Honfoglaló eleink jó érzéssel választották ki a Sárvíz-folyó kanyarulatában fekvő szigeteknek egyikét, melyen a legenda szerint fehér kövekből építettek sáncot, s alapították meg Fehérvárt. A mocsár megvédte a várost és élelemmel látta el az itt megtelepedőket.

A Bodroghöz hajdani lápvidéken élő emberek, legalábbis néhány falu lakossága is a vizek segítségével menekült meg a tatárok dúlása elől. Akik bemenekültek a lápba (pontosabban a lápon levő kis szigetekre), abban is biztosak lehettek, hogy élelmet is találnak. Fogyasztották a harmatkása termését, a gyékény lisztes belsejét (a kotorcát), de volt, ahol még a káka belsejéből is kását készítettek.

Hazánkban a vizes területek lecsapolása dokumentálhatóan a szerzetesrendek betelepülésével kezdődött. Ezek elsősorban a bencés, cisztercita és premontrei szerzetesrendek voltak. Érdújhelyi Menyhért így ír erről: "... a rendtagok egy része a rengeteg erdőket vágta, égette, irtotta és így változtatta át azokat szántóföldekké. Mások mocsaras vidékeket szárítottak ki. A vizeket csatornákkal levezették és folyócskákban gyűjtötték, malmok hajtására és rétek

öntözésére használták. Így a vidéket egészségesebbé és termékenyebbé tették (sic!)" (Érdúj helyi, 1906).

Az első hazai ismert vízépítő mérnök (bár akkoriban korántsem így jegyezték ezt a mesterséget) Tumler Henrik volt, akit a veszprémi káptalan tanított ki külföldön. Elsősorban a Veszprém – Balaton térségben végzett – ma úgy mondanánk – vízrendezési munkákat, zömmel nagybirtokosok, ill. a káptalan megbízásából. Tevékenységét jól nyomon tudjuk követni a káptalani ajánlólevelekből. Az egyik ilyen ajánlólevél szerint: " ... a fönt nevezett szigligeti és hegymagasi helységeink határában 2400 ölnyi hosszúságra és 2000 ölnyi szélességre kiterjedő és így 4000 hold foglalató posványos bozóságunknak jobb karba hozása iránt olyan hasznos ... intézést tett hogy az ezen bozóságunk haszonvehetetlen voltát atyáink orvosolhatatlannak tartották, mi ... Tumler Henrik javallatára és útmutatásai szerint oly szerencsésen lecsapolattuk, hogy azon helyen, hol pedig azelőtt ... malom nem volt, az ő intézése szerint egy kétkerekű malmot is állítottunk fel ... "

A 18. századi nagyszabású vízrendezési munkálatok elsősorban mezőgazdasági célúak voltak. Az uradalmi birtokrészeket csak irtásokkal, ill. a környező mocsarak lecsapolásával lehetett növelni, ráadásul a fellendülő mezőgazdasági árutermelésben a termények elszállításához is egyre nagyobb szükség volt megfelelő utakra.

"Hazánkban a' teherszállításnak szörnyű drágasága, magát a' tehernek az árát csaknem felülhaladván, a' kereskedőket a' jószágnak vételétől egészen elijeszti: s azért is mi tulajdon fáradságunknak gyümölcsét se' helyben el nem adhatjuk, se' pedig másuva az eladás piaczára nem vihetjük. Így nem kapva érettük pénzt, kénytelenítettünk azokat magunk elföcsérleni! Mennyire meghül ez által szorgalmatosságunk" panaszkodik a korabeli állapotról Vedres István.

A 18. század legnagyobb méretű vízszabályozási vállalkozása a négy vármegyét érintő Sárvíz-Kapos-Sió rendezése volt. Ezen a területen külön problémát okozott a Sárvíz vizét visszafogó és a terület elmocsarasodását okozó vízimalmok nagy száma. A Sárvíz első szabályozási tervének elkészítésével Böhm Ferenc mérnököt bízták meg 1772-ben. A munkálatok azonban hamarosan abbamaradtak, egyrészt a helybeliek ellenállása, másrészt az anyagi források megcsappanása miatt, a társulat pedig feloszlott.

A Sárvíz Csatorna Társulat megalakulásával feléledt a munkák folytatásának gondolata. Beszédes József, az akkor még ismeretlen mérnök, 1815-ben nyerte el a társulati főmérnöki állást. Vizekkel kapcsolatos alapelve az volt, hogy nem elegendő a vizek kártételének elhárítására korlátozni a vízszabályozási munkákat, hanem a nemzet gazdasági felemelkedése

érdekében a lehető legnagyobb mértékű kihasználásukra kell törekedni. Vezetésével a sárvízi vízrendezési munkák 1824-ben befejeződtek. Zichy Ferenc gróf, a szabályozás királyi biztosa az országgyűlésnek küldött jelentésében többek között megemlítette, hogy a mocsár kiszáritásával közel 400 km²-nyi jó széna-, ill. gabonatermő területet nyertek a birtokosok.

A 18. század végén – 19. század elején más nagyszabású vízrendezési munkák is folytak. A Duna vízgyűjtőjében fontos volt a Rába vízrendszerének és a hozzá csatlakozó Hanságnak a rendezése. 1792-ben Király György, Győr megye mérnöke elkészítette ennek a vidéknek a térképét, ezt Sax Zakariás felmérése és szabályozási terve követte. 1813-ban elkészült az új Rábca meder Királytó és Nagy Égererdő között. Ebbe vezették a Hanságból induló főcsatornát, amely az Eszterháza környéki vizeket vezette le. 1833-ban Kecskés Károly készített tervet a Hanság lecsapolásáról, a Rába alsó szakaszának rendezéséről. Ez lett az alapja a 19. század utolsó évtizedeiben végrehajtott munkálatoknak.

A Tisza vidékén a Körös és a Berettyó vízrendszerének részletes szabályozási terve Vay Miklós királyi biztos nevéhez fűződik. A Tisza általános szabályozási terveit Vásárhelyi Pál dolgozta ki, a tényleges rendezési munkálatok azonban csak halála után kezdődtek meg 1846-ban és lényegében a század vége előtt be is fejeződtek. Mindennek következtében mintegy 4600 hektár területet sajátítottak ki.

Míg a folyószabályozások előtt Magyarország területének 24%-a volt ártér, ma 105 ezer hektárra tehető a töltésezett folyók hullámtere, 70 ezer hektárra a töltésezetlen folyószakaszok menti időszakos elöntésű terület, és 430 ezer hektárra a kisebb vízfolyások menti időszakos elöntésű terület.

A fennmaradó vizes élőhelyek lecsapolásának, megsemmisítésének újabb korszaka a szocialista nagyüzemi mezőgazdaság idejére tehető. Mindezek következtében vizes élőhelyeink aránya mára számottevően csökkent.

A probléma nemcsak mennyiségi, hanem minőségi is – a megmaradt vizes élőhelyek vizeinek minősége is sokat romlott (az a bizonyos Nádor-csatorna például, amelyet a Sárréten vezettek végig, és amely a Sárvíz Csatorna Társulatot pártoló József nádorról kapta a nevét, ma az ország legszennyezettebb vízfolyása, V. vízminőségi osztályba tartozik). Magyarország ilyen szempontból különösen kiszolgáltatott helyzetben van, hiszen felszíni vízkészletünk 96 százaléka a szomszédos országokból érkezik.

Ma már tisztában vagyunk vele, milyen értéket képviselnek a vizes területek: visszatartják a tápanyagot, ill. visszajuttatják a táplálékláncba, visszatartják a hordalékot, védik a partszakaszt, szerepük van az áradások felfogásában. Számos értékes, védett vagy

gazdaságilag hasznosítható növény- és állatfajnak nyújtanak élőhelyet. Hasznosságuk nemcsak kézzelfogható módon nyilvánul meg: esztétikai, érzelmi értékük sem elhanyagolható. A vizes élőhelyek természetvédelmi értékét, hasznosságát felismerve, napjainkban az előzőekben vázolt kedvezőtlen tendencia megfordult. A megmaradt természetes vizes élőhelyek egyre nagyobb figyelmet és lehetőség szerint védelmet élveznek, szerte a világon és természetesen hazánkban is. A vizes élőhelyek védelmére vonatkozó legfontosabb nemzetközi egyezmény a Ramsar Egyezmény, amelyet 1971-ben Iránban kötöttek meg, és amely 1975-ben lépett hatályba, a nemzetközi jelentőséggel bíró vizes élőhelyek védelméről, fenntartásáról rendelkezik. Ehhez az egyezményhez Magyarország is csatlakozott.

Vannak azonban olyan vizes élőhelyeink, amelyek méretük, az ott élő növényvilág vagy állatvilág szegényessége vagy más tényezők miatt nem kerültek fel erre a listára, ugyanakkor regionális, vagy helyi jelentőségük nem elhanyagolható. Kis kiterjedésű vizes élőhelyek például fontosak lehetnek olyan területeken, amelyek egyébként szárazak, egyrészt az adott területen ritkának minősülő élőhelyet biztosítva vízhez kötött fajok számára, másrészt a tájképi diverzitást növelve. Hasonlóan fontosak lehetnek ilyen jellegű vizes élőhelyek kultúrtájakon is, üdítő változatosságot nyújtva embernek és állatnak egyaránt. Ezek védelme általában regionális vagy helyi szinten valósul meg, ill. kellene, hogy megvalósuljon.

A vizes élőhelyek hazai helyzetét javítandó, nagyszabású rehabilitációs-rekonstrukciós munkák is folytak, ill. folynak – a teljesség igénye nélkül meg kell említeni a Kis-Balaton vízminőségvédelmi Rendszer megépítését vagy a tatai Öreg-tó rehabilitációját. A vízminőségvédelmi intézkedéseknek köszönhetően javult több vizes élőhelyünk állapota – a Balaton vízminőségében például számottevő javulás következett be az elmúlt években.

Vizes élőhelyek nemcsak pusztultak, hanem keletkeztek is: egyre több olyan mesterséges vizes rendszert terveznek meg és alakítanak ki, amely kifejezetten valamilyen funkció ellátását szolgálja. A leggyakoribb alkalmazásuk szennyvíztisztítás. Ez lehet kommunális (pl. Vincent, 1994), ipari, elsősorban tejipari (pl. Tanner, 1994), bár történtek kísérletek egyéb ipari szennyvizek tisztítására is (pl. Davies és Cottingham, 1994; Hatano et al., 1994; Moore et al., 1994). Összegyűjtött csapadékvizek kezelésére is terveztek vizes élőhelyeket, elsősorban az urbán területeken (Revitt et al., 1998). Kísérleti jelleggel terveztek pl. vizes élőhelyet repülőtéri összegyűjtött csapadékvizekből glikol kivonására (Chong et al., 1998). Mintegy melléktermékként, elsősorban külfejtéses bányák helyén kialakult bányatavakban ma is jönnek létre vizes élőhelyek. Ezek természetvédelmi, rekreációs, esztétikai értéke egyelőre ma még nem teljesen felfedezett és kiaknázott, sokuk jelentős rendezésre szorul.

2.2 A vizes élőhelyek funkciói

A vizes élőhelyek fizikai, biológiai és kémiai komponensei¹ (ilyenek pl. a talaj, víz, növények és állatok) lehetővé teszik, hogy a rendszer bizonyos feladatokat lásson el. Természetes körülmények között adott funkciónak a szintje és jellege ugyanazon vizes élőhelyen belül térben és időben változhat. Például a terület a növények növekedésének időszakában akkumulálja a foszfort, míg ősszel, az előregedő és bomló növények foszforforrásként szolgálhatnak.

A funkciókat két tényező határozza meg: a vizes élőhely kapacitása és a szárazföldről származó input. A vizes élőhelynek azon képessége, hogy valamilyen feladatot ellásson, az adott élőhely tulajdonságaitól függ. Ilyen tulajdonságok lehetnek például a vizes élőhely típusa, a hidrológiai viszonyok, talaj, vegetáció, stb. Például a denitrifikáció, mint funkció, függ az anaerob talajviszonyoktól.

A kapacitás azonban önmagában nem határozhatja meg a vizes élőhely funkcióit; ebben szerepet játszanak más, a vizes élőhelyen kívül eső jellemzők is. Így például a tényleges vízminőség javulás egyrészt függ attól, hogy a vizes élőhely milyen mértékben képes a szennyezők visszatartására, ill. transzformációjára (kapacitás), de ugyanakkor függ attól is, milyen mennyiségű szennyeződés éri a területet a környező szárazföldről (input).

A funkciók esetében megszívlelendő, hogy a több nem mindig jobb: vannak olyan természetes állapotú vizes rendszerek, pl. lápok, amelyekre eredendően alacsony produktivitás jellemző. Ezek esetében a tápanyag-ellátottság és ennek eredményeképpen a produkció növekedése éppen hogy a rendszer degradációját jelentené.

A vizes élőhelyek által végzett feladatok három alapvető csoportba sorolhatók: (1) a befolyó vizekben levő tápanyag, üledék- és szennyező anyagok visszatartása, (2) élőhely és (3) a hidrológiai viszonyok módosítása.

2.2.1. A befolyó vizekben levő tápanyag, üledék- és szennyező anyagok visszatartása

A folyó-és állóvizek, valamint az ezeket határoló szárazföld közötti átmeneti terület, az ún. ekoton a szerves anyagok, tápanyagok áramlásának alapvető útvonalát jelenti. Az ekoton többek között szűrőként viselkedik az olyan alapvető tápanyagok esetében, amelyek a felszíni vizek eutrofizációjáért és degradációjáért felelősek.

¹ A vizes élőhelyek strukturális jellemzőinek, attribútumainak tárgyalása kívül esik jelen tanulmány tartalmi és koncepcionális keretein. Jó összefoglalást ad Mitsch és Gosserlink (1986).

A vizes területek anaerob talajában a denitrifikáció révén a víz nitrogéntartalma csökken, a vegetációs periódusban pedig a növények szerves anyagot, nitrogént és foszfort távolítanak el a vízből azzal, hogy saját testükbe beépítik. Nemcsak a tápanyag-visszatartás jelentős, hanem a lebegő anyagok, ill. esetenként a toxikus vegyületek visszatartása is.

2.2.2. Élőhely

Számos olyan faj van (növények és állatok egyaránt), amelyek fennmaradása valamilyen vizes élőhely típusához kötődik. Az Egyesült Államokban például ezek a területek az összterületnek csak mintegy 5%-át teszik ki, de a vizes élőhelyekhez kötődő növény-és állatfajok száma a veszélyeztetett fajoknak több mint egyharmada (Mason és Iker, 1982).

Ezeknek a fajoknak egy része természetvédelmi szempontból fontos, számos faj pedig gazdasági értékkel bír.

2.2.3. Hidrológia

A vizes élőhelyek módosíthatják a felszíni és felszín alatti hidrológiai viszonyokat. Fontos szerepük lehet például a lefolyó esővizek visszatartásában, felfogásában, ilyen módon a lejjebb elterülő területek elárasztásának veszélyét csökkentve. Természetesen ilyen szerepük elsősorban a folyók mellett húzódó vizes élőhelyeknek van (Mitsch és Gosselink, 1986). A Massachusetts államban levő Charles River mentén elterülő ártéri vizes élőhelyek olyan jó vízvisszatartó képességgel rendelkeznek, hogy a US Army Corps of Engineers inkább megvásárolta ezeket a területeket ahelyett hogy költséges árvízvédelmi létesítményeket emeltek volna (US Army Corps of Engineers, 1972). Nemcsak már meglévő vizes élőhelyeket hasznosítanak ilyen célra, hanem éppen az adott funkció ellátására mesterségesen is alakítanak ki ilyeneket (Tilley és Brown, 1998).

Szintén a hidrológiai funkciók közé tartozik az erózió elleni védelem, a partvonal stabilizációja, valamint a helyi klimatikus viszonyok stabilizálása (Davis, 1994).

2.3 A funkciók felmérése

A funkciók felmérése megfelelően kiválasztott indikátorokon keresztül történhet. Általánosságban az indikátorok olyan állapotjellemzők (változók), amelyek olyan szoros összefüggésben állnak bizonyos funkciókkal, hogy meglétükből vagy értékükből következtetni lehet a funkció meglétére vagy értékére.

Az állapotjellemzők száma igen magas. Ésszerű ezért az a törekvés, hogy a gyakorlati munka során olyan állapotjellemzőket jelöljenek ki, amelyek egyrészt a vizes élőhely működésére

engednek következtetni, másrészt a későbbi állapotértékelés alapját képezhetik (Leibowitz et al., 1991; Hairston, 1992).

Indikátorok lehetnek tehát élő és élettelen paraméterek egyaránt, sőt több paraméterből származtatott index is szerepelhet indikátorként. Vizes élőhelyek esetében indikátorok lehetnek például a vízminőségre (oldott oxigén, tápanyagtartalom, pH, stb), az üledék minőségére (pl. annak szervesanyag vagy nehézfém tartalma), hidrológiai viszonyokra (pl. vízmélység, vízborítottság időtartama) vagy a vegetációra (fajlista, diverzitás, életforma típusok, stb). vonatkozó adatok.

2.4. A vizes élőhelyek értéke

A funkció és az érték fogalmát a gyakorlatban számos esetben összekeverik, ill. helytelenül értelmezik. Egy élő rendszerben, mint amilyenek a vizes élőhelyek, a strukturális elemek révén különböző folyamatok játszódnak le, azaz a rendszer működik. Ez a működése nem kötődik egy külső szemlélő értékeléséhez, önmagában is létezik. Ezzel ellentétben a vizes élőhely értéke többé-kevésbé szubjektív kategória. Éppen ezért az érték meghatározása a kezelést végzők, ill. döntéshozók hatáskörébe tartozik.

A vizes élőhely értékét leginkább talán úgy lehet meghatározni, mint “a vizes élőhely funkcióinak olyan előrelátható haszna, amelyet a társadalom realizál és felismer” (Baker, 1992). Az érték vonatkozhat kézzelfogható dolgokra, mint például a tiszta víz, de kézzel nem megfoghatóakra is (például esztétikai értékek).

A gyakorlatban a legtöbb funkcióhoz hozzárendelhető egy-egy érték (a funkció eredménye). Példa lehet erre az előbb említett “tiszta víz” mint érték, ami a vizes élőhely üledék-és tápanyag-visszatartó képességének (mint funkció) eredményeképpen jön létre. Bár ilyen módon az egyes értékeket viszonylag könnyen meg lehet határozni, fennáll annak a veszélye, hogy elvész a rálátásunk a vizes élőhelyre mint egészre.

Az érték egyik sajátos formája az esztétikai érték. Valójában részben a vizes élőhely létezéséhez, mint funkcióhoz köthető.

A két fogalom közötti különbség lényegének és megkülönböztetésük fontosságának illusztrálására szolgál Brinson (1995) felosztása (2.1. táblázat), bár ez a felosztás korántsem teljes igényű.

2.5 A funkciók sérülése

A funkciók sérülhetnek. Legnagyobb mértékű sérülés a vizes élőhely területének csökkenéséből fog adódni: ebben az esetben a vizes élőhely területének egy részén valamilyen más típusú élőhely alakul ki, amely megszűnik vizes élőhelyként funkcionálni, és itt a vizes élőhelyre jellemző eredeti funkciók egy része (pl. tápanyag-visszatartás) nagyságrendekkel kisebb mértékű lesz, a funkciók egy más része pedig teljes egészében megszűnik (egy szántóföldön nyilván nem fognak vízimadarak fészkelni).

A 2. 3. fejezetben elmondottak értelmében a külső hatás, amelyet egyértelműen stresszorként definiáltunk, megváltoztathatja az ökoszisztéma struktúra elemeit, ill. a közöttük fennálló kapcsolatokat. Belátható, hogy mindkét esetben funkcionális degradáció következik be.

Kifejezetten vizes élőhelyekre vizsgálva, leggyakrabban a stresszorok 5 kategóriáját különböztetjük meg: (1) hidrológiai változások; (2) fizikai változások ill. beavatkozások; (3) szedimentáció; (4) tápanyagterhelés; (5) toxikus szennyeződés.

2.1. táblázat

Funkciók, és a hozzájuk rendelhető társadalmi értékek (Brinson, 1995)

Funkció	Társadalmi érték
<i>Hidrológiai</i>	
rövidtávú felszíni víztárolás	csökkent árvízveszély
hosszútávú felszíni víztárolás	élőhely halak számára még a szárazabb időszakokban is
magas vízszint fenntartása	biodiverzitás fenntartása
<i>Biogeokémiai</i>	
elemek transzformációja, körforgása	gyakorlatilag bármiféle elsődleges vagy másodlagos produkciót meg lehet említeni, pl. halászat, fakitermelés, stb.
a bekerülő anyagok visszatartása, eltávolítása	vízminőség fenntartása
tőzegfelhalmozódás	vízminőség fenntartása
szervetlen üledék-felhalmozódás	vízminőség fenntartása
<i>Élőhely és táplálékháló fenntartása</i>	
jellemző növénytársulások fenntartása	prémes állatok, vízimadarak előfordulása
jellemző energiaáramlás fenntartása	biodiverzitás fenntartása

(1) Hidrológiai változások

A hidrológiai viszonyok tekinthetők a legfontosabb tényezőnek egy vizes terület kialakulása, ill. fennmaradása szempontjából. A víz származhat talajvízből, a felszínen lefolyó vízből, ill. folyó vagy tó vizéből. A csapadékvíz mennyisége önmagában nem meghatározó.

A hidrológiai viszonyokba történő beavatkozás lehet például a talajvízszint csökkenése (amint pl. a Bakony területén folytatott bauxitbányászat következtében történt), a vízfolyások megváltoztatása, vagy éppen csatornázás. Nagyon sok esetben ezek a beavatkozások kevésbé vagy egyáltalán nem dokumentáltak, ezért nehéz hatásukat felbecsülni. Arról sem szabad elfeledkezni, hogy ezek a hatások kumulálódhatnak is.

(2) Fizikai változások

Fizikai változások adódhatnak talajmunkálatból, a növénytakaró típusának megváltozásából, erdőirtásból, a terület feltöltéséből és még számos más tevékenységből. Akárcsak a hidrológiai beavatkozások, a fizikai beavatkozások is éppúgy okozhatják a vizes terület leromlását, funkciójának megváltozását, mint akár területének közvetlen csökkenését. A terület feldarabolódása (fragmentációja) is bekövetkezhet ilyen esetekben.

(3) Szedimentáció

A növekvő üledékterhelés is csökkentheti a vizes élőhely 'működőképességét'. Fontos lehet éppen ezért pontos információkat szerezni arról, milyen mennyiségű üledéket képes fogadni és visszatartani a terület anélkül, hogy ténylegesen károsodnának a funkciói, ill. ténylegesen milyen mennyiség éri el.

(4) Tápanyagterhelés

A tápanyagterhelés közismert következménye az eutrofizáció. Ennek következményeképpen átrendeződik a vizes élőhelyre eredetileg jellemző fajszerkezet, sőt működésbeli zavarok is felléphetnek: Giblin (1982) pl. kimutatta, hogy az (édesvízi) mocsarak vas, cink, réz és kadmium visszatartó képessége lecsökken a megnövekedett tápanyag-ellátottság következtében. Éppen ezért szükséges lehet az egyes esetekben megállapítani, mennyi tápanyagot képes a vizes élőhely visszatartani (pl. a tápanyag asszimilációs kapacitás), valamint azt, mennyi tápanyagot képes a terület fogadni anélkül, hogy funkciói károsodnának.

(5) Toxikus szennyeződések

A mezőgazdasági területekről történő bemosódás, a szennyezett hordalék vagy más tényezők hatására a vizes területeken megfigyelhető a szerves toxikus anyagok vagy nehézfémek jelentős bioakkumulációja. A toxikus szennyeződések nemcsak a vízminőséget veszélyeztetik,

hanem olyan folyamatokat is károsíthatnak, amelyek összefüggenek a vízminőség javulásával is. Ilyen folyamat lehet például a vizes területek talajában a nitrogén transzformációja.

2.6 A vizes élőhelyek leltárba vétele

A természetes erőforrásokkal való ésszerű gazdálkodás jegyében született igény annak felmérése, számba vétele, amivel rendelkezünk – ez vonatkozik a vizes élőhelyekre is.

A leltárba vétel alapvetően egy van-nincs döntés: a legegyszerűbb leltár a vizes élőhelyek pusztta előfordulását tartalmazza. Készülhet bármilyen földrajzi vagy közigazgatási egységre: egy adott vízgyűjtőre, régióra vagy egy adott országra.

Hazánkban a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatalának megbízásából a Kossuth Lajos Tudományegyetem Ökológiai Tanszékének munkatársai kidolgozták a vizes élőhelyekre vonatkozó adatszolgáltatás központi rendszerét, összhangban a központi "Ramsar-Adatbázis" által kialakított nemzetközi nyilvántartási rendszerrel (Dévai et al., 1993). Remélhetőleg ennek nyomában egy valóban jól alkalmazható adatbázis épül majd ki.

2.7 A vizes élőhelyek fenntartására szolgáló kezelési stratégiák

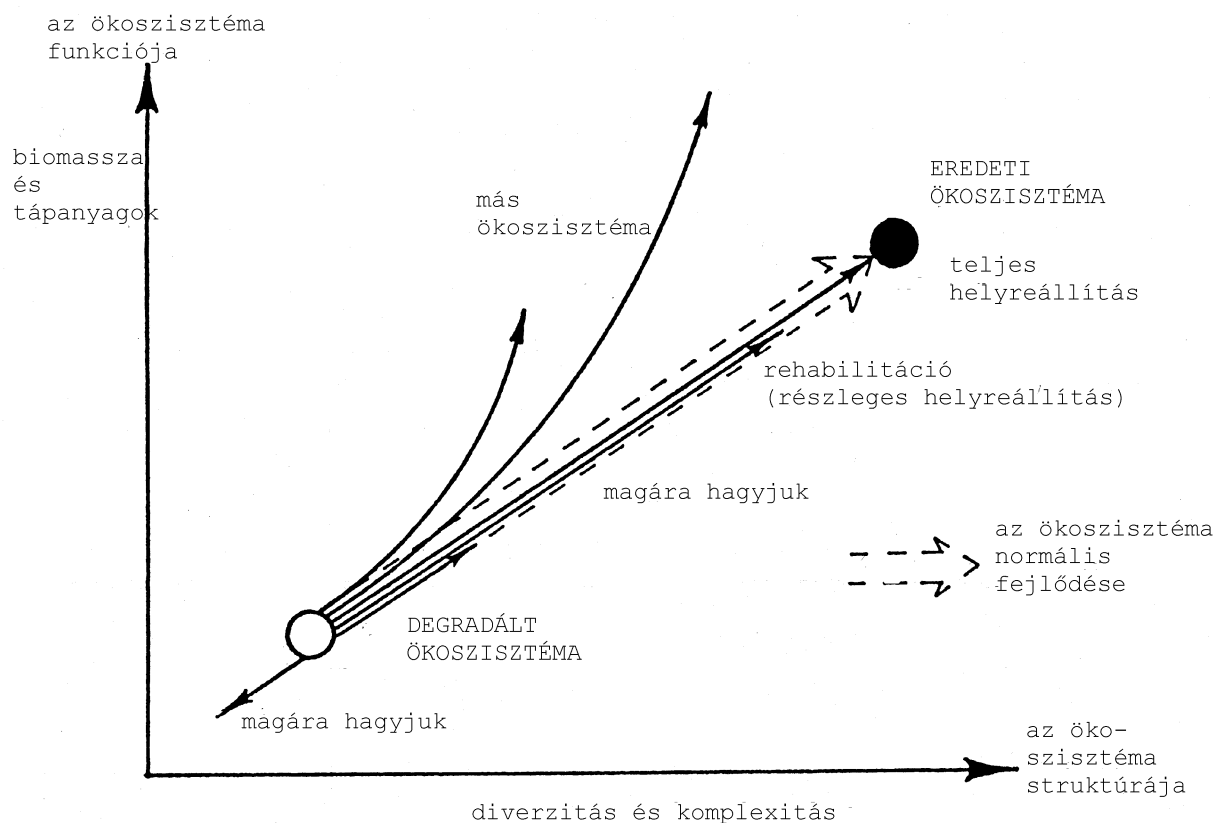
Bevezetésképpen szükséges némi fogalmi tisztázás arra vonatkozólag, vízterek esetében milyen "kezelési" formák létezhetnek. Ez a fogalmi tisztázás azért is fontos, mert egyelőre sem az angol, sem a magyar nyelvben nincsenek pontos definíciók ezekre a kezelési formákra. Az EPA/600/R-92/150 sz. kiadványa, "An Approach to Improving Decision Making in Wetland Restoration and Creation" alapvetően kétféle kezelési formát különböztet meg. "Restoration" vonatkozik minden olyan beavatkozásra, amely jelenleg is meglévő vagy volt vizes élőhely kezelésére vonatkozik, míg "creation" új, a területen még csírájában sem meglévő vizes élőhelyek teremtését jelenti.

Hasonlóképpen elméleti tisztázással (is) foglalkozik Bradshaw (1992) modellje. Abból kiindulva, hogy egy ökoszisztémának két fő dimenziója van, a struktúra és a funkció, a szerzők a beavatkozás előtti és utáni állapotot hasonlítják össze (2.1. ábra).

Amennyiben a degradált terület olyan természeti értékekkel vagy tájképi értékkel rendelkezik, ami ezt indokolja, szükség lehet az eredeti ökoszisztéma teljes **helyreállítására** (a modell szóhasználatával **restoration**). Ennél sokkal gyakoribb eset, amikor megelégszünk a **rehabilitációval (rehabilitation)**, ebben az esetben az eredeti ökoszisztémát csak részlegesen állítjuk vissza, struktúrája és funkciója szegényebb lesz. Arra is találunk példát, hogy az

eredeti ökoszisztéma helyén egy **másikat** alakítunk ki, ez főleg akkor képzelhető el, ha magának a beavatkozásnak a következtében alakul ki olyan élőhely, ill. ennek az az élőlényközössége, amelyet érdemesnek tartunk a megőrzésre. (Erre jó példa a Nyéki-tavak esete. Ezek kavicsbányászat révén jöttek létre és ma már nyilván senkinek sem jutna az eszébe, hogy betemesse a tavakat, pusztán azért hogy az eredeti ökoszisztémát rekonstruálhassa.) Végül az is előfordulhat, hogy **nem avatkozunk be**, hanem hagyjuk, hogy a természetes folyamatok (elsősorban a szukcesszió) elvégezzék a maguk dolgát (*laissez-faire*).

Magyarországon is történtek kísérletek fogalmi tisztázásra (amely messze több kellett hogy legyen mint pusztán az angol szakkifejezések átvétele, ill. fordítása). Gőri (1996) szerint vizes élőhelyek kezelése esetében a következő formák léteznek: (1) prezerváció (ebben az esetben hagyjuk, hogy a természetes szukcesszió haladjon a maga útján és ehhez biztosítjuk a kedvező környezeti feltételeket); (2) konzerváció (egy kedvező állapot rögzítése, azaz a szukcessziómenet megszakítása); (3) rehabilitáció (egy degradáltnak tekintett rendszer helyreállítása, a meglévő maradványok felhasználásával); (4) rekonstrukció (olyan élőhely teremtése, amely bizonyíthatóan a terület ősi elemeihez tartozott, de mára már eltűnt) és (5) mesterségesen létrehozott vizes élőhelyek (olyan területeken, ahol megelőzően ilyen típusú élőhely nem létezett). Ugyancsak Gőri szerint Magyarországon elsősorban a rehabilitáció és rekonstrukció elsődleges kezelési forma, kisebb mértékben szerepe lehet a konzervációnak is.



2.1 ábra
Bradshaw (1992) rekonstrukciós modellje

A prezerváció esetében viszonylag egyszerű a dolgunk: “mindössze” azt kell eldöntenünk, hogy az adott állapot, és a természetes fejlődés útja (a szukcesszió) kedvező. Azt, hogy ebben az esetben egyszerű dolgunk van, annál is könnyebb kijelenteni, mivel ez a kezelési forma jár a legkevesebb beavatkozással.

A konzerváció esetében már több a döntéshozó kockázata, mivel itt nagyobb arányú mesterséges beavatkozással kell számolni, a szukcessziót egyrészt mesterségesen megakasztjuk, másrészt ennek érdekében esetleg olyan beavatkozásokat végzünk, amelyeknek nem mindig kiszámíthatóak a távlati hatásai.

A rehabilitáció és rekonstrukció esetében a szubjektivitás még annyiban is növekszik, hogy a döntéshozónak (menedzsernek) nemcsak a jelenlegi állapotot kell meghatároznia, hanem a kívánt célállapotot. Ennek a bonyolultságát a műemlékvédelemből vett példával tudnám illusztrálni: egy kastélynak több évszázados története során változik a stílusa, újabb és újabb, az adott kor építészeti stílusára jellemző részek épülnek hozzá. A műemléki rekonstrukció során felvetődik a kérdés: melyik korszakot vegyük alapul, amelyeknek megfelelően az egész

kastély rekonstrukcióját elvégezzük? Azét a korszakét, amelyiknek építészete a legjobban dominál és amely stílusában készült részek a legjobb állapotban vannak? A legrégebbit vegyük alapul, lévén az a legértékesebb? És még lehetne folytatni a különböző lehetőségeket... Hasonló probléma vizes élőhelyek esetében is felvetődik, hiszen ezek is végigmennek különböző fejlődési stádiumokon, ráadásul ez a fejlődés összehasonlíthatatlanul bonyolultabb és hosszabb ideig tart, mint egy kastély esetében.

A kívánt célállapot csak egyik oldalról determinálja a kezelési opció kiválasztását. A másik oldal, nevezetesen az adott opció, ill. az opcióban foglalt konkrét műszaki, jogi-gazdasági, ökológiai beavatkozások technikai, gazdasági kivitelezhetősége legalább ennyire meghatározó.

Aszerint, hogy mennyire képeznek egy egységes stratégiát, és mennyire széles körben alkalmazhatók, alapvetően három típusba soroljuk az irodalomban hozzáférhető kezelési javaslatokat, terveket:

Ad-hoc kezelési javaslatok. Valójában integrált menedzsment terv nélkül készültek. Valamilyen szimptomából kiindulva, vagy a szimptomát kiváltó okot (stresszort) kívánják eliminálni, ill. csökkenteni, vagy tüneti kezelést alkalmaznak.

Top-down megközelítés. Valamilyen vizes élőhely típusra, ill. vizes élőhelyek nagyobb populációira született integrált menedzsment tervek. A top-down megközelítés tehát azt jelenti, hogy az általánostól a specifikus felé haladunk.

Bottom-up megközelítés: esettanulmányok. Egyedi vizes élőhelyekre született integrált menedzsment tervek. Hasonló típusú vizes élőhelyekre később elvileg alkalmazhatók.

2.7.1 Ad-hoc kezelési javaslatok

Olyan kezelési javaslatok, amelyek nem törekednek arra, hogy egy adott vizes élőhely (vagy vizes élőhely populáció) kezelését átfogó módon, a lehetőség szerint minden jelentkező tünetet és ezek kiváltó okait egyszerre kezeljék. Általában akkor kerül erre sor, amikor egy jelentkező tünet annyira súlyos, hogy "elnyomja" az összes többi. Példa lehet erre az algavirágzás mint jelentkező tünet és ennek a kezelése (Shapiro és Wright, 1984).

2.7.2 Bottom-up megközelítés: a velencei lagúna

A velencei lagúna esetében több olyan súlyos jelenséget is tapasztaltak, amelyek alapvetően környezeti problémákra vezethetők vissza és amelyek már az idegenforgalmat is befolyásolhatják. Ezek a jelenségek például a nagyméretű algavirágzás, az árapály-zónában levő vizes élőhelyek megszűnése. A Consorzio Venezia Nuova olyan programot alakított ki,

amelynek célja a lagúna morfológiai és vízminőségi viszonyainak helyreállítása. Az integrált menedzsment lépései a következők voltak:

- a lagúna ökoszisztémájának leírása;
- a degradáció főbb jellemzőinek meghatározása;
- a helyreállítás szempontjából kritikus környezeti paraméterek meghatározása;
- a célállapot meghatározása;
- a célállapot verifikálása, kritikus területek meghatározása GIS segítségével;
- a legígéretesebbnek tűnő helyreállítási módszerek hatékonyságának értékelése, matematikai (hidrodinamikai és vízminőségi) modellek segítségével;
- a helyreállítás módszereinek értékelése, műszaki-gazdasági kivitelezhetőségük, valamint szocio-ökonómiai hatásuk szempontjából.

2.7.3 Top-down megközelítés: Kezelési stratégiák

A szakirodalomban számos olyan kezelési terv, javaslat létezik, amelyik kellőképpen rugalmas ahhoz, hogy a fejezet elején említett szubjektív elemek ne jelentsenek már a munka elején áthághatatlan akadályt.

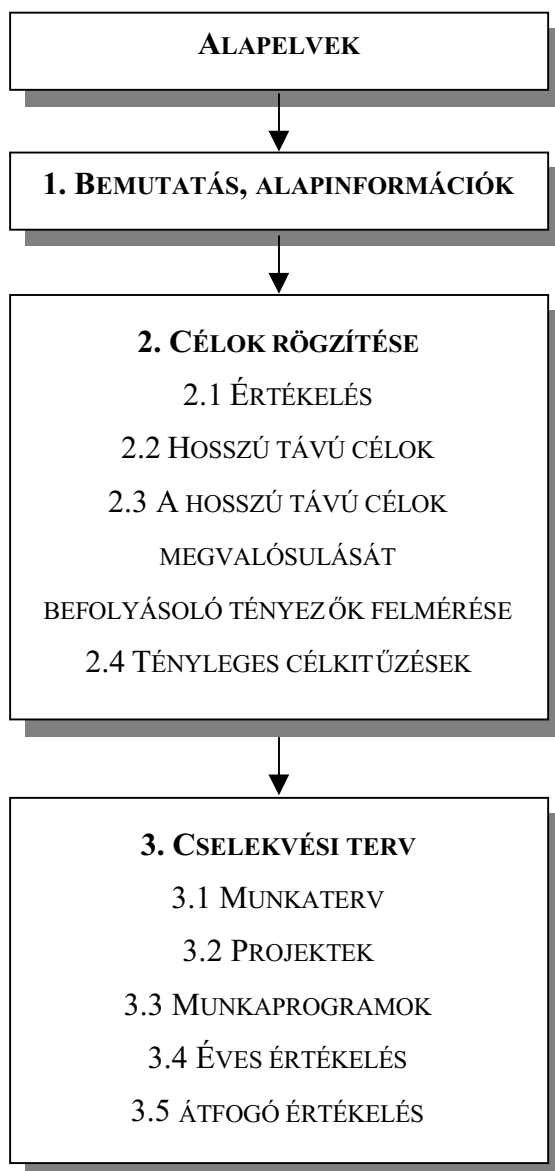
2.7.3.1 A RAMSAR KEZELÉSI STRATÉGIA

A Ramsar Egyezmény, bár elsősorban a Ramsar területek kezelésére tesz javaslatot (és számos esetben technikai segítséget is nyújt), a tagországok számára megad egy a vizes élőhelyek kezelésére általánosan alkalmazható stratégiát. Ennek lépései a 2.2 ábrán láthatók.

Az egyes fázisok röviden a következők:

Alapelvek: a célkitűzéseknek és vezérelveknek a terv végrehajtásával megbízott szervezet által lefektetett rövid összefoglalása.

1. Bemutató, információk: a terület részletes leírása, a rendelkezésre álló információk alapján. Folyamatosan bővíthető új adatokkal.



2.2 ábra
A Ramsar kezelési stratégia elemei

2. Célok rögzítése

2.1 Értékelés: a terület fő jellemzőinek felmérése (a jellemzők lehetnek strukturális jellemzők, funkciók, ill. értékek). Az értékelés a következő pontok alapján javasolt:

- biológiai diverzitás (figyelembe kell venni, hogy magában a diverzitás nem mindig ad megfelelő információkat, vannak olyan természetes vizes élőhelyek, pl. tőzeglápok, ahol a diverzitás foka viszonylag alacsony, ám ez nem jelzi az élőhely degradációját)

- természetesség (a mesterséges vizes élőhelyek is értékesek lehetnek, de a megőrzés szempontjából a természetesség a legfontosabb faktor)
- ritkaság (ritka fajok, életközösségek, élőhelyek ill. egyéb unikális jellemzők)
- sérülékenységi
- tipikusság
- történeti adatok (beleértve egyrészt paleoökológiai, másrészt a korábbi beavatkozásokra vonatkozó adatokat)
- rekonstrukciós potenciál² (eleve jó állapotban levő területeknek alacsony a rekonstrukciós potenciálja)
- esztétikai érték
- kulturális és vallási értékek
- szociális és közgazdasági értékek
- rekreáció (amennyiben ez a természetvédelmi célokkal összeegyeztethető)
- kutatás/oktatás

2.2 Hosszú távú célok: az alapelveknek megfelelően, az értékelési szempontok figyelembevételével megfogalmazott célok.

2.3 A hosszú távú célok megvalósulását befolyásoló tényezők felmérése. Ezek a tényezők a következők lehetnek:

- belső természetes tényezők (pl. természetes szukcesszió);
- belső ember okozta hatások (bolygatás, szennyezés, agresszív inváziós fajok behurcolása);
- külső természetes tényezők (a vizes élőhely területén kívül eső tényezők, pl. klímaváltozás);
- külső ember okozta hatások (pl. a vízgyűjtő területén okozott erózió miatt bekövetkező szedimentáció);

² A rekonstrukciós potenciál a vizes élőhelynek arra a képességére utal, hogy a rekonstrukció során az egyes funkciók mennyiben javulnak. Független a vizes élőhely típusától, magától a helyeállítani kívánt funkciótól, a földrajzi elhelyezkedéstől, ill. rekonstrukció esetén attól, hogy mi volt az a stresszor, ami az eredeti élőhelyet megváltoztatta. Magas rekonstrukciós potenciállal rendelkező vizes élőhelyek a rekonstrukció során, elfogadható időn belül, olyan funkciókat fognak mutatni, amelyek megegyeznek a természetes vizes élőhelyek funkcióival. Ezek általában alacsony komplexitással rendelkező rendszerek. Más, összetettebb rendszerek esetében lényegesen hosszabb időre, esetleg évtizedekre van ahhoz szükség, hogy a funkciók

- jogi szabályozásból, ill. tradíciókból fakadó tényezők (pl. valamilyen tradicionális tevékenység, mint halászat, vadászat, stb.);
- fizikai tényezők (pl. a terület megközelíthetlensége);
- rendelkezésre álló erőforrások (anyagi, ill. munkaerő).

2.4 Tényleges célkitűzések. Figyelembe kell venni, hogy a 2. 3 pontban leírt tényezők mennyiben befolyásolják a hosszú távú célokat és ennek megfelelően tényleges (operatív) célokat kell megfogalmazni. Ezek eltérhetnek a hosszú távú céloktól de mindenesetre azok irányába kell hogy mutassanak.

3. Cselekvési terv

3.1 Munkaterv: a 2. pontban foglaltak alapján munkatervet kell készíteni

3.2 Projektek: a tényleges célok eléréséhez szükséges teendőket jól definiálható csomagokra, projektekre kell bontani.

3.3 Munkaprogramok: a projektek bizonyos szempontok szerint csoportosítják. Ez lehet időtartam szerint (pl. éves munkaprogram), ill. személyekre szabott.

3.4/3.5: Értékelések. A rövidtávú (általában éves) értékelések fő célja, hogy ellenőrizni lehessen a tervben rögzített kezelési javaslatok tényleges végrehajtását. A hosszú távú (max. 10 évenkénti) értékelések célja, hogy ellenőrizni lehessen, valóban sikerül-e a tényleges célkitűzésben foglaltakat megvalósítani.

2.7.3.2 BJÖRK LIMNO-TECHNIKAI KEZELÉSI TERVE

Elsősorban tavak, kisebb mértékben vizes élőhelyek rehabilitációjára készült Björk (1994) javaslata, amely magában foglalja a műszaki-gazdasági kivitelezhetőség elemzését is. Ennek lépései a következők:

I. Az ökoszisztéma kiválasztása. Például:

1. Városokhoz közel eső degradált tavak, víztározók, halastavak.
2. Degradált tavak, vizes élőhelyek, amelyek régen fontos vízimadár-élőhelyek voltak.

többé-kevésbé helyreálljanak.

3. Vizes élőhelyek, amelyek öntisztuló képessége degradálódott.

II. A projekt célkitűzései

1. A környezetállapot általános javítása. Esztétikai okok.
2. Vizek sportolási céllal történő rehabilitációja.
3. Tavak és vizes élőhelyek élőhelyként történő rehabilitációja.
4. Nevelési - oktatási cél.

III. A projekt tervezése

1. Projekt előtti felmérések. Holisztikus megközelítés.

- A. Az ökoszisztéma hosszútávú fejlődése, paleolimnológiai felmérések. A degradációt közvetlenül megelőző ökológiai állapot.
- B. A vízgyűjtő területén végbement változások. A vízgyűjtő és a tó-vizes élőhely közötti jelenlegi kapcsolat. Külső terhelés. Mi lenne a normális terhelés? Víz és tápanyagok inputja, outputja, mérleg felállítása.
- C. Az ökoszisztéma belső jellemzői. (Legalább 1 éves felmérés)
 - (a) Üledék és aljzat: horizontális eloszlás, sztratigráfia, az ökoszisztémában betöltött funkció, szezonális változások
 - (b) Víz: kémiai és fizikai faktorok (tápanyagok, pH, átlátszóság, stb.) Napszakos és évszakos mintázatok.
 - (c) Az élővilág jellemzői: plankton, elsődleges termelés, makrofita, bentikus fauna, gerincesek.
 - (d) Tavakban a szedimentáció, vizes élőhelyekben a durva detritusz képződésének aránya.

2. A projekt tervezése és kivitelezése.

- A. A degradált ökoszisztéma, struktúrája és funkciója. Ökológiai diagnózis.
- B. A rehabilitáció módszereinek megtervezése, költségbecslés.
 - (a) A vízgyűjtőn szükséges lépések.
 - (b) A tóban/vizes élőhelyen megteendő lépések.
- C. A döntéshozók meggyőzése. Ennek eszköze lehet a múltbeli és jelenlegi állapot összehasonlítása, a jelen állapot összevetése a szükséges beavatkozások utáni állapottal ill. a beavatkozások elvégzése nélkül fellépő jövőbeli állapottal (0. variáns)
- D. A költségviselők körének véglegesítése.

E. Ökológiai-műszaki intézkedések végrehajtása.

3. Projekt utáni monitorozás, a projekt kiértékelése.

A. Projekt utáni monitorozás több éven át.

(a) Külső és belső tápanyagterhelés.

(b) Kémiai és fizikai adatok gyűjtése, az élővilág vizsgálata.

B. Az analitikus adatok szintézise.

A kezelési tervek esetében fontos aspektus a vizes élőhely és a vízgyűjtő kapcsolata. A külső terhelés meghatározó része a vízgyűjtőről származik, a vízgyűjtőn végzett beavatkozások jelentősen módosíthatják a terhelés mértékét, ezért értelemszerűen a vizes élőhely rehabilitációjához szükséges intézkedések, beavatkozások jelentős része a vizes élőhelyen kívül, a vízgyűjtő területén végzendő el (Bettinetti et al., 1996; Rapport et al., 1998).

2.7.3.3 ÖKOLÓGIAI KOCKÁZATBECSLÉS

Az EPA (Environmental Protection Agency, USA) által koordinált, 1986-ban indult **Wetlands Research Program** (WRP) volt az első, amely vizes élőhelyek kezelésére, megóvására az ökológiai kockázatbecslés elemeit alkalmazta. Integrált kezelési tervnek fogható fel, hiszen az élőhelyek degradációja elemezhető és értékelhető olyan módon is, hogy meglévő stresszorok azonosítását követően a stresszor-válasz kapcsolatok minőségi és mennyiségi meghatározását végezzük el. A kockázat kezelésének végcélja az, hogy a vizes élőhely értékes funkcióinak károsodását/csökkenését minimalizálni lehessen.

3. A kockázatbecslés elemei

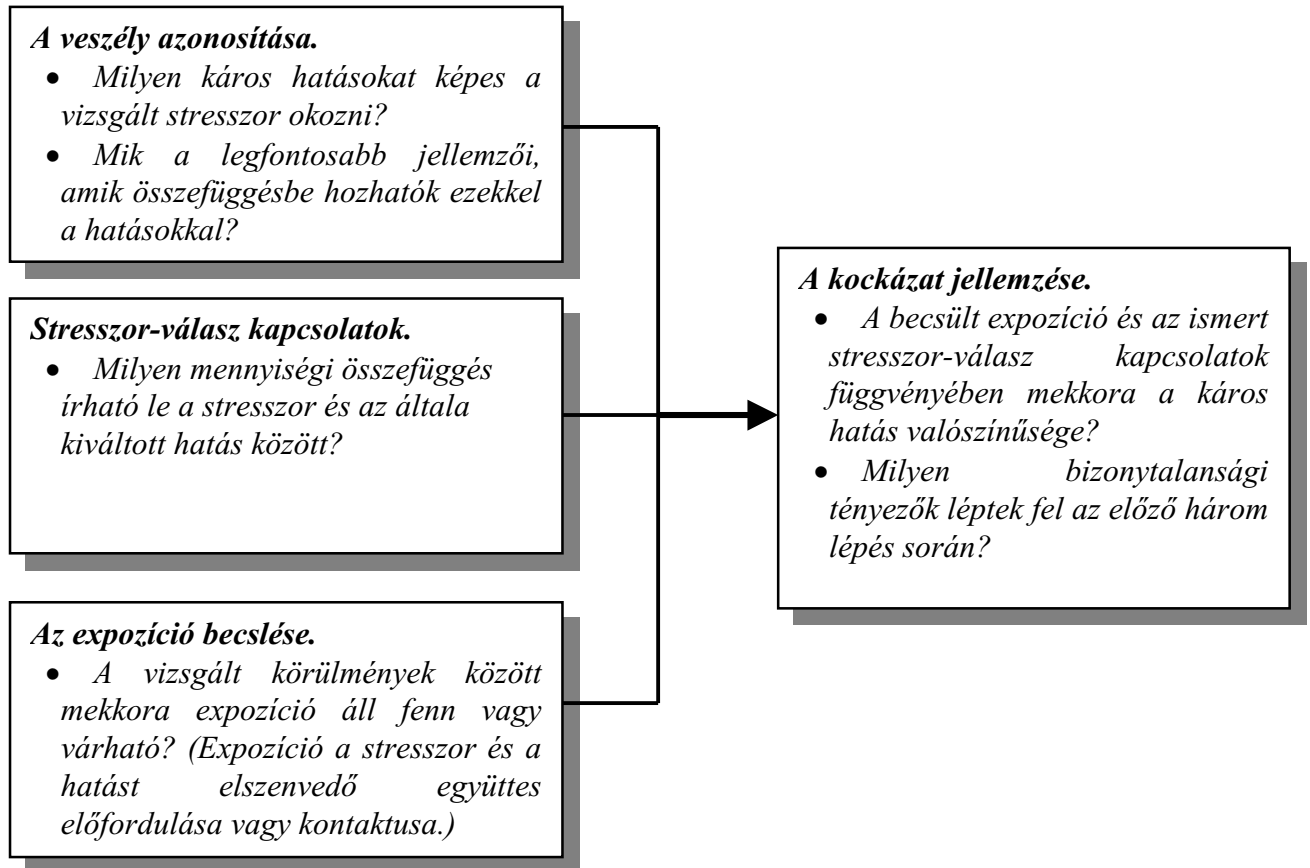
A kockázatbecslés hagyományosan négy elemből épül fel: (1) a veszély azonosítása; (2) stresszor/válasz kapcsolatok feltárása; (3) az expozíció becslése és (4) a kockázat jellemzése (3.1 ábra).

3.1 A veszély azonosítása

A veszély azonosítása az adott hatásviselőre ténylegesen fenyegetést jelentő stresszor vagy stresszorok feltárását jelenti. Itt kell meghatározni, milyen potenciális káros hatást képesek okozni. Az irodalomban gyakran lehet a forrás és stresszor fogalmakkal találkozni, használatuk némiképp következtelen.

3.1.1 Forrás

A **forrást** alapvetően kétféleképpen lehet definiálni: az a (fizikai) hely, ahonnan a stresszor ered (pl. egy szennyező gázokat kibocsátó kémény) vagy pedig az a tevékenység, amelynek az eredményeképpen a stresszor létrejön (pl. csatornázás).



3.1 ábra

A kockázatbecslés tradicionális elemei

Elképzelhető, hogy a forrás, amely eredetileg a szennyező anyagot kibocsátotta már nem létezik, viszont a szennyező anyag olyan nagy mennyiségben rakódott le valamilyen közegben, hogy másodlagos forrássá válik. Így például a Balaton vízminőségvédelme kapcsán hiába történtek eredményes intézkedések egyes eutrofizációt okozó tápanyagforrások kiküszöbölésére vagy csökkentésére, az üledékben már megkötődött foszfor folyamatosan oldódik vissza a vízbe, állandó tápanyagkínálatot jelentve. Ebben az esetben az üledék tekinthető a forrásnak.

Előfordulhat, hogy ugyanazon stresszor több forrásból is származik, ebben az esetben ezeket is be kell azonosítani és jellemezni. A források között lehet antropogén és természetes is.

3.1.2 Stresszorok

Definíció szerint a stresszor olyan kémiai, fizikai vagy biológiai entitás, amely káros hatást vált ki (USEPA, 1998).

3.1.2.1 Kémiai, fizikai és biológiai stresszorok

Az ökológiai kockázatbecslés leggyakrabban **kémiai stresszorokkal**, ezek meglévő vagy potenciális hatásával foglalkozik. Évről-évre több millió tonna természetes és szintetikus vegyi anyag kerül a környezetbe. Ennek nagy része más vegyületekké, végül pedig széndioxidá alakul át a fizikai, kémiai és biológiai folyamatok komplex hálóján keresztül.

A **fizikai stresszorok** között meg kell említeni pl. a zaj- vagy hőterhelést, ill. olyan jellegű beavatkozásokat, amelyek az élőhely szerkezetét változtatják meg. Ilyenek lehetnek pl. egy területen kialakított csatornák, völgyzáró gátak. Ugyancsak fizikai stresszornak tekinthető, ha egy ökoszisztéma egyes élő elemeit közvetlenül eltávolítjuk (pl. halakat kifogunk).

A zaj és hőterhelés elsősorban közvetlenül hat. Az élőhely szerkezetét megváltoztató tényezők ugyanakkor elsősorban közvetett hatásokat indukálnak, amelyeket elég nehéz becsülni. Egy élőhelyet átszelő új út pl. olyan barrier (akadály) lehet egyes, korlátozott mozgásképességű állatok számára, amelyen nem tudnak átkelni. Ilyen módon a populáció szétdarabolódik, amely káros hatással lehet többek között a populációfragmentumok géndiverzitására, hosszú távon az életképességére. Egy csatorna nemcsak egyszerű barrierként funkcionál, hanem megváltoztatja az egész terület vízháztartását, amely tartós hatással lehet a magasabb vízigényű növények populációinak alakulására.

Egyes élő elemek eltávolítása egyrészt közvetlen hatással jár magukra az élő elemekre, de nagyon valószínű, hogy ebben az esetben a közvetett hatás lesz a fontosabb. Ragadozó halak eltávolítása pl. európai természetesvízi rendszerekben a pontyfélék állományainak növekedését eredményezi, ezek viszont zooplankton fogyasztó szervezetek. A zooplankton kifalása az alga szint mennyiségi növekedéséhez vezet, amely az eutrofizációt gyorsíthatja.

Biológiai stresszoroknak egy adott területre behurcolt, vagy szándékosan betelepített ún. exóta szervezetek minősülnek. Az akaratlanul behurcolt állatokat, növényeket adventívnek nevezzük. A 20. század közepére az adventív fajok aránya olyan mértéket öltött, hogy néhány országban külön központokat (tudományos és technikai személyzettel ellátva) állítottak fel behurcolásuk megakadályozására, ill. az ellenük való védekezésre. A tervszerű, szándékos betelepítések mértéke is igen jelentős. A 19. sz. második felében vált divattá, hogy vadászegyletek, társaságok vagy éppen gazdag mecénások betelepítéseket szerveztek és vittek véghez.

Az exóta szervezetek külön csoportját alkotják a genetikailag módosított organizmusok (GMO-k). Ezek jelentős része a biológiai védekezésben alkalmazott szervezet. Így például a *Bacillus thuringiensis* spp. *israelensis* nevű baktériumot a biológiai szúnyogirtásban alkalmazzák. Ez egy olyan kristályos fehérjét termel, amely a szúnyoglárva emésztőrendszerébe jutva az epiteliális sejtek strukturális deformációját okozza, így a lárva éhen pusztul. Több ilyen, a fehérje termeléséért felelős gént sikerült már izolálni, ezek közül az egyik a *cryIVB* gén. A baktériumspórák viszont egy vizes közegben (a szúnyoglárvák természetes élőhelyén) hamar leülepednek, így mérgező hatásukat csak rövid ideig fejthetik ki. Ha viszont a kezelést túl gyakran ismétlik meg, fennáll a veszélye annak, hogy egy másik gén produktuma, egy magasabbrendűekre, köztük az emberekre is hemolitikus hatással bíró fehérje is a környezetbe kerül. Az egyik lehetséges megoldás a toxintermelésért felelős *cryIV* gének átültetése kékalgákba. Ezek, mivel lebegnek a vízben, hosszabb ideig hozzáférhetőek a szúnyoglárvák számára és így mérgező hatásuk is kifejezettebb. Ez már a gyakorlatban is kivitelezhető eljárás (Soltés-Rak et al., 1993).

3.1.2.2 Elsődleges és másodlagos stresszorok

Másodlagos stresszorok felléphetnek az elsődleges stresszor átalakulásával (pl. egy vegyület bomlásakor keletkező metabolitok), ill. azáltal, hogy az elsődleges stresszor olyan módon változtatja meg az ökológiai entitás valamely elemét, hogy az a továbbiakban stresszorként fog fellépni. Így például a Balatonba kerülő szervesanyagok (N és P) elsődleges stresszorként elősegítették a toxintermelő kékalgák elszaporodását (másodlagos stresszor). A másodlagos stresszorok bizonyos esetekben az elsődleges stresszornál is fontosabbak lehetnek.

3.1.2.3 Stresszorok egymásrahatása

Gyakori eset, hogy egy időben nem egy, hanem több stresszor is fenyeget egy élő rendszert. Éppen ezért nem elegendő egy stresszor - egy válasz kapcsolatot definiálni, hanem meg kell vizsgálni, az egyes stresszorok hogyan befolyásolják egymás hatását. Hathatnak szinergista módon, azaz egymást felerősítve, de lehetnek antagonisták is. Két toxikus anyag hatását még kísérletesen is lehet vizsgálni. Polyhos et al. (1999) két biocid, a permetrin és a dietil-toluamid (DEET) halakra gyakorolt hatását vizsgálta. A permethrin egyike a Balaton térségében alkalmazott szúnyogirtó szereknek. A DEET, amely a Magyarországon forgalmazott repellensek hatóanyaga, a legújabb vizsgálatok szerint az Öböl-szindrómának nevezett tünetegyüttes feltételezett okozója volt (az Öböl-háború idején a katonáknál észlelt tünetek).

A két szer halaknál együttesen alkalmazva igen súlyos ideg- és izomrendszeri károsodást okoz.

3.2 Végpontok kijelölése

Bár egy stresszor valós ökoszisztémákban, valós környezetben számtalan élő szervezetre hatást fejt ki (ezeket nevezzük receptoroknak), természetesen nincs lehetőségünk arra, hogy valamennyiüket vizsgáljuk. Éppen ezért szükség van ún. végpontok kijelölésére.

Az ökológiai kockázatbecslés végpontja a nem humán bióta olyan értékesnek tartott eleme, amelyet véleményünk szerint a kockázat érint. Az érték kifejezetten antropocentrikus fogalom: az adott elemnek olyan előrelátható haszna, amelyet a társadalom realizál és felismer. Éppen ezért, egyrészt mivel az ökológiai kockázatbecslés alapvetően a környezeti döntéshozók számára készül, másrészt pedig a kockázatbecslés során alkalmazandó tesztek kidolgozása és elvégzése meglehetősen ráfordítás-igényes, a gyakorlatban nincs lehetőség az élő rendszerek olyan elemeit közvetlenül is figyelembe venni, amelyek a társadalom szempontjából nem bírnak fontossággal (tehát ha egy toxikus hatás vízi szervezetekre hat, a végpont nem mondjuk a planktonikus kistrákok asszociációja lesz, hanem az őket fogyasztó halak, amelyek sérülhetnek közvetlenül, a toxikus hatás révén, de közvetetten, a táplálékszervezetek megfogyatkozása miatt).

A végpontok kijelölésénél három szempontnak kell érvényesülni:

1. Ökológiailag relevánsnak kell lennie (a rendszer fontos jellemzőit kell tükröznie).
2. Érzékenynek (fogékonnak) kell lennie ismert vagy feltételezett stresszorokra. A kockázatbecslés első fázisában, amikor a stresszorok még nem vagy csak részben ismertek, az ilyen végpontok kiválasztása nehézséget okozhat.
3. A kockázatkezelés célját is tükröznie kell. Ez ismét az érték fogalmával van összefüggésben: legyen olyan, a társadalom által értékesnek tartott elem, amely "megéri" a beavatkozást³.

A kiválasztást követően a végpont meghatározásának alapvetően két eleme van. Először is meg kell határozni azt az ökológiai entitást, amely veszélyben van. Ez jelentkezhetsz a biológiai organizáció több szintjén: lehet egy faj (pl. pisztráng), több hasonló funkciót betöltő faj

³ A kockázatbecslés végpontja az objektumot tekintve nagy valószínűséggel meg fog egyezni a kockázatkezelés céljával is. Ez utóbbi ugyanakkor már magában foglalja a szükséges tennivalókat ill. az objektum kívánt állapotára is utal (azaz pl. védeni az illető fajt vagy fajcsoportot; megóvni vagy rehabilitálni az élőhelyet, stb.), míg maga a végpont ilyen

csoportja (pl. ragadozó halak), egy közösség (pl. bentikus gerinctelenek), egy ökoszisztéma (pl. egy tó) vagy valamilyen értékes élőhely (pl. egy láprét). magának az entitásnak a definiálásán kívül ugyanakkor meg kell határozni azt a jellemzőjét (attributumát), amelyet a kockázat érint. Ezen megfontolásból vizsgálhatjuk a mortalitás, növekedés/fejlődés, valamint szaporodás megváltozását (Zeeman és Gilford, 1993).

Több stresszor esetében is kijelölhető egy olyan végpont, amely megfelelően reagál az egyes stresszorokra. Ilyenkor arra kell ügyelni, hogy a végpontot ért hatások ugyanabban az egységben legyenek kifejezhetők (pl. adott korosztályú halak egyedszámának csökkenése toxicitás, halászat vagy az élőhely megszűnése következtében (Barthouse et al., 1990). Amikor egy szárazföldi vagy vízi ökoszisztémára vagy élőhelyre több stresszor hatásával kell számolni, nagy valószínűséggel több olyan végpontot kell kijelölni, amelyek a szóban forgó rendszert és a benne zajló ökológiai folyamatokat megfelelően képviselik. Több végpont kijelölése azért is célravezető lehet, mert elképzelhető olyan hatás, amely az egyik végpontot közvetlenül, a többit viszont közvetve, az adott végpont megváltoztatásával befolyásolja.

A kockázatbecslés végpontjától meg kell különböztetnünk a **teszt** végpontját. A kockázatbecslés végpontja (tehát a kiválasztott környezeti elemre vonatkozó kockázat) lehet egy értékes, halászható halfaj állományának csökkenése, például egy herbicid következtében. A kockázat mértékének meghatározására valamilyen indikátort választunk, egy olyan tesztorganizmust, amelyen laboratóriumi körülmények között elvégezhetünk egy megfelelő ökotoxikológiai tesztet. Ebben az esetben a teszt végpontja a toxicitásra vonatkozó, könnyen mérhető paraméter lesz, az LC_{50} érték.

3.3 Stresszor-válasz kapcsolatok

A stresszor-válasz kapcsolatok feltárásához természetesen elengedhetetlen annak az ismerete, egy adott stresszor milyen hatást vált ki a hatásviselő rendszer (receptor) adott szintjén. Bizonyos ok-okozati összefüggések (stresszor-válasz reakciók) specifikusak. Bizonyos stresszorok többféle közvetlen választ is kiválthatnak, ugyanakkor esetleg egy közvetlen válasz kiváltásával olyan láncreakciót indítanak el, amelynek során az észlelt közvetett válaszok száma is megsokszorozódik. Fordítva is igaz: adott hatást több stresszor is kiválthat, amelyek nagyon gyakran egymással szinergista módon hatnak.

szempontból semleges.

A stresszor - válasz reakciók elsősorban akkor értelmezhetők, ha valamelyik stresszor domináns vagy ha mértéke egyértelműen és elkülönítve is megállapítható (Birkett és Rapport, 1998).

Az élővilágban hierarchikusan egymásra épülő organizációs szinteket különíthetünk el. Ezeken a szinteken egyre bonyolultabbá váló szabályozó tevékenység érvényesül. A szerveződési szinteket három fő csoportba soroljuk:

1. egyed alatti (infraindividuális): a molekuláris, sejtes, szöveti és a szervek szintje;
2. egyedi (individuális);
3. egyed feletti (szupraindividuális): populációk, populációkollektívumok, társulások és a bioszféra szintje.

Az ökológiai kockázatbecslés szempontjából ezek a szintek nem egyformán fontosak. A legalacsonyabb szint, amelyet vizsgálhatunk, az egyed, bár a környezeti hatások természetesen jelentkezhetnek az egyed alatti szinteken (sejt- és szöveti károsodások, etc.). Ugyanakkor mégis az egyed az az egység, amely környezetével közvetlen kapcsolatban áll. A gyakorlatban alkalmazott ökotoxikológiai tesztek is zömmel az egyedek reakcióit minősítik.

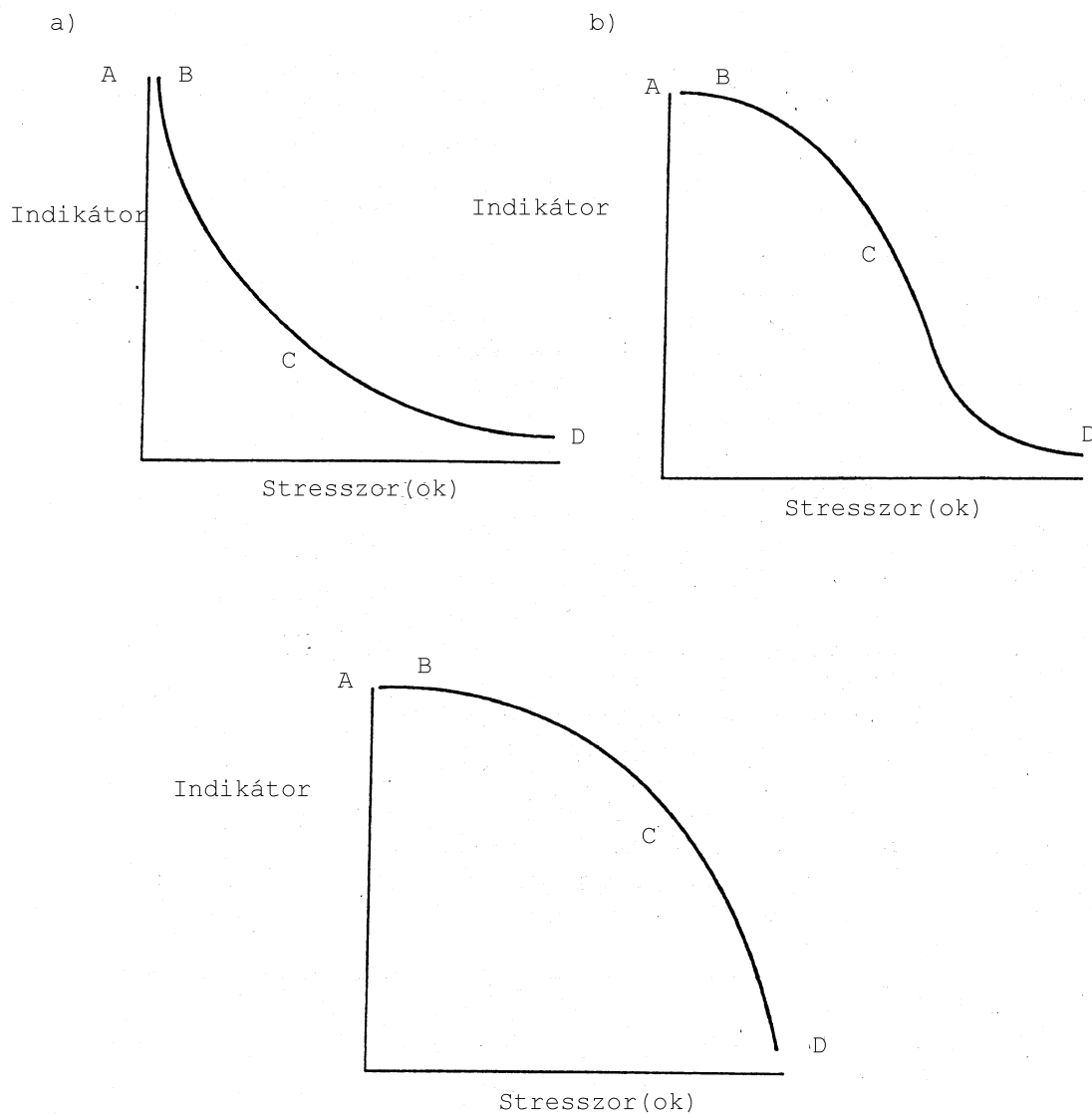
Az egyedek viszont, élettartamuk rövidege miatt nem jelentik, nem jelenthetik a kockázatbecslés végpontját. A populációk képviselik azt az ökológiai egységet, amely emberi nézőpontból is hosszú élettartamú, gyakorlati szempontból megvalósítható a védelme és ezért ténylegesen végpontként kijelölhető. A populációk ugyanakkor nem valamiféle vákuumban élnek: több más populációval együtt társulásokat, biocönózisokat alkotnak, amelyben az együtt élő populációk egymással bonyolult kapcsolatban állnak, táplálkozási és kompetíciós interakciók révén. Végül a társulás nem vonatkoztatható el élőhelyétől, attól a fizikai környezettől, amelyben él. Az ökoszisztéma szintű kockázatbecslés során nemcsak azokat a stresszorokat tudjuk figyelembe venni, amelyek az élőlényeket közvetlenül károsítják, hanem azokat is, amelyek közvetve, az élőhely valamilyen fizikai-kémiai paraméterének megváltoztatása révén hatnak. Erre az egyik legegyszerűbb példa a talaj pH változása savas lerakódás következményeképpen.

Az ökológiai kockázatbecslés egyik lényege tehát, hogy a humán kockázatbecsléstől eltérően, egy adott stresszor hatását nem egy, hanem több fajra kell vizsgálnia (Zeeman és Gilford, 1993).

A stresszor-válasz kapcsolatok feltárása nem korlátozódik a kiváltott hatás leírására, hanem a mennyiségi meghatározás is fontos eleme. Ez alatt azt értjük, hogy lehetőség szerint meg kell

tudnunk határozni a stresszor különböző szintjei és a kiváltott hatás mértéke közötti kapcsolatot.

A legegyszerűbb esetben a mért hatás egy pontszerű értéként jelentkezik (pl. LC_{50}), aminek az az előnye, hogy közvetlenül összevethető más stresszorok által kiváltott hatásokkal. Előfordulhat, hogy szükség van stresszor-válasz görbék megrajzolására, ezekből egyrészt bizonyos küszöbértékek határozhatók meg, ill. trendekre lehet következtetni. A stresszor-válasz görbék megrajzolása (a görbe illesztése a kapott mérési adatokra) viszonylag egyszerűen kivitelezhető laboratóriumi adatok esetében, de vadon élő populációknál végzett vizsgálatok során előfordulhat, hogy nincs elegendő számú adatunk. Ebben az esetben különösen óvatosan kell eljárni, ha a tényleges mérési tartományon kívül akarjuk az adatokat extrapolálni. Stresszor-válasz görbék biológiai stresszorok esetében nem értelmezhetők. A 3.2 ábra különböző, hipotetikus stresszor-válasz görbéket mutat be (Baker, 1992)



3.2 ábra

Hipotetikus stresszor-válasz görbék időbeli lefutása. A funkció indikátora lehet pl. biodiverzitás, valamilyen vízminőségi paraméter, terület, etc. Az (a) ábrán a stresszor fennállása esetén a funkcióban rohamos csökkenés következik be. A (b) és (c) ábrák olyan kapcsolatot mutatnak be, ahol valamilyen pufferhatás ill. a rendszer rezilienciája miatt kezdetben nincs funkciócsökkenés vagy pedig csak elhanyagolható mértékű.

3.4 Az expozíció becslése

Az expozíció a stresszor és a receptor együttes előfordulása vagy kontaktusa. Az együttes előfordulás elsősorban biológiai ill. fizikai stresszorok esetében bír jelentőséggel. Ha egy exóta fajról ismert, hogy jó kompetíciós képességgel rendelkezik, valamint tudjuk azt is, hogy környezeti igényei alapján melyik bennszülött fajt szoríthatja ki az élőhelyéről, a két faj együttes előfordulása esetén már expozícióról beszélhetünk, nincs szükség közöttük tényleges fizikai érintkezésre.

A legtöbb stresszor (elsősorban a vegyi anyagok) esetében tényleges kontaktus van a stresszor és a receptor között. A kontaktus lehet külső ill. belső. Egyik oldalról meghatározza a stresszornak a közegben hozzáférhető mennyisége, a másik oldalról pedig a receptor viselkedése. Így például az élőlények elkerülhetik azokat a területeket, táplálékot vagy vizet amelyek szennyezettek.

Az expozíciót befolyásolhatják abiotikus és biotikus tényezők. Így például vizekben szennyezett üledék felett előfordulhatnak anoxikus zónák (abiotikus paraméter), amit elkerülnek az üledékből táplálkozó halak. Ilyen módon kontaktusuk a szennyezett üledékkel csökken. Ugyanakkor ha egy megfelelő (nem szennyezett, háborítatlan) élőhelyért kompetíció folyik (biotikus interakció), a vesztes kiszorulhat a bolygatott, szennyezett területre, így kontaktusba kerülhet a szennyező anyaggal.

3.5 A kockázat jellemzése

A kockázat jellemzésekor az előző lépések során felszínre került adatokat és összefüggéseket szintetizáljuk abból a célból, hogy a kockázatot megfelelő egzaktsággal meghatározhassuk.

Ugyancsak ebben a fázisban kerül sor a bizonytalansági tényezők értékelésére, a bizonytalanság megadására.

4. Prediktív és retrospektív kockázatelemzés

A kockázatelemzés és -becslés időbeli irányát tekintve két lehetséges módon történhet, így beszélhetünk *prediktív* és *retrospektív* kockázatelemzésről. A prediktív kockázatelemzés és -

becslés egy stresszor egy adott, kiválasztott környezeti elemre, ill. rendszerre gyakorolt jövőbeni hatását írja le. A retrospektív kockázatelemzés⁴ a már meglévő szennyezett környezet vizsgálatából és méréséből indul ki. A prediktív és a retrospektív kockázatelemzés főbb jellemzőit a 4.1 táblázat tartalmazza.

Ha egy terhelő faktor (ezeket az általános gyakorlat szerint stresszornak nevezzük) jövőbeni feltételezett hatását minősítjük (prediktív kockázatbecslés), lehetőség van arra, hogy még a hatás bekövetkezése előtt óvintézkedéseket tegyünk. Ha egy környezetterhelő faktor hatását utólag, azaz már a hatás bekövetkezése után minősítjük (retrospektív kockázatelemzés), természetesen ilyen óvintézkedésekre nincs lehetőség. Ebben az esetben a hatás következményeinek csökkentése lehet a cél. Az ökológiai kockázatbecslés ebben az esetben ahhoz fog segítséget nyújtani, hogy az ok-okozati összefüggéseket pontosan feltárjuk, bizonyítsuk és a lehetőségekhez képest mennyiségileg is meghatározzuk.

4.1 táblázat

A prediktív és retrospektív kockázatelemzés összehasonlítása

PREDIKTÍV KOCKÁZATELEMZÉS	RETROSPEKTÍV KOCKÁZATELEMZÉS
A KOCKÁZATELEMZÉS KIINDULÁSA (A KOCKÁZATELEMZÉS INDÍTÉKAI)	
forrásból	forrásból, hatásból, vagy expozícióból
A RENDELKEZÉSÜNKRE ÁLLÓ INFORMÁCIÓK	
<i>A KÖRNYEZET LEÍRÁSÁHOZ</i>	
a jövőbeli, hipotetikus környezet jellemzői	az expozíciónak kitett környezet jellemzői, vagy a környezetbe kikerült kemikáliák jellemzőinek megváltozása
<i>FORRÁSOK FELTÉRKÉPEZÉSÉHEZ</i>	
becsült források	becsült, vagy mért források
<i>EXPOZÍCIÓS VIZSGÁLATHOZ</i>	
a szennyező anyagok fizikai-kémiai tulajdonságai a hatásnak kitett feltételezett környezeti elemek eloszlása és viselkedése	a szennyező anyagok fizikai-kémiai tulajdonságai, vagy ezen anyagok környezetben mért koncentrációja és szétterjedése a feltételezett hatásviselők (receptorok) eloszlása és viselkedése, vagy a tényleges hatásviselőkben akkumuláció-biomarkerek ⁵

⁴ A szó szoros értelemben a retrospektív megközelítés kockázatelemzésnek minősül, hiszen egy már fennálló hatást vizsgálunk. A becslés ebben az értelemben egyfajta predikció.

⁵ Biomarkerek ebben az értelmezésben a testnedveknek, sejteknek vagy szöveteknek olyan mérhető reakciói, amelyek biokémiai vagy sejtszinten jelzik egy toxikus anyagnak vagy

<i>HATÁSVIZSGÁLATHOZ</i>	
ökotoxikológiai tesztek	ökotoxikológiai tesztek, vagy az adott területen végzett vizsgálatok

Sok esetben egyetlen kockázatbecslésben alkalmazzuk mindkét fajta megközelítésmódot. Ezek általában nagyobb, legalább ökoszisztéma léptékű vizsgálatok, ahol az ökoszisztémát már eddig ért stresszorok hatását kell értékelnünk, ugyanakkor arra is szükség van, hogy a jövőbeni stresszorok hatását ismerjük, hiszen ezek is meghatározzák az ökoszisztéma további sorsát. Jövőbeni stresszor ebben az esetben nemcsak a szó szoros értelmében vett környezetszennyező ágens (pl. egy növényvédőszer) lehet, hanem olyan kezelési forma, beavatkozás, amelyet az adott ökoszisztéma – éppen a döntéshozók révén – elszenved.

Azoknak a projekteknek a túlnyomó része, amelyet valamilyen kockázatbecslési eljárás kidolgozására vagy alkalmazására indítottak, a prediktív megközelítést alkalmazta. Egyre inkább előtérbe kerül ugyanakkor annak a szükségszerűsége, hogy valamilyen múltbeli, esetleg még most is hatást gyakorló szennyezőforrás hatását értékeljük – ilyen tartós szennyezőforrások lehetnek például egy rendezetlen hulladéklerakó, a savas esők okozta problémák vagy valamilyen peszticid alkalmazása. A retrospektív ökológiai kockázatelemzés esetében tehát mindig van egy valós, szennyezett vagy feltételezhetően szennyezett környezetünk. A szennyezett némiképp félrevezető kifejezés, helyesebb lenne az antropogén hatás által terhelt kifejezést alkalmazni, hiszen egy területet nemcsak vegyi szennyezés érhet, hanem más jellegű terhelést jelentő antropogén behatások – vizes területek esetében például a vízellátottság megváltoztatása.

A két megközelítés között a másik fontos különbség, hogy az előbbi – feltételezhetően azért, mert hagyományosabb, bejáratott megközelítés – az esetek nagy részében már bevált, gyakran szabványosított módszerekkel dolgozik. A retrospektív kockázatelemzés ugyanakkor nem támaszkodhat ilyen standard eljárásokra, sokkal inkább egyedi megközelítést kell alkalmaznia.

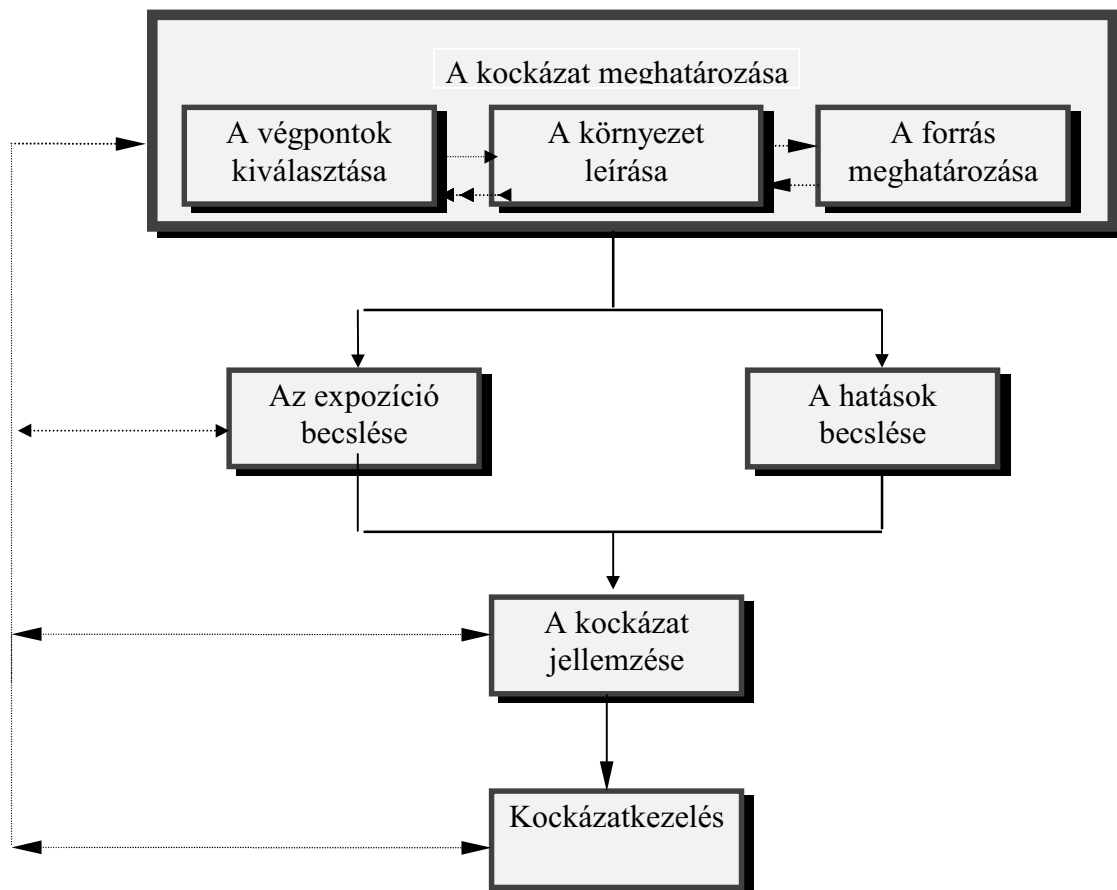
4.1 Prediktív megközelítés

A prediktív megközelítés kiindulópontja mindig valamilyen stresszor, amely lehet vegyi anyag, de lehet fizikai beavatkozás, vagy valamilyen exóta faj, ill. GMO is. Folyamatábráját a 4.2 ábra mutatja.

ellenreakciónak a meglétét és nagyságrendjét.

4.2 Retrospektív megközelítés

A retrospektív kockázatelemzés az ökológiai kockázatbecslés nem konvencionális ágához tartozik (Suter, 1993). Elemei megegyeznek az általános kockázatbecslés sémájával, azaz ebben az esetben is beszélhetünk veszélyről, stresszor-válasz kapcsolatokról, expozícióbecslésről és a kockázat jellemzéséről. Ami a konvencionális prediktív becslésektől megkülönbözteti az, hogy nem egy ismert stresszor lehetséges hatását, ill. ennek kockázatát akarjuk megjósolni, hanem egy olyan stresszor-válasz kapcsolatot kell meghatározunk, amely egyrészt régóta fennáll, vagy a stresszor, vagy a hatás oldala ismeretlen. Ennek megfelelően a retrospektív ökológiai kockázatelemzésnek többféle kiindulópontja lehet, ellentétben a prediktív megközelítéssel, ahol mindig valamilyen stresszorból indulunk ki.



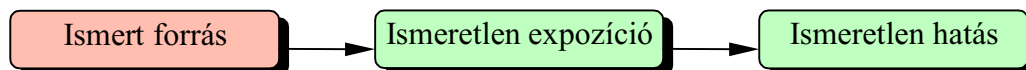
4.2 ábra
A prediktív kockázatelemzés folyamatábrája

Az előzőekben elmondottak értelmében a retrospektív kockázatelemzés esetén feltételezzük, hogy a szennyezőforrás létezik, fennáll az expozíció és az általa okozott hatás is bekövetkezett. Ezért a retrospektív kockázatelemzésnek három fő típusa van:

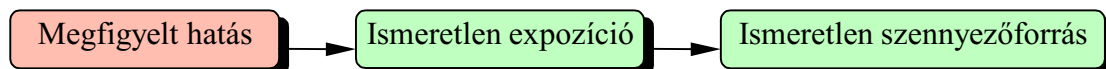
1. Forrásból kiinduló retrospektív kockázatelemzés
2. Hatásból kiinduló retrospektív kockázatelemzés
3. Expozícióból kiinduló retrospektív kockázatelemzés

A háromféle típus különböző metodikájú megközelítése látható a 4.3 ábrán.

Forrásból kiinduló retrospektív kockázatelemzés:



Hatásból kiinduló retrospektív kockázatelemzés:



Expozícióból kiinduló retrospektív kockázatelemzés:



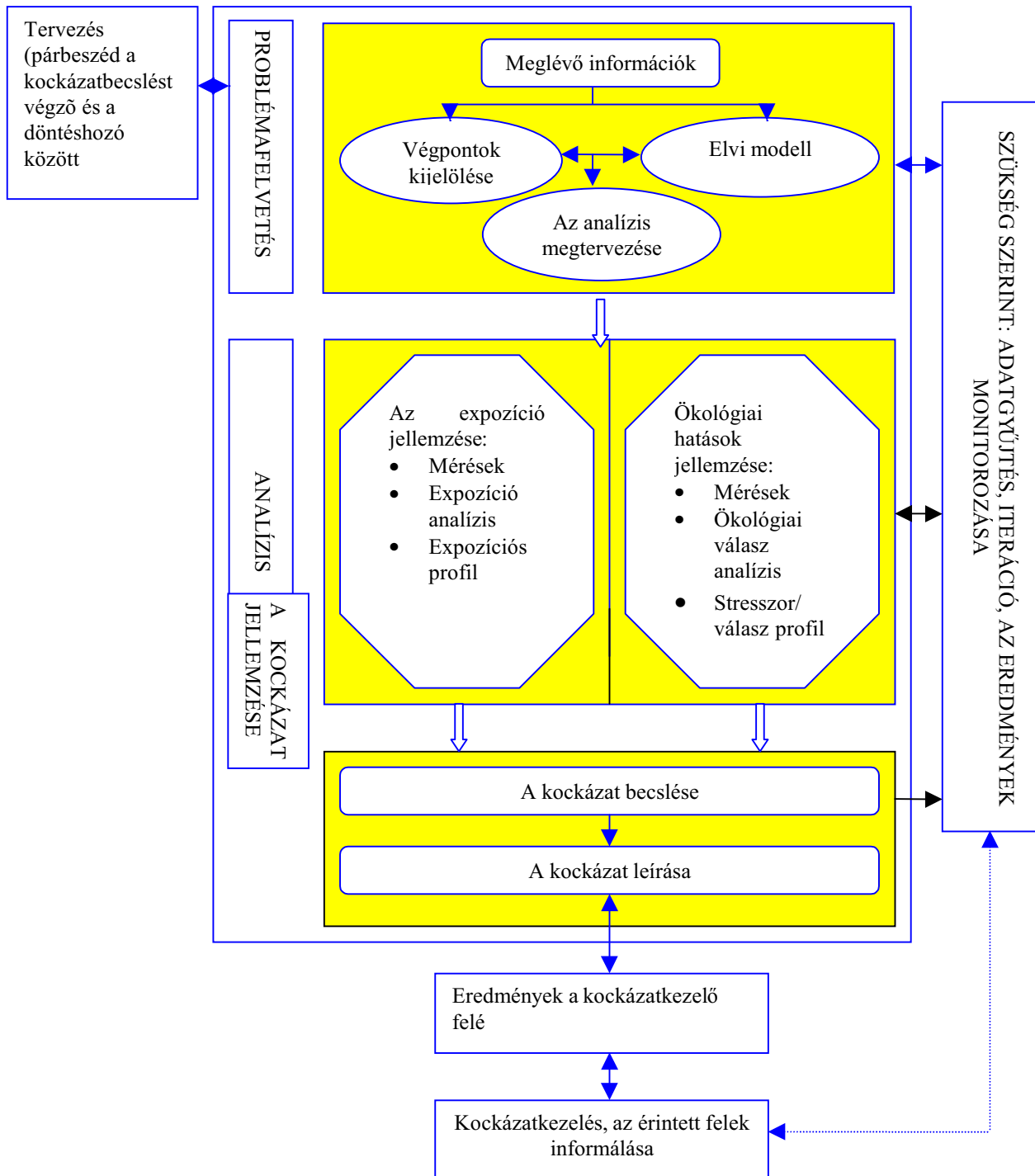
4.3 ábra

A retrospektív kockázatelemzés lehetséges kiindulópontjai

A forrásból kiinduló retrospektív kockázatelemzés során egy megfigyelt szennyezésből indulunk ki és lehetséges hatásaira vagyunk kíváncsiak (például tényleges, mért adataink vannak arra vonatkozólag, hogy egy vagy több környezeti elem – víz, talaj, stb. – szennyezett). A hatásból kiinduló retrospektív kockázatelemzésre akkor van szükség, amikor egy ismeretlen szennyezés miatt bekövetkező hatásra figyelünk föl és a feltételezett szennyezőforrást keressük. Expozícióból kiinduló retrospektív kockázatelemzést akkor végzünk, ha bizonyítékunk van az expozíció fennállásáról, de ezt megelőzően nem rendelkezünk bizonyítékkal sem a forrásról, sem a hatásról. Az ilyen jellegű kockázatelemzés a gyakorlatban meglehetősen ritka.

5. Az EPA kockázatbecslési sémája

Az EPA (Environmental Protection Agency, USA) 1989-ben kezdte meg egy olyan általános algoritmus kifejlesztését, amely az elképzelések szerint minden probléma (stresszor) kezelésére egyaránt alkalmas. A jelenlegi, véglegesnek tekinthető algoritmus (USEPA, 1998) három fázisból áll: *problémafelvetés*, *analízis* és a *kockázat jellemzése* (5.1. ábra).



5.1 ábra

Az EPA (1998) által az ökológiai kockázatbecslés folyamatára javasolt séma

5.1 Problémafelvetés

A legelső, a problémafelvetés fázisában meg kell fogalmazni magát a *problémát* (előzetes hipotézis arról, hogy bizonyos antropogén hatások következtében miért lépnek vagy léptek fel ökológiai hatások), a kockázatbecslés tulajdonképpeni *célját*, valamint körvonalazni kell a további két fázis, az analízis és kockázat jellemzésének elvégzésére szolgáló *tervet*. Ugyancsak ebben a fázisban kerül sor a már rendelkezésre álló, forrásokra, stresszorokra, hatásokra, ill. hatásviselőkre vonatkozó információk integrálására. Ennek az alapján kell kijelölni a végpontokat és megalkotni az elvi modellt. A végpontok megfelelően képviselik a szóban forgó rendszert (ökoszisztémát, élőhelyet, stb.), valamint magának a kockázatkezelésnek a célját.

Az elvi modellek célja, hogy a lényegi kapcsolatot megragadják a stresszor(ok) és a végpont(ok) között. Ezek a modellek két részből állnak: kockázati hipotézisek (szöveges) és diagramok (grafikus reprezentáció). A kockázati hipotézisek valójában feltevések arra vonatkozólag, mi a végpontokat fenyegető potenciális kockázat. Alapulhatnak elméleteken, logikán, tapasztalati adatokon, matematikai vagy valószínűségi modelleken. Ezek a hipotézisek két irányban is működhetnek: megjósolhatják, mi lehet egy stresszor potenciális hatása, ill. segítségükkel meg lehet válaszolni, miért lépnek (léptek) fel a megfigyelt ökológiai hatások és mi volt kiváltó okuk.

Az elvi modellek felállítása során bizonytalanságok léphetnek fel. Ezek származhatnak abból, ha nem rendelkezünk elegendő információval az ökológiai rendszer működéséről, megfelelünk valamilyen stresszorról vagy másodlagos hatásról ill. valamilyen paramétert rosszul határozunk meg.

Nyilvánvaló, hogy mivel ez az alapozó fázis, az itt elkövetett hibák a kockázatbecslés egész további menetét befolyásolhatják. Az EPA által végzett elemzések kimutatták, hogy a hibák alapvetően három forrásból származhatnak: (1) nem egyértelműen definiált célok, (2) nem egyértelmű, nehezen meghatározható és-vagy mérhető végpontok és (3) lényeges kockázatok mellőzése.

5.2 Analízis

Az analízis során kell elvégezni az *expozíció* valamint a *várható ökológiai hatások* jellemzését. Ennek a "terméke" az *expozíciós* és a *stresszor-válasz profil*. Az expozíciós profil azonosítja a receptort (a stresszornak kitett ökológiai entitást), megadja a forrás-stresszor-receptor útvonalat (azaz annak a módját, hogyan jut el a stresszor a forrástól a receptorig), valamint az együttes előfordulás vagy kontaktus intenzitását, ill. térbeli és időbeli terjedelmét. A forrás tulajdonképpen az első állomása az expozíciós útnak, éppen ezért az expozíció jellemzéséhez szükséges a forrás beazonosítása és jellemzése is (már amennyiben ez lehetséges). Ezenkívül szükséges annak a közegnek a beazonosítása is, amelyik a stresszor legelső befogadója. Meghatározó továbbá az, hogy az adott forrás az adott stresszort milyen intenzitással mikor és pontosan hol bocsátja ki.

Amennyiben lehetséges, az expozíciót olyan egységekben kell kifejezni, amely kombinálható a hatásbecslés eredményeivel. Az expozíció analízis során lehetőség nyílik bemutatni a stresszorok térbeli és időbeli eloszlását is. Ez az analízis kiterjed a másodlagos stresszorokra is. A tényleges expozíció jellemzésénél is meg kell adni a tér- és időbeli eloszlást, valamint az expozíció intenzitását. Amennyiben több expozíciós út is van, ezeket lehetőség szerint rangsorolni kell fontosságuk alapján.

Az ökológiai hatások jellemzésekor meg kell adni az adott stresszor által kiváltott hatásokat, ezeket a kockázatbecslés végpontjaihoz valamilyen módon kapcsolni kell (azaz meg kell arról győződni, hogy valóban azokat választottuk-e végpontoknak, ahol a kiváltott ökológiai hatás ténylegesen érzékelhető), továbbá azt is becsülni kell, hogyan fognak a hatások a stresszor különböző szintjein megjelenni. Ez tulajdonképpen az elvi modell ellenőrzése is egyben.

Az ökológiai hatások jellemzésének fontos eszköze az *ökológiai válasz analízis*. Ennek során három elemet vizsgálunk: (1) a stresszor különböző szintjei és a hatások közötti összefüggést (stresszor-válasz analízis), (2) annak a valószínűségét, hogy a hatások a stresszornak való expozíció következtében lépnek fel és (3) a mérhető ökológiai hatásokat valamilyen módon értelmezni kell azokra a végpontokra, amelyek közvetlenül nem mérhetők.

1. Stresszor-válasz analízis

Ebben a fázisban a 3.3 fejezetben leírt stresszor-válasz görbét vesszük fel. Több stresszor együttes hatása esetén kétféleképpen lehet ezeket a görbéket megszerkeszteni. Az egyik lehetőség, hogy minden egyes stresszorra külön-külön felvesszük a görbéket, és utána ezeket

kombináljuk. A másik pedig, hogy a stresszorok együttes hatását vizsgáljuk (pl. amikor felszíni víz toxicitásának meghatározására ökotoxikológiai tesztek végzünk; ebben az esetben többféle mérgező anyag lehet jelen a vízben, de mi a víz együttes mérgezőképességét vizsgáljuk).

2. Ok-okozati kapcsolat igazolása

A tényleges ok-okozati kapcsolatot a stresszor és a hatás között be kell bizonyítani, enélkül ugyanis a kockázatbecslésben igen megnövekedne a bizonytalanság. Elsősorban azokban az esetekben fontos, amikor a kockázatbecslés kiváltó oka valamilyen megfigyelt ökológiai hatás (pl. madárpusztulás).

Az ok-okozati kapcsolat igazolását szolgálhatják terepi mérések (pl. a madárpusztulás egyidejűleg fordul elő valamilyen peszticid alkalmazásával), ill. laboratóriumi tesztek (pl. a tesztek során a kérdéses peszticid hasonló mértékű madárpusztulást okozott, mint a természetben előforduló). Lehetőség szerint a kétféle bizonyítást egymás mellett kell alkalmazni, így az eredmények megerősíti egymást. Az ok-okozati viszony fennállását igazolhatja az is, ha sikerül a stresszor-válasz görbét megszerkeszteni, azaz a stresszor különböző szintjein különböző mértékű hatás jelentkezik (pl. ha egy szennyező anyag a kibocsátástól számítva a környezetben hígul, csökkenő mértékű ökológiai hatás jelentkezik).

Ha a stresszor és a hatás nemcsak egy alkalommal fordul elő együtt hanem több alkalommal, ez is erős bizonyíték lehet az ok-okozati viszony létezésére. Ennek meglétét ugyancsak alátámaszthatja az is, ha nem időben, hanem térben történik a többszörös együttes előfordulás, azaz a stresszort és a hatást több ökológiai rendszerben is megfigyeljük.

3. A mért hatások hozzárendelése a végpontokhoz

Előfordulhat, hogy magukat a végpontokat (bármennyire is az ökológiai kockázatbecslés szempontjából értékesnek minősített entitást képviselik) nem lehet közvetlenül mérni. Amennyiben a mért ökológiai hatás és a végpont különbözik, extrapolációkat kell végezni.

Ezek a következők lehetnek:

- taxonok között;
- válaszok (mért ökológiai hatások) között;
- laboratóriumi adatok extrapolációja természetes körülményekre;
- földrajzi területek között;
- akut hatás extrapolációja hosszútávú hatásokra.

Az ilyen jellegű extrapolációk természetesen számos bizonytalanságot rejtenek.

Az ökológiai válasz analízis eredménye a stresszor-válasz profil. Ez általában egy írásos dokumentum. Az expozíciós és a stresszor-válasz profil alapján végezhető el a kockázat jellemzése (3. fázis).

5.3 A kockázat jellemzése

Ennek során ki kell térni a feltevések összegzésére, a bizonytalanságok értékelésére, valamint az analízis gyenge és erős pontjainak értékelésére is. A kockázat értékelése történhet egyrészt rangsorolás formájában: pl. alacsony, közepes, magas kockázat. Ez elsősorban akkor alkalmazható, ha az expozícióra és/vagy hatásra vonatkozó adatok csak korlátozottan állnak rendelkezésre vagy nehezen számszerűsíthetők. Amennyiben az expozícióra és a hatásra számszerű adatok állnak rendelkezésre, az értékelés legegyszerűbb módszere ezek hányadosának megadása (azaz az expozíció koncentráció osztva a hatás koncentrációval).

A kockázat jellemzése történhet a teljes stresszor-válasz görbe alapján. Ennek az az előnye, hogy a kockázatot a stresszor több szintjén lehet jellemezni. Ez különösen azoknál a kockázatbecsléseknél fontos, amikor nem pusztán arról van szó, hogy a szennyeződés (kockázat) meghaladt-e egy bizonyos határértéket. Hátrány ugyanakkor, hogy az előző módszerhez hasonlóan ez sem veszi figyelembe a bizonytalansági tényezőket vagy a másodlagos hatásokat.

Ebben a fázisban is alkalmazhatók modellek, amelyek előnye elsősorban az, hogy a „mi van akkor, ha“ típusú kérdésre is tudnak válaszolni. Ugyancsak előnyük, hogy másodlagos hatásokat is figyelembe lehet venni. Természetesen a modellek ilyen jellegű alkalmazásánál figyelembe kell venni mindazon bizonytalansági tényezőket, amelyekkel általában a modellkészítésnél számolni kell.

A kockázat jellemzésekor azt is bizonyítani kell, hogy a végpontokban várható változások valóban károsak. Károsnak ebben az összefüggésben az a hatás tekinthető, amely az adott ökológiai entitás értékesnek tekintett strukturális vagy funkcionális jellemzőjét változtatja meg. Ehhez először is meg kell tudni különböztetni a stresszor által kiváltott hatásokat azoktól, amelyek az élő rendszer természetes variabilitásából adódnak. Egyes populációk esetében például igen magas lehet a természetes fluktuáció.

A káros hatások értékelésekor a következő kritériumokat kell követni:

- a hatás jellege és intenzitása;
- időbeli és térbeli nagyságrendje;

- regenerációs potenciál.

A hatás jellege elemzésekor valamilyen ökológiai paramétert célszerű megadni: pl. növekedés, reprodukció, mortalitás, stb. A hatás intenzitása (mértéke) nem adható meg pusztán egy mérőszámmal, ugyanis különböző élő rendszerek különböző mértékű káros hatást képesek elviselni. Lassú növekedésű, lassan reprodukálódó nagytermetű növények populációi lényegesen érzékenyebbek a reprodukcióban bekövetkezett 10%-os csökkenésre, mint pl. a gyorsan reprodukálódó algák.

Ennek a fázisnak az elején már ismert, mekkora az a terület, amelyen az expozíció előfordul és ahol a hatás is megfigyelhető. A kockázat jellemzésekor nem elég azt figyelembe venni, mekkora az az abszolút terület, ahol a hatás érvényesül. Előfordulhat ugyanis, hogy olyan viszonylag kisebb kiterjedésű, de unikális területeket ér a hatás, amelyek károsodása, degradációja kihat egy nagyobb területre is. Így például vizes élőhelyek károsodása az egész környék vadállományára is kihat.

Óvatosnak kell lenni akkor is, amikor egy stresszor által kiváltott hatás időbeli lefutását értékeljük. Többek között tisztában kell lenni azzal, hogy maguk az ökológiai rendszerek is változnak időben, például olyan természetes okok következtében, mint az éghajlat fokozatos megváltozása. Egy stresszor kiválthat olyan hatást, amely azonnal észlelhető, de lehetnek csak hosszú távon megfigyelhető következmények. Előfordulhat az is, hogy a stresszor által kiváltott hatás csak valamilyen késéssel következik be.

A káros hatások időbeli lefutásánál természetesen a regenerációt is figyelembe kell venni. A regeneráció ebben az összefüggésben annak a mértéke, hogy egy populáció vagy társulás mennyire képes a stresszor bekövetkezte előtti állapotot megközelíteni.⁶ Természetesen egy rendszer soha nem fog valamilyen régebbi állapotra teljesen visszaállni. Ez már csak azért sem képzelhető el, hiszen maguk a rendszerek is dinamikusak, valószínűleg a stresszor bekövetkezte nélkül is lenne valamilyen fokú változás. Éppen ezért itt a regeneráció fogalma inkább viszonylagos, olyasmire kell gondolni mint például egy szennyezés következtében kipusztult populáció újbóli megjelenése. Bármennyire is nehéz a regenerációt mint jelenséget a rendszer szempontjából értelmezni, nagy valószínűséggel megjósolható, hogy a rendszerben a stresszor által kiváltott hatások mennyire reverzibilisek. Így például a trópusi esőerdők területén az erdőirtás, amelynek a következménye a gyors talajerózió, irreverzibilis

⁶ A regeneráció ebben az értelemben a természetes folyamatokra vonatkozik. A kockázatkezelés során megvalósított tudatos beavatkozások a rehabilitáció, rekonstrukció fogalmába tartoznak.

változásnak tekinthető. Egy folyóba történő szennyvízkibocsátás ugyanakkor (természetesen egy bizonyos határig) reverzibilis.

Bár a három fázis egymást időrendi sorrendben követi, mint ahogy az ábra is mutatja, van lehetőség visszacsatolásra, a séma viszonylag rugalmas. Így például az analízis során kapott eredmények, következtetések alapján lehet módosítani a problémafelvetést vagy szükség lehet újabb adatok gyűjtésére is.

5.4 Alkalmazás

Az algoritmus alkalmazhatóságát olyan területekre is tesztelték, amelyek nem tartoznak a klasszikus ökológiai kockázatbecslés témakörébe – többek között vizes élőhelyek kapcsán felmerülő problémák elemzésére és kezelésére is.

1993-ban az EPA 5 prototípus jellegű vízgyűjtő szintű ökológiai kockázatbecslést folytatott le, méghozzá meglehetősen eltérő területeken (CENR, 1999). A választás azért esett a vízgyűjtőkre, mert:

- ezek természetes geomorfológiai egységek, meghatározható határvonalakkal;
- a rajtuk átfolyó felszíni vizek tulajdonképpen összegyűjtik a szennyeződések, így lehetőség nyílik a stresszorok együttes és kumulatív hatását vizsgálni;
- a vízgyűjtőkön található ökoszisztémák mérete igen tág határok között változik, tehát a problémától függően ki lehet az egész vízgyűjtőt, ill. ennek egy részét jelölni;
- a nagy vízgyűjtők több közigazgatási egységre is kiterjedhetnek, így az ezek közötti kooperáció válik szükségessé;
- a tiszta víz egyre inkább felértékelődő korlátozó forrássá válik, mind a közvetlen emberi használat, mind az ökoszisztémák fennmaradása szempontjából.

6. A Pécselyi-medence vizes élőhelyeire végzett ökológiai kockázatelemzés és -becslés

A Pécselyi-medence a Dunántúli-középhegység nagytáján belül a Bakonyvidék középtáj részét képező Balaton-felvidék és kismedencéi kistájcsoporthoz tartozik. E szubrégió egyik legjellemzőbb része a Pécselyi-medence kistáj.

A medence jellegét tekintve kultúrtáj. Arculatát elsősorban a szőlőművelés adja meg, amely a medence északi peremén húzódó szelíd lankákra jellemző. Tudjuk, hogy már a 12. századtól kezdve voltak itt szőlőskertek. A művelt területek mellett a medencének viszonylag kis

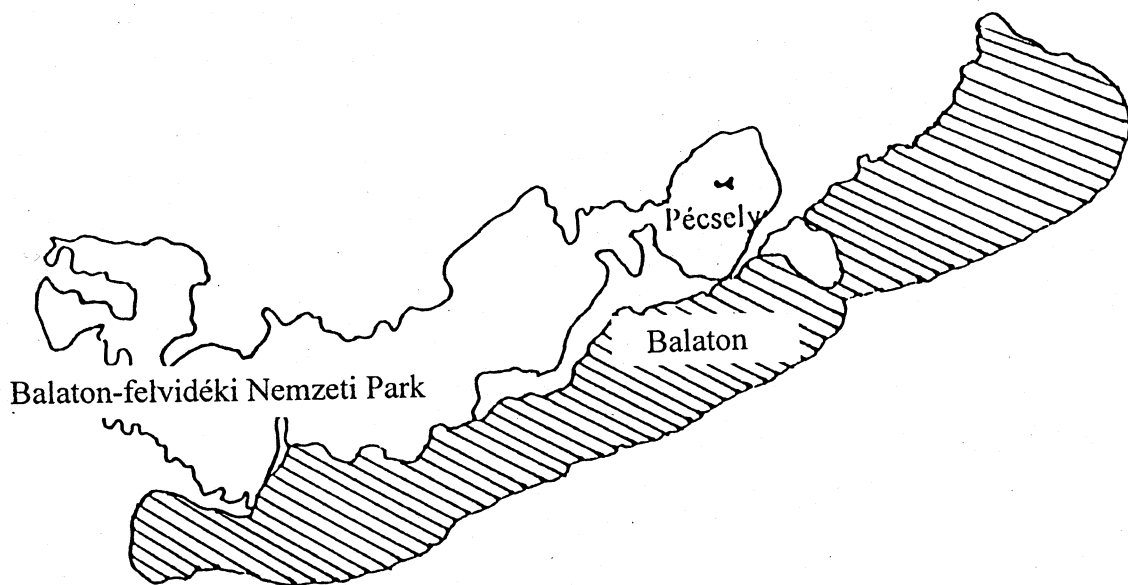
hányadát teszik ki a természetesnek tekinthető élőhelyek maradványai, közöttük a vizes élőhelyek.

A terület keleti része vízfolyásokban gazdagabb, így patakjai mentén több helyen találhatunk manapság már ritkaságnak számító vegetációkat, mint a kiszáradó láprétek, mezofil kaszálórétek, forráslapok és magassásos élőhelyek. Ezek a területek a nedvességkedvelő védett fajok potenciális élőhelyei, melyeket a kiszáradás és az elnádásodás fenyeget (6.1 ábra). Az itt található botanikai értékek közül mindenképp említésre méltó a mocsári kosbor (*Orchis laxiflora* ssp. *palustris*), mocsári nőszőfű (*Epipactis palustris*), hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*).

A medencét 1997. aug. 9-én tájvédelmi körzetté nyilvánították, majd ugyanezen év szept. 15-én megalakult a Balaton-felvidéki Nemzeti Park, amelynek a medence kezdetől fogva része (6.2 ábra).



6.1 ábra
Egy Pécsely környéki vizes élőhely – még viszonylag érintetlen



6.2 ábra
A Pécselyi-medence

A vizes élőhelyek védelmét nemcsak a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatósága tartja fontosnak, hanem megemlítésre került a Veszprém Megyei Önkormányzat megbízásából készült Veszprém Megye Területrendezési Terve Területrendezési Program címen összeállított anyagban is. Eszerint egyrészt általánosan “a biodiverzitás védelmét minden ágazatnak, önkormányzatnak biztosítani kell a maga eszközeivel”, másrészt kifejezetten a vizes élőhelyekre vonatkozóan “El kell érni, hogy a természetes és természetközeli állapotot megőrzött vizes élőhelyek területarányának csökkenése megálljon. Folyamatos vízutánpótlással gondoskodni kell a kiszáradt vagy kiszáradással veszélyeztetett vizes élőhelyek rehabilitációjáról.”

Ennél még részletesebben rendelkezik Veszprém Megye Környezetvédelmi Programja (KGI, 2000), amely a szükséges intézkedésekre is kitér. Eszerint:

- Gondoskodni kell a szárazodás és eutrofizáció miatt különösen veszélyeztetett vizek, vizes élőhelyek élővilágának megőrzéséről.
- A vizes élőhelyek fennmaradásához biztosítani kell az ökológiai vízkészletet.
- Foglalkozni kell a megye vizes élőhelyeinek kataszterezésével, osztályozásával. Lehetőség szerint kezelési terveket kell ezekre kidolgozni.
- A vizes élőhelyek rekonstrukciója, fenntartása kiemelt természetvédelmi és vízügyi feladat kell hogy legyen.

A medence problémája meglehetősen gyakori hazai, sőt európai viszonylatban is: olyan területen kell élőhelyeket megőrizni, ahol a tájhasználat már régóta intenzív és ebből adódóan kisebb-nagyobb mérvű környezetszennyezéssel kell számolni. Ezek a vizes foltok mintegy szigetekként maradtak fenn a mezőgazdasági művelés alá vont területeken.

Az ilyen élőhelyek kezelésére, fenntartására szolgáló javaslatoknak számolni kell azzal, hogy legfeljebb egy jó kompromisszum születhet a természetvédelmi érdekek és a tájhasználat különböző formái között. A kompromisszum egyik lehetséges formája azoknak a stresszoroknak a kiküszöbölése, csökkentése vagy hatásának módosítása, amelyek a területet komolyan fenyegetik, amelyek a tájhasználatból adódnak és amelyek mitigálása az eredendően mezőgazdasági tájhasználatot is lehetővé teszi.

Ez a kockázatalapú kezelési stratégia első pillantásra nehezen szorítható be a vizes élőhelyek kezelésére vonatkozó Gőri-féle fogalmi keretek közé (ld. 2.7 fejezet). Lesznek olyan stresszorok, amelyeket azért szüntetünk meg vagy azért csökkentünk, hogy az élőhely további degradációját megelőzzük, azaz a jelenlegi állapotot őrizzük meg (konzerváció). Lesznek olyan stresszorok viszont, amelyek kiküszöbölésével, csökkentésével állapotjavulást idézünk elő, amely viszont már átcsúszik a rehabilitáció területére.

Maga a kockázatbecslés véget ér a stresszorok és az általuk kiváltott hatás minőségi és mennyiségi elemzésével. Ennek során nyilván már a stresszorok rangsorolása is megtörténik, hiszen a mennyiségi elemzésből meglehetősen tiszta kép keletkezik arra nézve, az egyes stresszorok mekkora kockázatot jelentenek.

Az elfogadható kockázat mértékét lényegében az egyes stresszorokra külön-külön is meg lehet adni. A kezelési javaslat kidolgozása során a döntéshozónak kell eldöntenie, a stresszorok közül melyek azok, amelyek eliminálása vagy mitigálása nemcsak hogy szükséges (ez az érem egyik oldala), hanem meg is oldható, méghozzá a rendelkezésre álló jogi és gazdasági keretek között.

A kockázatkezelő szempontjából további előnye ennek a megközelítésnek, hogy az egyes stresszorok kezeléséhez hozzá tudja rendelni az ehhez szükséges forrásigényt, azaz (1) meg lehet mondani, mekkora ráfordításra van ahhoz szükség hogy *a* stresszort *b* mértékben csökkentsünk (a csökkentés mértéke lehet 100%-os is), (2) a rendelkezésre álló források elegendőek-e ahhoz, hogy a stresszort az elfogadható kockázat szintjére csökkentsük, ill. (3) a rendelkezésre álló források a stresszor(ok) mekkora mértékű csökkentését teszik lehetővé.

A kockázatbecslés, mint már elhangzott, iteratív eljárás. A kockázatkezelő-döntéshozó nemcsak felhasználója lehet a kockázat jellemzése során kapott információknak, hanem

döntésével megváltoztathatja az eljárás input oldalát, akár egy új eljárás indukálója lehet. Magyarán: a döntéshozó a meglevő stresszorok és kockázatok ismeretében megalkot egy olyan kezelési stratégiát, amelynek egyes elemei az adott élőhelyre további stresszorokként fognak hatni. Éppen ezért amennyiben a döntéshozó feltételezi, hogy a kezelési stratégiának vannak ilyen kockázatos elemei, ezekre is el kell végezni a kockázatbecslést (pl. ha egy területen egy exóta, invazív gyomfajt vegyszeres kezeléssel kívánunk visszaszorítani, ez is okozhat olyan terhelést az ökoszisztéma többi elemére, amelynek kockázatát illik ismerni a kezelés elvégzése előtt).

A Pécselyi-medencére elvégzett kockázatbecslés algoritmus az előző fejezetekben vázolt EPA algoritmust követi. Az egyezés annyiban is indokolt volt, mivel maga medence egy viszonylag jól lehatárolható vízgyűjtőként fogható fel, ahonnan a lefutó vizek a Balatonba érkeznek.

6.1 Problémafelvetés

6.1.1 Az elvi modell

Az elvi modell felállításához számba kell venni:

1. azokat a tevékenységeket, tájhasználati formákat, amelyek a medencében léteznek és amelyek következtében stresszorok léphetnek fel;
2. a vizes élőhelyekre ható feltételezett stresszorokat;
3. a stresszorok következtében fellépő ismert vagy feltételezett ökológiai hatásokat;
4. a kockázatbecslés végpontjait és
5. a végpontokra vonatkozó lehetséges méréseket.

Az elvi modell sémáját a 6.3 ábra mutatja.

6.1.1.1 A MEDENCÉRE JELLEMZŐ TÁJHASZNÁLAT ÉS ANTROPOGÉN TEVÉKENYSÉG

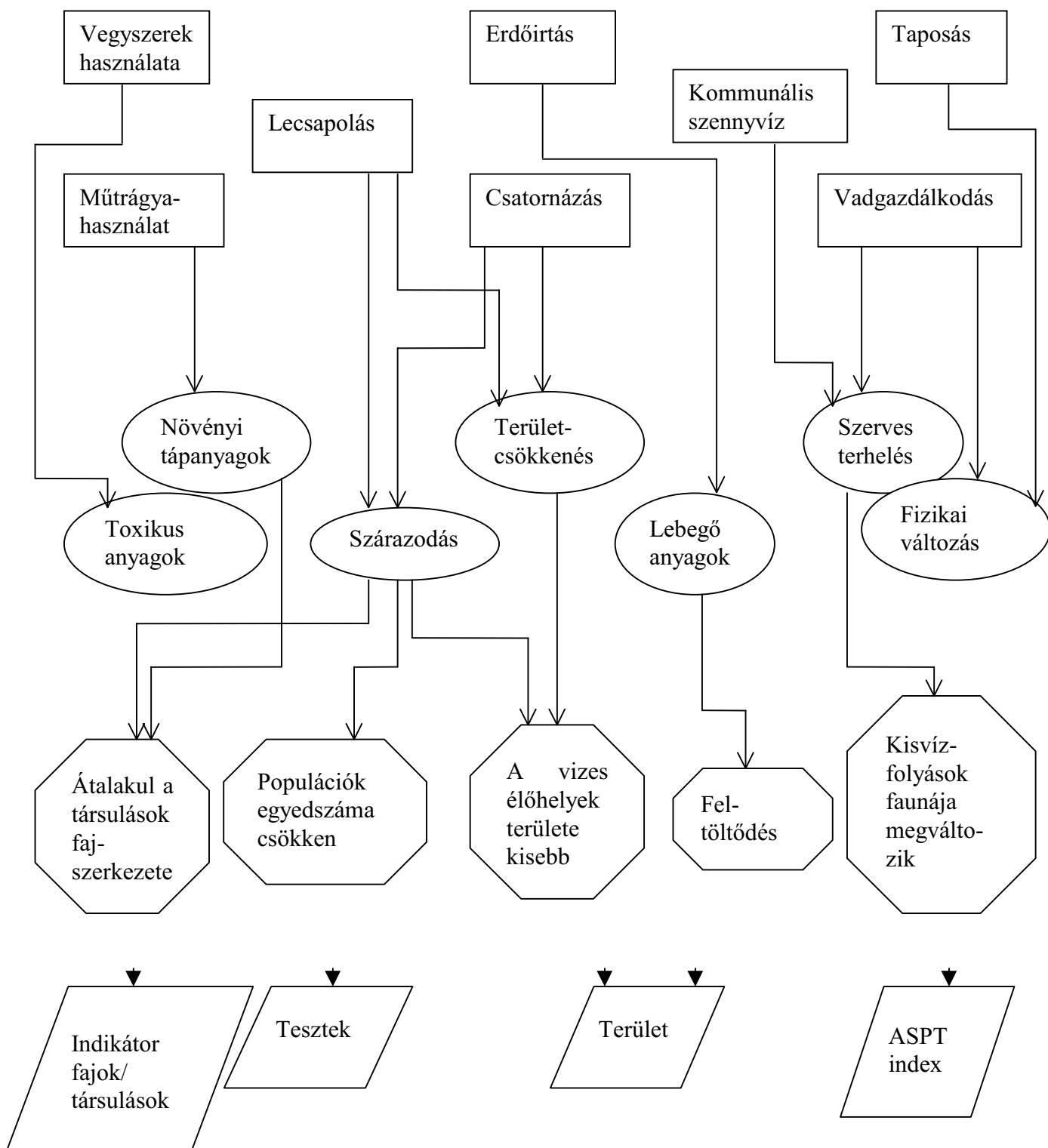
Már a 12. századtól kezdve jellemző a mezőgazdasági tájhasználat, elsősorban szőlőművelés. Az adatok forrása a Veszprém Megyei Levéltár volt, ill. szintén a Levéltár anyagának alapján készült összefoglaló mű, "A három Pécsely története", Veress D. Csaba tollából (1992). Eszerint például vannak adatok arról, hogy 1121-ben Bánd ispán két pécselyi szőlőjét az almádi monostornak adományozta (Veress, 1992). Biztosra vehetjük, hogy az intenzív és kiterjedt földművelés igencsak átalakította a medence természetes növénytakaróját, természetföldrajzi képét, beleértve a vizes területeket is, de egészen 1817-ig (ekkortól

származnak az első ismert részletes térképek a medencéről) nincsenek konkrét adataink a vizes élőhelyek tényleges kiterjedéséről.

Ma a mezőgazdasági művelés igen intenzív, tipikusak a művelés alatt álló, valamint több helyen felhagyott szántók, szőlők és gyümölcsösök. Ez az intenzív művelés feltehetően a következő tevékenységekkel jár együtt: (1) peszticid használat, (2) műtrágya ill. szerves trágya használat, valamint (3) a környező területekről lebegő anyag bemosódás (azokon a területeken ugyanis, ahonnan az eredeti növénytakarót kiirtották, sokkal nagyobb az erózióveszély, ami a vizes élőhelyek szempontjából pedig szerves és szervetlen anyagok bemosódását okozza, növeli a feltöltődés mértékét). A vadgazdálkodás, pontosabban az ennek következményeképpen elszaporodott vaddisznók is lehetnek stresszorforrások. A medence névadó (és egyetlen) települése, Pécsely falu még a mai napig nincs csatornázva, így a talajvízbe jutó szennyvíz is problémaforrás. Stresszorok forrása lehet járművek használata magukon a vizes területeken.

6.1.1.2 FELTÉTELEZETT STRESSZOROK

A területcsökkenés lehetett a legjelentősebb stresszor – ennek forrásai között valószínűsíthető a klimatikus viszonyok megváltozása, csatornázás, ill. lecsapolás. Ezek következtében feltételezhető a vizes területek szárazodása is. A környező tájhasználatból ugyancsak feltételezhető mezőgazdasági szerek (trágya, műtrágya, növényvédő szerek) bemosódása. Ugyancsak feltételezhető a fokozott erózió a vizes élőhelyeket övező területekről.



6.3 ábra

A Pécselyi-medence vizes élőhelyeire vonatkozó elvi modell. A modell tetején levő téglalapok a vízgyűjtő területén előforduló emberi tevékenységeket jelölik. Ezalatt következnek az ezekből a tevékenységekből származó stresszorok (ovális formában). A stresszorok által kiváltott hatások nyolcszögekben találhatóak, ez alatt. Végül a hatások adott végpontokhoz kapcsolódnak.

A kommunális szennyvíz is tápanyagforrás lehet, a szerves terhelés a vízfolyásokban az oldott oxigén tartalom csökkenését okozza. Taposást, azaz fizikai károsodást okozhatnak vadállatok, ill. járművek.

6.1.1.3 FELTÉTELEZETT ÖKOLÓGIAI HATÁSOK

Elsődleges hatás lehet élőhelyeknek a vizes élőhely területcsökkenéséből adódó megfogyatkozása. Számolni kell olyan növényfajok eltűnésével, amelyek alacsonyabb tápanyagigénnyel, viszont magasabb vízigénnyel rendelkeznek. Megváltozik a társulások szerkezete, szélsőséges esetben egész társulások eltűnhetnek. A patakokba jutó szerves terhelés eredményeképpen megváltozik ezeknek a kisvizeknek a gerinctelen faunája, kisebb oxigénigényű, kevésbé igényes fajok fognak dominálni. A toxikus szennyezés egyes élőlények közvetlen pusztulását okozhatja, amely a populáció egyedszámának csökkenését eredményezheti.

6.1.2 Az analízis megtervezése

A források, ezekből fakadó potenciális stresszorok és általuk kiváltott ökológiai hatások számbavétele után (amelyek elsősorban tapasztalati döntések) ezekhez megfelelő végpontokat kellett hozzárendelni, ill. meg kellett tervezni a végpontokra vonatkozó mérések metodológiáját. Már a stresszorok számbavételekor kiderült, hogy ezek nem egyforma súlyúak, ezért a vizsgálatok megtervezésekor csak a lényegesebb stresszorokkal foglalkoztunk.

Területcsökkenés

Legfontosabbnak a területcsökkenést és a kiváltott hatásokat gondoltuk. Itt ugyan a végpont egyértelmű – a vizes élőhely területe – mégis olyan méréseket kellett hozzárendelni, amelyek segítségével a vizes élőhelyek nemcsak mostani, hanem esetleges múltbeli kiterjedését is fel tudtuk térképezni. Az egyik ilyen eszköz a régi térképek voltak.

A Veszprém Megyei Levéltár birtokában 1817-től állnak rendelkezésre olyan térképek, amelyek feltüntetik a vizes területeket, ezeknek többé-kevésbé pontos határait. Az összehasonlítás céljaira azokat választottuk ki, amelyek a következő feltételeknek eleget tettek:

1. jó megtartásúak voltak;
2. valóban alkalmaztak olyan térképészeti jeleket, amelyek lehetővé tették a vizes területek megkülönböztetését;
3. kellő pontossággal rendelkeztek ahhoz, hogy legalább egy hozzávetőleges területbecslést el tudják végezni.

Ezen a szűrőn természetesen több térkép kiesett. A felhasználható térképek közül a legtöbb információt a VEML XV/11. K-131-es térkép ("Nagy-Pécsely község 1858. évi kataszteri térképe") adta, amely annyira pontos volt, hogy bár magán a térképen méretarány nem volt feltüntetve, megfelelő azonosítók segítségével sikerült a térképet bedigitalizálni, ilyen módon sikerült egy olyan fedvényt létrehozni, amely a főbb vizes területek múltbeli területnagyságát tünteti fel⁷.

A területcsökkenés lehetséges mértékének felmérésére a másik lehetőség, ha a mai területnagyságot a potenciálisan lehetséges területnagysággal vetjük össze, azaz meghatározzuk, mekkora a vizes élőhely elvileg lehetséges kiterjedése. A vizes élőhelyek meglétét, kiterjedését, működését alapvetően a vízáradó-vízáró rétegek elhelyezkedése határozza meg, amelyek felmérése geofizikai módszerekkel lehetséges.

A sekélymélységű kutatásban alkalmazott felszíni geofizikai módszerek közül a leggyorsabb, legolcsóbb és leghatékonyabb módszer együttest, az egyenáramú geoelektromos szelvényezést és szondázást alkalmaztuk. A mérések lényege a következő: két elektródán (A-B) keresztül egyenáramot vezetünk a földbe, s két másik elektródán, a mérő elektródákon (M-N) mérjük a talajban keletkező elektromos feszültséget.

A mért feszültség arányos az áramtérbe eső kőzetek fajlagos ellenállásával. A kőzet ellenállása kapcsolatban van a kőzet típusával:

Kőzet	Fajlagos ellenállás [ohm/m]
agyag-iszap	2-10
agyagmárga	10-50
törmelék homok, kőzetliszt	30-100
mészkö	100-1000

Szondázás esetén, a mérőelektródák változatlan helyen maradása közben, a tápelektrodák távolságának növelésével egyre mélyebb rétegekről kapunk információt. Szelvényezés során a teljes elektróda konfiguráció változatlanul marad, miközben a szelvény mentén horizontálisan

⁷ Ez azért is fontos, mert ennek a kataszteri térképsorozatnak, amely az Osztrák-Magyar Monarchia mérnökeinek a precizitását dicséri, egyéb térképei más területekre is hozzáférhetőek és hasonló adatfeldolgozást is lehetővé tesznek.

mozgatjuk. Az adott területen a vízzáró agyagos-márgás rétegek alacsony, a törmelékes kőzetlisztes vízvezető rétegek közepes, a karbonátos kőzetek magas fajlagos ellenállásúak.

Indikátor fajok

Megfelelően kiválasztott indikátor fajok jól minősítik a vizes élőhelyek szárazodását. Az itt előforduló kosbor fajok jelentik a terület legnagyobb értékét. A hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*) Molnár et al. (1995) szerint Magyarországon sok helyütt már megfogyatkozott, de található még nagyobb állományai is. Síklápok és láprétek lakója, igen vízigényes. A mocsári kosbor (*Orchis laxiflora* ssp. *palustris*) élőhelyét tekintve kevésbé válogatós, előfordul mocsárréteken, szikes réteken, nádasokban, magassásosokban, lápréteken, de akár nedves kaszálókon is (Molnár et al., 1995).

Indikátor társulások

Egyes társulások terjeszkedése is jelezheti a szárazodást, így például a kékperjés láprétek viszonylag magas aránya.

A víz toxicitása

Feltételezhetően a mezőgazdasági területekről került peszticid a vizes élőhelyekre, amely mérgezőleg hathatott a vizes ökoszisztéma egyes elemeire, elsősorban a mikrogerinctelen fauna tagjaira. Ennek mérésére ökotoxikológiai tesztek alkalmaztunk, amelyek tesztorganizmjei vízi mikrogerinctelenek. Az elvégzett tesztek nem szokványosak voltak, hanem toxikitek. Ezek nem standard mikrobiotesztek, amelyeket Belgiumban, a Ghenti Egyetemen a LABRAP (Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution) fejlesztett ki. A tesztorganizmok széles skálája létezik, különböző tesztorganizmok felhasználásával. Valamennyinek közös jellemvonása, hogy a tesztorganizmokat immobilizált vagy alvó formában lehet tárolni, életképességüket fél-egy évig megőrzik, tesztorganizmtól függően. Szükség esetén ezeket meghatározott triggerkörülmények közé helyezve kikeltethetők, a teszt gyorsan, alacsony költség- és időráfordítással elvégezhető. Költséghatékonyságuk egyrészt abban rejlik, hogy nem kell folyamatosan egy tesztorganizmusokból álló tenyészetet fenntartani, a másik nagy előnyük pedig az, hogy szakképzetlen munkaerővel is elvégeztethetők a tesztek.

Trofitás

A víz tápanyagforgalmának, trofitásának meghatározására kijelölt végpontok maguk az egyes vízminőségi paraméterek voltak, nevezetesen NO_3^- ; NO_2^- ; NH_4^+ ; PO_4^{3-} . Ezek mérésére a

standard vízanalitikai módszerek mellett terepre is ajánlott Merck gyorsesztekkel is elvégeztem a méréseket. Ezek mérési elve általában valamilyen színreakció, a mérés ideje mindössze pár perc, szemben a standard mérésekkel.

Makrogerinctelen fauna

A patakokba jutó szerves terhelés feltehetően hatással volt az ott élő makroszkopikus méretű gerinctelen állatokra. Ebben az esetben végpontként egy index szolgált, az ún. BMWP pontszám. Az 1970-es években a Biological Monitoring Working Party kifejlesztett egy olyan pontozási rendszert, amely elsősorban gyors felmérésre alkalmas. A makrogerinctelen csoportok előfordulásán-hiányán alapul. A pontszámok 1 és 10 között vannak: a szennyeződésre érzékeny csoportok magas pontszámot kaptak, míg a toleráns fajok pontszáma alacsony (például egy pióca, amely köztudomásúlag jól elviseli a szennyezett vizet, 3-at). Ha egy adott ponton megfigyelt valamennyi család pontszámát összeadjuk, megkapjuk a teljes BMWP pontszámot. Helyesebb azonban, ha az ún. ASPT értéket számítjuk (Average Score Per Taxon), amely a teljes BMWP pontszám és a megfigyelt taxonok számának hányadosa. Ebben az esetben ugyanis csökkenteni tudjuk a mintavételi hibából adódó tévedéseket és elég jó becslést kapunk az illető élőhely szennyezettségére vonatkozóan.

A módszer előnye abban rejlik, hogy alacsony a ráfordítás-igénye: minimális eszközzel megoldható és időben is hamar kivitelezhető egy-egy mérés. Ugyancsak fontos pozitívuma, hogy nem kíván pontos rendszertani ismereteket, hiszen nem fajszinten, hanem valamilyen nagyobb rendszertani egység szintjén kell a meghatározásokat elvégezni.

6.2 Analízis

Az analízis során a stresszorok és általuk kiváltott ökológiai hatások minőségi és mennyiségi összekapcsolását kell elvégezni. A múltbeli stresszorok - múltbeli hatások esetében jelentős a bizonytalanság, hiszen bár a múltbeli hatások kimutatására, akár mennyiségi meghatározására sikerült megbízható módszereket találni, ezek nem alkalmasak arra, hogy feltételezett régebbi stresszorok egyértelmű következményét igazolják. Ez elsősorban a területcsökkenés problémáját érinti.

6.2.1 Területcsökkenés

Az 1858-as kataszteri és a recens 10000-es MÉM térkép bedigitalizálásával pontosan összevethető a másfél századdal ezelőtti és a mai területnagyság közötti különbség. Megállá-

pítható, hogy a vizsgálat tárgyát képező területek eltérő mértékben változtak az adott időszakban. Vannak olyan vizes területek, amelyek gyakorlatilag nem mutatnak területcsökkenést, vannak viszont olyanok, amelyeknek területe felére-harmadára zsugorodott. Általános megállapítás ezen ellentmondásoknak köszönhetően a Pécselyi-medence egészét illetően a területcsökkenés mértékéről tehát nem vonható le, de az egyértelműen látszik, hogy némely területeken drasztikus volt a változás mértéke.

A geofizikai mérések eredményei is ezekkel az adatokkal korrelálnak. Az alkalmazott geofizikai módszerek, az egyenáramú geoelektromos szelvényezés és szondázás az egyik legegyszerűbb, legolcsóbb és leggyorsabb geofizikai módszer. Kiterjedten alkalmazzák pl. hulladéktárolók tervezésénél (hiszen itt egy vízzáró réteg megléte igen lecsökkenti az esetleges költségeket). A módszer megbízhatóságát, pontosságát tehát már számos referencia igazolja. Az itt megvalósított alkalmazás a maga nemében ugyan újszerű, de meggyőződésünk, hogy a módszer jól alkalmazható a vizes élőhelyek kiterjedését meghatározó vízzáró réteg(ek) elhelyezkedésének, kiterjedésének meghatározása során. Ilyen jellegű eredmények pl. fontosak lehetnek akkor, amikor egy adott vizes élőhely rekonstrukcióját, rehabilitációját tervezzük meg, elsősorban abban az esetben, amikor a rekonstrukciót és rehabilitációt megalapozó konkrét kezelési javaslatok magukba foglalják a terület hidrológiai viszonyainak megváltoztatását, pl. vízutánpótlással. Maguk a mérések elvégzésének időigénye kicsi, az eredmények viszonylag könnyen értelmezhetők.

6.2.2 Szárazodás

A kékperjés láprétek viszonylag magas aránya jelzi a szárazodást. Szintén erre utal az, hogy a kosborok egyedszáma az utóbbi 5-6 évben nagymértékben, mintegy 60%-kal megfogyatkozott.

6.2.3 Toxikus szennyezés

A víz toxicitásának meghatározására meglehetősen egyszerű módszer kínálkozott: magába az egyes élőhelyekről vett vízmintákba helyeztük a tesztszervezeteket, és ezeknek a mortalitását vizsgáltuk. Egyes vízmintákban a tapasztalt pusztulási százalék elérte a 100-at.

6.2.4 Tápanyagterhelés

6.2.4.1 ÁLLÓVIZEKBEN

A víz tápanyagforgalmának meghatározására szolgáló paraméterek (NO_3^- ; NO_2^- ; NH_4^+ ; PO_4^{3-}) mérése kimutatta, hogy esetenként és élőhelyenként valóban igen magas volt a tápanyagterhelés, az $\text{NO}_3\text{-N}$ esetében több helyen jellemző volt a 28-31 mg/l közötti érték.

6.2.4.2 PATAKOKBAN

Az ASPT index legmagasabb értéke 10 lehet – ez az a hipotetikus eset, amikor csak a legmagasabb oxigénigényű, legérzékenyebb fajok fordulnak elő. A medence kisvízfolyásaiban végzett mérések szerint a jellemző érték 5,3 –5,6 között mozgott.

6.3 A kockázat jellemzése

Az egész medencére, pontosabban a medence vizes élőhelyeire magas a kockázata a mezőgazdaságban alkalmazott vegyszerek és műtrágya következtében bekövetkező vízminőségromlásnak, amely hosszabb távon a társulások fajösszetételének megváltozását okozhatja.

7. Az ezüstkárász ökológiai kockázatának elemzése a Kis-Balatonban és a Balatonban

Bár az exóta fajok nem szerepeltek a vizes élőhelyeket fenyegető öt legáltalánosabb stresszor között (ld. 2.5 fejezet), bizonyos esetekben komoly veszélyforrást jelentenek. Okozhatják patogenitást, parazitizmust, kompetíció vagy predáció miatt az őshonos populációk gyakoriságának csökkenését, az élőhelyre eredetileg jellemző biodiverzitás változását. Megváltoztathatják az élőhely valamely fizikai jellemzőjét (pl. pH, talajszerkezet, stb.) ezáltal befolyásolják az ökoszisztéma szerkezetét vagy működését. Humán egészségügyi problémákat is okozhatnak. Mindent összevéve, évente több milliárd dollárra rúgó kárt okoznak.

Több országban alkalmaznak ökológiai kockázatbecslést vagy ezen alapuló értékelési eljárást arra, hogy exóta fajok bevitelét ésszerű keretek között korlátozni tudják (Pheloung et al., 1999). Az ökológiai kockázatbecslésnek akkor is megvan a létjogosultsága, ha az illető exóta már bent van az országban, és egyik élőhelyről a másikra való áttérjedésének a kockázatát kívánjuk felmérni.

Az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio* Bloch) hazánkban nem őshonos, eredetileg ázsiai faj. A Kis-Balatonban gyakori, ökológiai szempontból káros. Különböző állomány nagyság esetén eltérő hatást gyakorol a vízi ökoszisztémára és a víz minőségére. Ezeket a hatásokat elemezve megjósolható, hogy hasonló élőhelyekre (többek között a Balatonba) bekerülve és

elszaporodva milyen ökológiai kockázat várható. Ez természetesen egyik élőhelyről a másik élőhelyre való extrapolációt jelent, amelynek viszonylag magas a bizonytalansága.

Amikor Magyarország 1979-ben csatlakozott a Ramsar Egyezményhez, a Kis-Balaton Természetvédelmi Terület azonnal felkerült a Nemzetközi Jelentőségű Vizes Területek jegyzékébe. 1985-ben megalakult az eredeti védett területet is magában foglaló Kis-Balaton Tájvédelmi Körzet, és ennek egész területe a Ramsar Egyezmény hatálya alá került (7.1 ábra).



7.1 ábra
Jellegzetes kis-balatoni kép

A Kis-Balaton Védőrendszer kialakításának szükségességét a Balaton 1960-as évekre súlyossá váló vízminőség-romlása indokolta. A cél a védőrendszer kialakításával az volt, hogy a Zalával érkező tápanyagokat a vízi és mocsári növényzet vegye fel, még a Balatonba érkezés előtt. Ilyen módon mintegy a hajdani természetes szűrőmezőt kívánták visszaállítani.

A beruházási program jóváhagyása után a munkálatok 1981-ben kezdődtek meg, a Kis-Balaton Tározó 18 km² felületű I-es ütemét (Hídvégi-tó) 1985-ben árasztották el. A sekély

tározótér (1.14 m) üzemeltetése vízminőségvédelmi, természetvédelmi, halászati és horgászati szempontok összehangolásával történik. Az elárasztás óta eltelt idő alatt a környezet állapotában végbement változások a stabilizálódás irányába mutatnak. A feliszapolódás mértékének növekedése, az eutrofizációs folyamatok gyorsulása azonban elkerülhetetlen, s ez folyamatosan alakítja az itt található, egyébként természetes úton kialakult halközösség szerkezetét.

Az 1992-ben részlegesen elárasztott II-es ütem (Fenéki-tó) esete más. Itt már a beavatkozások előtt kiemelkedően értékes társulások voltak. Napjainkban erőteljes, esetenként igen szélsőséges változások mennek végbe, amelynek jele a korábbi unikális nádasok és sásosok folyamatos zsugorodása (Dévai és Aradi, 1997).

A KBVR-nek a létrehozása során a víztér behalásodása spontán módon, vagyis természetes úton ment végbe. A behalásodás folyamatában a fő szerepet a Zala-folyó játszotta, de már akkor éreztette hatását az a jónéhány befolyó és berekcsatorna is, amelyek – elsősorban a velük kapcsolatban álló halastavak révén – más fajok mellett az ezüstkárász inputjához nagymértékben hozzájárultak. A jól sikerült élőhely rekonstrukció a KBVR területén nemcsak az őshonos fauna elemek számára adott kiváló életteret, a vízi életközösség fajszáma és létszáma látványos növekedést mutatott.

Mivel a tározót eleve vízminőségvédelmi funkció ellátására alakították ki, nagyon fontos azoknak a tényezőknek az elemzése, amelyek a vízminőségre befolyással lehetnek – ilyen tényező az ezüstkárász. Az elemzés legfontosabb megállapításait adjuk közre, a kockázatbecslés klasszikus komponenseinek (a veszély jellemzése, stresszor-válasz analízis, az expozíció becslése, a kockázat jellemzése) sorrendjében.

7.1 A veszély azonosítása

Az ezüstkárász invazív, alapvetően r-stratégista⁸, szaporodásmódja a gynogenezishez (szűznemzés) hasonlítható. Gyorsan nő, a 3-4. év végére ivaréretté válik, Tápláléka fenéklakó szervezetekből, ill. az újabb eredmények szerint zooplankton szervezetekből áll.

A következő ökológiai problémákat okozhatja:

- Zooplankton-fogyasztása révén táplálékkonkurrencia kialakulásához vezethet, amely révén visszaszoríthatja a halközösség más elemeit.

⁸ Olyan stratégiatípus, amely gyors terjeszkedést, az élőhelyek gyors meghódítását és az ott található források felélését jelenti.

- Szerepet játszhat a vízminőség alakulásában. A zooplankton szervezetek algákat fogyasztanak, ezáltal a vízminőséget javíthatják. Az algák elszaporodása ugyanis a víz eutrofizálódásához vezethet. Amennyiben a zooplanktont fogyasztó halak túlságosan elszaporodnak, megszűnik a zooplankton pozitív kontrolláló hatása, nincs semmi, ami az algák szaporodását gátolná, ez pedig a vízminőség romlásához vezethet.
- Túlzott elszaporodása révén jelentősen átalakítja egy élőhely halszerkezetét, az igényesebb, értékeesebb halak rovására.
- Nagy állománysűrűségnél bekövetkezhet az állomány összeomlása, amely látványos halpusztulások formájában jelentkezik.

7.2 Stresszor-válasz analízis

Biológiai stresszorok esetében általában igen nehéz stresszor-válasz összefüggéseket mennyiségileg meghatározni. Ez az eset ilyen szempontból rendhagyó, hiszen a Kis-Balaton különböző pontjain végzett vizsgálatok alapján viszonylag pontosan meghatározható három olyan sűrűségtartomány, amelyek eltérő módon befolyásolják a táplálék- ill. anyagforgalmat, valamint ezen keresztül a vízminőséget.

A 100-120 kg/ha alatti összes biomasszáik mellett aktívan szűrhetik a folyamatosan rendelkezésre álló zooplanktont, eközben állományuk stabil. Ez az állománysűrűség még nem jelenti a zooplankton kifalását, így a vízminőség szempontjából jótékony felülről vezérelt (top-down) táplálékforgalom jellemző.

Az ennél nagyobb összbiomasszáik az algák szűrésében fontos szerepet játszó zooplankton kifalását eredményezték, minek következtében megváltozott az anyagáramlás iránya, a top-down hatást a bottom-up folyamatok váltották fel. Az előzőekben vázoltak szerint ez az algák elszaporodásához, a vízminőség romlásához vezet.

A harmadik sűrűségtartomány a tapasztalati úton jól behatárolható 450-500 kg/ha sűrűségeket jelenti, mivel az ezüstkárász és más planktonevők pusztulásakor biomasszáik elérték ezt az értéket. Ennél a gyakoriságnál tehát már jelentős az állomány összeomlásának, a halpusztulásnak a kockázata.

7.3 Az expozíció becslése

Míg kémiai stresszoroknál meghatározható ezek feltételezett környezeti koncentrációja, biológiai stresszorok esetében ez szinte kivitelezhetetlen. Egy vegyi anyag ugyanis bekerül

(vagy kikerül) egy ökoszisztémába, itt ismert és meglehetősen jól modellezhető folyamatokon megy keresztül: hígul, terjed, kémiai átalakuláson megy át, megkötődik az üledékben vagy esetleg valamilyen élő szövetben – egyszóval a bekerülés helyétől számítva csökkenni fog a koncentrációja. Az élőlények viszont nem így működnek. Egy exóta populáció, ha számára megfelelő körülmények közé kerül, elszaporodik, ilyen módon új fertőzési gócot képez, ahonnan tovább tud terjeszkedni – a környezeti koncentrációja tehát nem csökken, hanem növekszik. Ennek a folyamatnak a leírására jelen pillanatban nem állnak rendelkezésre megfelelő modellek.

A terjeszkedés – megtelepedés – elszaporodás - továbbterjeszkedés láncolatban tehát a fő komponens a terjeszkedési mechanizmusok és a megtelepedés sikerét meghatározó tényezők ismerete. A megtelepedés sikere viszonylag jól megjósolható, ha ismerjük az élőlény alapvető ökológiai igényeit. Amennyiben az új élőhely ezeket megközelítően kielégíti, feltehetően az exóta populáció meg fog telepedni és szaporodni is képes lesz⁹.

Az egyik lehetőség a már megtelepedett populációk elemzésén alapuló expozícióbecslés. A Kis-Balatonon végzett mérések alapján az ezüstkárász a tározórendszer több területén is domináns halfaj, gyakorisága meghaladhatja a 40%-ot.

7.4 A kockázat jellemzése

A Kis-Balatonban megfigyelt expozíció és a stresszor-válasz összefüggések alapján magas a valószínűsége annak, hogy ez az invazív faj a Balatonban is hasonló állomány nagyságot ér el, és fellépnek a tározóban észlelt ökológiai hatások, többek között tömeges halpusztulás.

⁹ Itt is vannak persze bizonytalansági tényezők. Az élőlények nem passzívan viszonyulnak a környezetükhöz: képesek ahhoz alkalmazkodni, de képesek azt akár meg is változtatni.

8. Összefoglalás

A vizes élőhelyek összkiterjedése világszerte drasztikusan megfogyatkozott, nem kivétel ez alól hazánk sem. Vizeink minősége a legtöbb esetben nem kielégítő, ráadásul Magyarország ilyen szempontból különösen kiszolgáltatott helyzetben van, hiszen felszíni vízkészletünk 96 százaléka a szomszédos országokból érkezik.

Ma már tisztában vagyunk vele, milyen értéket képviselnek a vizes területek: a rajtuk, ill. bennük lejátszódó komplex folyamatok révén olyan funkciók ellátására képesek, amelyek tényleges, igen gyakran forintosítható hasznot képviselnek számunkra. Így például visszatartják a lefolyó esővizet, ilyen módon csökkentve a lejjebb elterülő területek elárasztásának veszélyét. Fontos szerepet töltenek be a vízminőség alakulásában: visszatartják a tápanyagot, ill. visszajuttatják a táplálékláncba, visszatartják a hordalékot, sőt nagyon sok esetben akár mérgező anyagokat. Számos faj ismert – köztük értékes, védett vagy gazdaságilag hasznosítható növény- és állatfajok – amelyek egész életükben vagy annak egy részében ezekhez a vizes élőhelyekhez kötődnek. Hasznosságuk igen gyakran ennél még közvetlenebb módon is megnyilvánul: gondolunk itt elsősorban a vizek rekreációs értékére.

Megmaradt vizes élőhelyeink védelme kiemelt természetvédelmi feladat. A védelem ugyanakkor nem jelent pusztán passzív állagmegóvást, hanem sok esetben tevőleges beavatkozásokra van szükség. Ezek a beavatkozások lehetnek ad-hoc kezelési javaslatok, amelyek valamilyen megfigyelt problémából kiindulva vagy tüneti kezelést alkalmaznak vagy a szimptómát kiváltó okot (stresszort) kívánják eliminálni, ill. csökkenteni. Ezek valójában nem tekinthetők integrált menedzsment tervnek. Igazából akkor lehet létjogosultságuk, ha egy probléma olyan súlyos, hogy mellette az összes többi eltölpül.

Lényegesen jobb megoldás valódi kezelési tervek készítése és alkalmazása. Alkalmazhatunk top-down megközelítést, azaz valamilyen vizes élőhely típusra, ill. vizes élőhelyek nagyobb populációira készítünk integrált menedzsment tervet, amelyet aztán lehet az egyedi esetekre illeszteni. Elképzelhető bottom-up megközelítés: egyedi vizes élőhelyekre készülnek olyan integrált menedzsment tervek, amelyek hasonló típusú vizes élőhelyekre később elvileg alkalmazhatók.

Megfelelően alkalmazva az ökológiai kockázatbecslés is olyan gyakorlat lehet, amely megalapozza az élőhelyek kezelését és fenntartását. Ilyen jellegű alkalmazhatósága már bebizonyosodott az amerikai EPA (Environmental Protection Agency) által koordinált projekteknél.

Az ökológiai kockázatbecslés során azt határozzuk meg, hogy adott környezeti kockázati tényezők (kémiai, fizikai vagy biológiai) milyen valószínűséggel és mértékben gyakorolnak káros hatást az élővilágra, pontosabban annak a nem humán részére. A kockázatkezelő, környezeti döntéshozó feladata, hogy meghatározza, ezek a kockázatok milyen mértékben fogadhatók el, ill. milyen intézkedésekkel lehet ezeket a kockázatokat csökkenteni.

Vizes élőhelyek esetében ilyen kockázati tényezők lehetnek például egyes hidrológiai változások (talajvízszint csökkentése, csatornázás, stb.), fizikai beavatkozások (pl. feltöltés), tápanyagdúsulás, toxikus szennyezések, szedimentáció, ill. nem őshonos, ún. exóta élőlények megjelenése is komoly, egyre fokozódó probléma.

A kockázati tényezők (más néven stresszorok) és az általuk kiváltott hatások elemzése időben több irányban történhet. Minősíthetjük egy potenciális stresszor feltételezett, jövőbeni hatását, ekkor beszélünk prediktív kockázatbecslésről. Egy kezelési terv során a tervezett beavatkozások is minősülhetnek olyan kockázati tényezőnek (pl. algicidek alkalmazása), amelyekre elvégzendő a kockázat becslése. Emellett arra is szükség lehet, hogy valamilyen múltbeli, esetleg még most is hatást gyakorló stresszor hatását értékeljük – ekkor retrospektív kockázatelemzésről beszélünk. Sok esetben egyetlen kockázatbecslésben alkalmazzuk mindkét fajta megközelítésmódot.

Az ökológiai kockázatelemzésnek több algoritmus is létezik. A tradicionális kockázatbecslés során először megtörténik a veszély azonosítása (azaz feltárjuk, potenciálisan milyen káros hatásokat képes a vizsgált stresszor okozni), ezután megadjuk, hogy milyen mennyiségi összefüggés áll fenn a stresszor adott szintje és a bekövetkező hatás között (stresszor-válasz kapcsolatok elemzése), ezt követi az expozíció becslése és végül a kockázat jellemzése (azaz megadjuk, hogy a becsült expozíció és az ismert stresszor-válasz kapcsolatok függvényében mekkora a káros hatás valószínűsége és milyen bizonytalansági tényezők léptek fel az előző három lépés során).

Az EPA 1989-ben kezdte meg egy olyan általános algoritmus kifejlesztését, amely az elképzelések szerint minden probléma (stresszor) kezelésére egyaránt alkalmas. A jelenlegi, véglegesnek tekinthető algoritmus három fázisból áll: problémafelvetés, analízis és a kockázat jellemzése. A probléma megfogalmazása valójában előzetes hipotézis arról, hogy bizonyos antropogén hatások következtében miért lépnek vagy léptek fel ökológiai hatások. Az analízis során kell elvégezni az expozíció valamint a várható ökológiai hatások jellemzését. Ez valójában megfelel a tradicionális kockázatbecslés során elvégzendő stresszor-válasz kapcsolatok elemzésének és expozícióbecslésnek.

Mindkét megközelítés – a tradicionális algoritmus és az EPA algoritmus is egyaránt –

tartalmazza azokat a komponenseket, amelyek az ökológiai kockázatbecslést alkalmassá teszik arra, hogy olyan komplex rendszerek sorsát érintő döntéseket alapozzanak meg, mint a vizes élőhelyek.

Jelen tanulmányban mindkét megközelítést illusztráltuk, két különböző problémára. Az első a Balaton-felvidéki Nemzeti Park területén található Pécselyi-medence vizes élőhelyeinek helyzete. A medencére jellemző az intenzív tájhasználat, már a 12. századtól kezdve voltak itt szőlőskertek. A művelt területek mellett a medencének viszonylag kis hányadát teszik ki a természetesnek tekinthető élőhelyek maradványai, közöttük a vizes élőhelyek. A felvetődő probléma meglehetősen gyakori hazai, sőt európai viszonylatban is: olyan területen kell élőhelyeket megőrizni, ahol a tájhasználat már régóta intenzív és ebből adódóan kisebb-nagyobb mérvű környezetszennyezéssel, ill. esetenként az élőhelyek területének csökkenésével kell számolni.

Mindebből adódóan a megközelítés elsősorban retrospektív jellegű volt, hiszen régebb óta fennálló stresszorok hatását kellett elemezni és becsülni. Ezek közül a legfontosabb a területcsökkenés lehetett – ennek okai között valószínűsíthető a klimatikus viszonyok megváltozása, csatornázás, ill. lecsapolás. Ugyancsak meghatározó stresszor a környező tájhasználatból adódó mezőgazdasági szer (trágya, műtrágya, növényvédő szerek) bemosódás. Ugyancsak feltételezhető a fokozott erózió a vizes élőhelyeket övező, ma elsősorban mezőgazdasági művelés alatt álló területekről. Mivel a medencében jelenleg nincs szennyvízcsatorna, a kommunális szennyvíz is jelenthet szerves terhelést, elsősorban a kisvízfolyásokban.

A Pécselyi-medence esetében az EPA algoritmusát szolgált vezérfonalként, tehát a problémafelvetés fázisát a megfelelően elvégzett analízisek követték. Az ökológiai hatások elemzésénél meghatározó szempont volt, hogy az ok-okozati összefüggések feltétlenül igazolhatók legyenek, és lehetőség szerint valóban mennyiségi összefüggést lehessen megadni az egyes stresszorok és az általuk kiváltott hatások között, bár ez a stresszorok természetéből fakadóan nem minden esetben volt lehetséges.

A múltban bekövetkezett területcsökkenést elemezve elmondható, hogy vannak olyan vizes területek, amelyek gyakorlatilag nem mutatnak területcsökkenést, vannak viszont olyanok, amelyeknek területe drasztikusan összezsugorodott. Bár valóban ez volt a legfontosabb múltbeli stresszor, a kockázatkezelésnek erre nem kell kiterjednie – ilyesfajta területi rekonstrukció nemcsak igen nagy összegeket emésztene fel, de azzal is számolni kell, hogy ma már a vizes élőhelyektől elhódított területeken mezőgazdasági művelés folyik. Vannak

ugyanakkor olyan stresszorok, amelyek hatása szintén számottevő és a kockázat kezelhető is: ezek a szerves anyag ill. toxikus anyag terhelés.

A másik esettanulmány egy exóta halfaj, az ezüstkárász ökológiai kockázatának elemzését taglalja, a kockázatbecslés klasszikus algoritmusát (a veszély jellemzése, stresszor-válasz analízis, az expozíció becslése, a kockázat jellemzése) követve. Az exóta fajok, különösen az agresszíven terjeszkedő, az őshonos fajokat kiszorító ún. invazív fajok világszerte egyre több problémát okoznak.

Az ezüstkárász eredendően ázsiai faj. A Kis-Balatonban kiváltott hatásokat elemezve megjósolható, hogy a Balatonba, ill. más hasonló élőhelyekre bekerülve és elszaporodva milyen ökológiai kockázat várható. A kockázat elemzése a Kis-Balaton vízminőség-védelmé szempontjából is fontos, hiszen ezt a tározót egy természetes szűrőmezőnek, a Balaton vízminőségének védelmére alakították ki. Azoknak a kockázati tényezőknek az elemzése, amelyek a vízminőségre befolyással lehetnek – ilyen tényező az ezüstkárász például – lehetővé teszi a kockázat megfelelő kezelését.

Veszélyt jelenthet az ezüstkárász táplálkozása: zooplanktont fogyaszt, amivel egyrészt kiszoríthatja az őshonos halközösség hasonló táplálkozású elemeit, másrészt a zooplankton túlzott fogyasztásával az algák elszaporodását segíti elő, ami viszont a vízminőség romlásához, eutrofizációhoz vezet. Nagy állománysűrűségnél bekövetkezhet az állomány összeomlása, tömeges halpusztulásokat okozva.

A stresszor-válasz analízis során a Kis-Balatonban végzett vizsgálatok alapján három olyan állománynagyságot sikerült meghatározni, amelyek eltérő hatással bírnak a tározó táplálék- ill. anyagforgalmára, így ezeken keresztül a vízminőségre. Megadható tehát az a mennyiségi előfordulás, amikor bekövetkeznek a vízminőséget negatívan befolyásoló folyamatok.

Az expozíció becslése a Kis-Balatonban mért tényleges előfordulások elemzését jelentette. Végül a kockázat jellemzése során arra a következtetésre jutottunk, hogy magas annak a valószínűsége, hogy ez az invazív faj a Balatonban is hasonló állománynagyságot ér el, és fellépnek a tározóban észlelt ökológiai hatások, többek között tömeges halpusztulás.

Az ismertetett két esettanulmány nemcsak az alkalmazott algoritmusban tér el egymástól: a Pécselyi-medence vizes élőhelyeinek vizsgálata során olyan elemzést végeztünk, amely valamennyi lehetséges stresszor kockázatának becslésére kitér, ezek után már a kezelést végzők kompetenciája, hogy ezek közül a stresszorok közül kijelölje azokat, amelyek csökkentése „belefér” – anyagi vagy egyéb okok miatt – a kezelési tervbe. A Kis-Balaton esetében egy speciális problémára koncentráltunk, egyetlen stresszorra. Nem mintha nem

lennének ott egyéb problémák, más kockázati tényezők, de szükségesnek tartottuk, hogy a kockázatbecslés alkalmazhatóságát erre az egyébként nehezen elemezhető tényezőre is illusztráljuk.

Irodalom

- Baker, Joan P. (ed) (1992). Wetlands Research Plan FY92-96: an Integrated Risk-based Approach
EPA/600/R-92/060, Corvallis, Oregon
- Barnthouse, L.W., Suter, G.W. & Rosen, A.E. (1990). Risks of Toxic Contaminants to Exploited Fish Populations: Influence of Life History, Data Uncertainty and Exploitation Intensity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 9, pp. 297-311
- Bettinetti, A., Pypaert, P. & Sweerts, J. (1996). Application of an integrated management approach to the restoration project of the Lagoon of Venice. *Journal of Environmental Management* **46**: 207-22
- Birkett, S. & Rapport, D.J. (1998). A framework for identifying and classifying ecosystem dysfunctions. *The Environmentalist* **18**: 15-25
- Björk, S. (1994). Planning and accomplishment of redevelopment and restoration projects. In: Restoration of lake ecosystems (ed. Eiseltová, M.) IWRB Publication 32, pp.59-61
- Bradshaw, A.D.: The biology of land restoration. in Applied Population Biology, Kluwer Academic Publishers, 1992
- Brinson, M.M. (1995). The HGM approach explained. *National Wetlands Newsletter* Nov.-Dec., 7-13.
- Brown, T.M. (1991). Evaluating Created Wetlands through Comparisons with Natural Wetlands. EPA/600/3-91/058, Corvallis, Oregon
- Chong, S., Garelick, H., Revitt, D.M., Shutes, R.B.E., Worrall, P. & Brewer, D. (1998) The microbiology associated with glycol removal in constructed wetlands (kézirat)
- Covello, V.T. & Merkhofer, M.W. (1993). Risk assessment methods: approaches for assessing health and environmental risks. New York, Plenum Press
- Committee on Environment and Natural Resources of the National Science and Technology Council (1999). Ecological Risk Assessment in the Federal Government. CENR/5-99/001
- Davies, T.H. & Cottingham, P.D. (1994). The use of constructed wetlands for treating industrial effluent (textile dyes). *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29. No. 4. pp. 227-232
- Davis, T.J. (ed) (1994). The Ramsar Convention Manual. Ramsar Convention Bureau, Switzerland

- Dévai, Gy., Tóthmérész, B., Erdei, Zs., Tóth, A. és Miskolczi, M. (1993). Magyarországi vizes élőhelyek (Wetlands) adatbázisa a Ramsari Egyezmény adatfelvételi rendszere alapján. KLTE, Ökológia Tanszék, Debrecen
- Érdújhelyi, M. (1906). Szerzeteseink mezőgazdasági tevékenysége 1526 előtt. Budapest,
- Góri, Sz. (1996). Ecological-methodological issues of wetland rehabilitation. *Acta Biologica Debrecina*, Debrecen, pp 89-100
- Hairston, Ann J (ed) (1992). An Approach to Improving Decision Making in Wetland Restoration and Creation. EPA/600/R-92/150, Corvallis, Oregon
- Hatano, K., Frederick, D.J. & Moore, J.A. (1994). Microbial ecology of constructed wetlands used for treating pulp mill wastewater. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29. No. 4. pp. 233-240
- Herath, G. (1997). Freshwater algal blooms and their control: Comparison of the Australian and European experience. *Journal of Environmental Management*, **51**: 217-227
- Leibowitz, N., Squires, L., Baker, J.B. (1991). Research Plan for Monitoring Wetland Ecosystems. EPA/600/3-91/010, Corvallis, Oregon
- Molnár, A., Sulyok, J. és Vidéki, R. (1995). Vadon élő orchideák. Kossuth Könyvkiadó, Budapest
- Moore, J.A., Skarda, S.M. & Sherwood, R. (1994). Wetland treatment of pulp mill wastewater. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29. No. 4. pp. 241-248
- Pheloung, P.C., Williams, P.A. & Halloy, S.R. (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* **57**: 239-251
- Polyhos, Cs., Láng, G., Kufcsák, O. & Nemesóok, J. (1999). Fishtoxicological investigation of joint effect of an insecticide (Permethrin) and a repellent (DEET). 8th International Conference on the Conservation and Management of Lakes. 17-21 May 1999, Copenhagen
- Rapport, D.J., Gaudet, C., Karr, J.R., Baron, J.S., Bohlen, C., Jackson, W., Jones, B., Naiman, R.J., Norton, B. & Pollock, M.M. (1998) Evaluating landscape health: integrating societal goals and biophysical process. *Journal of Environmental Management*, **53**: 1-15
- Revitt, D.M., Shutes, R.B.E., Llewellyn, N.R., & Worrall, P. (1998) Experimental reedbed system for the treatment of urban runoff (kézirat)
- Shapiro, J. és Wright, D.I. (1984). Lake restoration by biomanipulation: round Lake Minnesota. The first two years. *Freshwater Biology* **14**: 371-383

- Soltes-Rak, E., Kushner, D.J., Williams, D.D. & Coleman, J.R. (1993). Effect of promoter modification on mosquitocidal *cryIVB* gene expression in *Synechococcus* sp. strain PCC7942. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 59, No.8, pp 2404-2410.
- Suter, G. W. (1993). *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Chelsea
- Tanner, C.C. (1994). Treatment of dairy farm wastewaters in horizontal and up-flow gravel bed constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29. No. 4. pp. 85-94.
- Tilley, D.R., Brown, M.T. (1998): Wetland networks for stormwater management in subtropical urban watersheds. *Ecological Engineering* **10**: 131-158
- US Army Corps of Engineers (1972). Charles River Watershed, Massachusetts, New England Division, Waltham, 65 p.
- USEPA (1998). Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington D.C.
- Veress, D. Cs. (1992). A három Pécsely története. A Veszprém Megyei Levéltár kiadványa 9. Veszprém
- Vincent, G. (1994). Use of artificial wetlands for the treatment of recreational wastewater. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29. No. 4. pp. 67-70
- Veszprém megye területrendezési terve területrendezési program. VÁTI Magyar Regionális Fejlesztési és Urbanisztikai Közhasznú Társaság I. Területi Tervező és Kutató Irodája, Budapest, 1998
- Veszprém megyei környezetvédelmi program. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, 2000
- Whyte, A.V. & Burton, I. (1980). *Environmental Risk Assessment*, SCOPE 15. John Wiley & Sons, New York
- Zeeman, M. & Gilford, J. (1993). Ecological Hazard Evaluation and Risk Assessment Under EPA's Toxic Substances Control Act (TSCA): An Introduction. In: *Environmental Toxicology and Risk Assessment*, ASTM STP 1179, Wayne, G.L., Hughes, J.S. és Lewis, M.A. (eds), American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 7-21.

A Szerzők

Kováts Nóra Ph. D., ökológus, egyetemi docens

Veszprémi Egyetem Kémiai Technológia Tanszék
8201 Veszprém, Egyetem u. 10.
Tel./fax: 88 425-049
e-mail: kovats@almos.vein.hu

Paulovits Gábor Ph. D., tudományos főmunkatárs

MTA Balatoni Limnológiai Tudományos Kutató Intézet
8237 Tihany, Fürdőtelep u. 3.
Tel.: 87 448-244
e-mail: paulo@tres.blki.hu