

Komplex környezetállapot-értékelő
szakértői rendszerek metodikai fejlesztése

Komplex környezetállapot-értékelő szakértői rendszerek metodikai fej- lesztése

Bulla Miklós

Széchenyi István Egyetem
Győr, 2004

Tartalomjegyzék

Előszó	7
1. Környezetállapot-értékelés: módszertani fejlesztési lehetőségek	9
1.1. Bevezetés	9
1.2. Környezetelemzés	11
1.3. Környezetállapot-értékelés	16
1.4. Környezetelemzési szakértői döntéstámogató rendszer megvalósítása térinformatikai eszközökkel	48
1.5. Az alkalmazás bemutatása egy város és agglomerációján keresztül	59
1.6. Tovább lépési lehetőségek	62
2. Szennyezőanyagok mozgása a talajban és a talajvízben	65
2.1. Bevezetés	65
2.2. A talaj szerepe a szennyezőanyagok mozgásában	67
2.3. A szivárgás és a szennyezőanyag-transzport modellezése	71
2.4. A szennyezőanyagok tulajdonságainak befolyása a talajban történő mozgásukra	79
2.5. A szennyezőanyag-transzport egyenlete	85
2.6. A modell működése	88
2.7. Összefoglalás	92
3. Tér-idő mintázatok szerepe a természetvédelmi szempontú állapot-értékelésben	95
3.1. Mintázatok és modellek	95
3.2. Sejtautomaták – egy hatékony eszköz a mintázatok vizsgálatára	97
3.3. Az élőlények tér-idő mintázatának vizsgálata	98

6	<i>Tartalomjegyzék</i>	
3.4.	Összefoglalás	117
4.	A környezetben lejátszódó folyamatok elemzése Soft Computing módszerekkel	119
4.1.	Bevezetés	119
4.2.	A környezetállapot-értékelés követelményei	119
4.3.	A celluláris neutrális hálózatok alkalmazása a környezeti folyamatok modellezésére	122
4.4.	Fuzzy szabálybázisú rendszerek	123
4.5.	Összefoglalás	127
	Irodalomjegyzék	129

Előszó

1987 őszén jött létre Magyarországon először a környezet ügyeiért (is) felelős minisztérium. Az előzmények egy bő évtizeddel korábbra, a hetvenes évek közepére nyúlnak vissza, amikor megszületett az első magyarországi környezetvédelmi törvény (1976. II. tv.), valamint megkezdte működését – a különböző tárcák környezetvédelmi tevékenysége koordinálásával próbálkozó – Országos Környezetvédelmi és Természetvédelmi Hivatal (OKTH, 1975).

A környezeti erőforrások használata felügyeletének egységessége azonban mindmáig hiányzik, holott ez teremt(het)né meg a fenntartható fejlődés előmozdítását.

A feladat tehát változatlanul létezik: a környezet – gazdaság – társadalom kapcsolódásainak elemzése, áthatási kulcsterületeik feltárása. Ehhez kapcsolódva a környezetállapot-változások értékelése, helyi, regionális, országos környezetpolitikák megalapozása érdekében.

Az első tudományos igényességű környezetállapot-értékelés 1989-ben készült Magyarországon. Az azóta eltelt másfél évtized módszertani kutatás-fejlesztési eredményeit itthon és külföldön ismerve és elismerve, valamint a magunk kutatásait összegezve, egyszersmind a további kutatások számára kiindulópontként állítottuk össze e tanulmánykötetet a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium támogatásával.

Győr, 2004. február hó

Bulla Miklós

1

Környezetállapot-értékelés: módszertani fejlesztési lehetőségek

Dr. Bulla Miklós

1.1. Bevezetés

A környezet állapota folyamatosan változik, alakul. Részben a szüntelenül tartó, vagy folytonosan ismétlődő geomorfológiai, valamint bioszféra-formáló események miatt, részben – ma már túlnyomórészt – az antropogén eredetű, tehát társadalmi, gazdasági tevékenységek hatásai következtében.

A fogyasztói társadalom szokásainak térhódításával – a mesterségesen gerjesztett fogyasztással – együtt jár az erőforrások egyre nagyobb mértékű koncentrációja, továbbá a termelés, fogyasztás és szolgáltatás területén a végtermékek, valamint a hulladék nagyarányú és folytonos növekedése. Ugyanakkor egy bizonyos jövedelemszint fölött a társadalomban a megfelelő környezeti minőség iránti igény is megfogalmazódik.

A környezetvédelem eredményessége objektív természeti és társadalmi feltételektől függ. Ezeket lehet és kell alakítani. Tudományos háttér szükséges tehát, amely magára a környezetre vonatkozó törvényszerűségeket tár fel, hogy ezeket tudja hasznosítani (alkalmazni) a környezetvédelem és erőforrás-felügyelet irányítása. A probléma (tér) többrejtű. Első a környezeti elemek/erőforrások használata áthatásainak, összefüggéseinek feltárása, második az ebből adódó következtetések, követelmények, politikai szándékok és harmadik az ezeket hordozó jogi, közgazdasági, igazgatási szabályok megfogalmazása; a „mit akarunk és hogyan” alternatívák kidolgozása. A környezetvédelmi, állapotjavítási célokat a társadalmi-gazdasági re-

álfolyamatok szférájában lehet csak megvalósítani, és ehhez az összefüggések feltárásán alapuló, azokat befolyásoló szabályozási eszközök szükségesek. Az ismerethiányok feltárására kutatások szükségesek és a meglévő (műszaki, anyagi, gazdasági) eszközök fejlesztése.

A felmerülő feladatok ellátásához nélkülözhetetlen a környezet minőségét alakító változások megismerése, a változásokat előidéző okok és azok várható következményeinek feltárása.

Mindez azt jelenti, hogy a környezetpolitikai célok és eszközök megfogalmazása, a környezeti politika (policy) kidolgozása nem lehetséges az állapot – és változásainak feltárása, a környezeti erőforrások minőségének és készletváltozásának (egyre egzaktabb) értékelése és a mindezek háttérében lévő társadalmi igények és szándékok ismerete nélkül. Az első lépés tehát a környezetállapot értékelése. Ennek a feladatnak a megoldása – összetett jellegénél fogva – különböző szaktudományok, alap, alapozó és alkalmazott kutatási eredmények együttes interdiszciplináris szemléletű integrálását teszi szükségessé. A célkitűzés, vagyis a (regionális) fejlesztések fenntarthatóságának vizsgálata szerint a környezetállapot értékelés (KÁÉ) az átfogó környezetgazdálkodás része. Ennek keretében a környezeti médiában és rendszerekben (talajban, vízben, levegőben) végbemenő állapotváltozások és az ezeket nagyrészt kiváltó gazdasági, társadalmi folyamatok kölcsönhatásainak elemzése szükséges. Mindezek ismeretében a végbemenő folyamatok megismerhetők és leírhatók lesznek, s így a hatások számíthatók és prognosztizálhatók. Tekintettel arra, hogy az adatforrások, információ készletek sokrétűek, azok együttes szemléltetése, - elemzése, valamint modellek és információs rendszerek, azon belül is térbeli információs rendszerek alkalmazása tűnik kézenfekvőnek.

Az Európai Unió regionális politikája a településhálózat és az infrastruktúra fejlesztését, egy erőteljes regionális gazdaság kialakítását tűzte ki célul. A várakozással ellentétben, a gyakorlatban ez a gazdaság további centralizációjához vezetett, és tovább erősítette a regionális problémákat: a vidéken élők számának csökkentését, az urbánus területek „zsúfolódását” és az ezzel járó környezeti terheléseket. Fölmerült az igény a fenntartható regionális fejlesztés megvalósítására.

A térségi, ágazati, gazdasági infrastruktúrális programok, fejlesztések fenntarthatóságát indikátorok segítségével lehet elemezni. A környezetállapot vizsgálata erre egy lehetőség. Habár a környezet állapotában tapasztalható javulás nem azonosan egyenlő a fenntarthatósággal, mégis az ezzel ellentétes irányú folyamat – vagyis az állapot romlása – egyértelműen a fenntarthatóság meg nem valósulását indikálja.

A környezetállapot értékelés – létrehozandó – eszköze (szerszáma): korszerű, matematikai alapokra épített szakértői rendszer létrehozása, fejlesztése, amely al-

alkalmas a környezet állapotát értékelni, tágabban, a környezetet érő (káros) hatásokra bekövetkező állapotváltozások, és túl ezen: a hatások okait jelentő társadalmi, gazdasági, technológiai folyamatok összefüggéseit elemezni. Segítségével a környezetterhelések változásaitól függő állapotváltozások előrejelezhetőek, a környezet és hatásvizsgálatok kiterjeszhetőek, továbbfejleszhetőek. A helyi, regionális programok és fejlesztések során a környezethasználatok szabályozását célzó szakmai és politikai programok várható hatásai prognosztizálhatóak. A költségeket illetően lehetséges a (leg)kedvezőbbek, az ésszerűen célravezetőek kiválasztása, kidolgozása. Ily módon megvalósítható a „policy”- támogató rendszer. (Amelynek létrehozása teljes mértékben illeszkedik az EU 6. K+F keretprogram célkitűzéseiseihez, prioritásához, hiszen támogatja a fenntartható gazdálkodást Európa környezeti erőforrásaival.) Kissé részletesebben, amely szakértői rendszer kiszolgálja:

- a környezetvédelmet: a kémiai anyagok, hulladékok, a zaj etc. hatásainak vizsgálatát a környezeti rendszerekre (földre, vízre, levegőre, természeti környezetre),
- az alkalmazható technológiák értékelését a (környezet) politikai döntések támogatásának (megalapozása, segítése) szempontjából, különös tekintettel a várhatóan kellően hatásos, de ugyanakkor a költségeket illetően előnyös (technológiai) megoldásokra a környezeti előírások betartásában, etc.

A célul kitűzött szakértői rendszer tehát alkalmas (lehet) a fenti kritériumoknak megfelelő környezetpolitikai szabályozó eszközök kimunkálásának támogatására.

1.2. Környezetelemzés

A környezetelemzés és tárgya: a környezetgazdálkodás összetevőinek és összefüggéseinek átfogó vizsgálása igen sokféle tudományág eredményeinek alkalmazását igényli. Nincs egyetlenegy környezettudomány, amely a természetes (vagy ahhoz közel álló állapotú) és az épített környezet állapotváltozásait, valamint a társadalmi cselekvések kölcsönhatásait egységes rendszerben volna képes áttekinteni.

Holott egyre inkább elengedhetetlen az olyan szemlélet, gondolkodásmód és magatartás, a változások értékelése és szabályozása kialakítása, amely a környezeti erőforrásokkal való okszerű, tudatos gazdálkodást: a környezetgazdálkodást célozza, annak érdekében, hogy a környezet az ember – mint biológiai és mint társadalmi lény – életfeltételeit fenntartható (és lehetőleg javuló) módon biztosítsa.

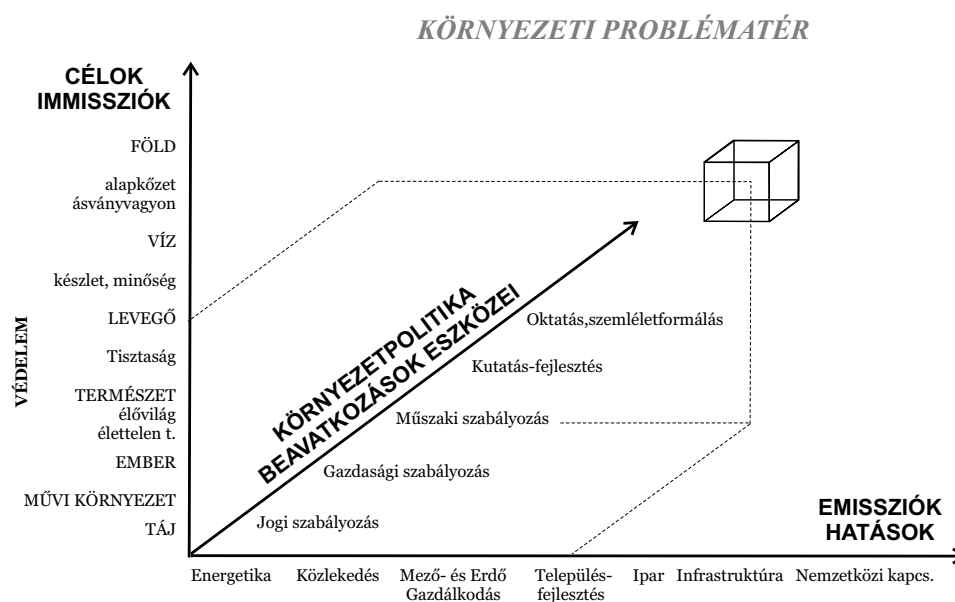
Ennek kimondása azonban még kevés. A megfogalmazott cél eléréséhez ugyanis mégiscsak szükség van – és rendszerezett formában! – mindazon természettudományi, technikai és társadalomtudományi ismeretekre és megfelelő alkalmazásukra,

amelyekre támaszkodva a környezetállapot változása és ennek okai is föltárhatók, így tervezhető, alakíthatók. A környezet megóvása, különösen pedig a távlatos, a megelőzésre összpontosító politika megvalósítása, amely tehát nem a környezetet érő káros hatások utólagos enyhítését és/vagy fölszámolását célozza, ill. veszi tudomásul, igen számos és nagyon különféle feladat egymásba kapcsolódó, egymásra épülő, koordinált ellátását igényeli.

1. Elemzés, környezetértékelés (a természetes(hez közeli) és az épített környezet állapotára, valamint a környezet-egészségügyi vonatkozásokra kiterjedően egyaránt);
2. Az információs igények és kielégítésük (geometriai alapú) hálózati rendszerének meghatározása, létrehozása, működtetése a komplex elemzésekhez;
3. Környezeti kockázatok számítása, rangsorolása az állapotértékelések alapján;
4. Az erőforrások használati módjának összehasonlító közgazdasági elemzése;
5. A környezetpolitikai prioritások pontosítása a kockázatok elemzése alapján;
6. Célok kitűzése, a megvalósítási módszerek, a politikaalakítás kidolgozása;
7. A nemzetközi és hazai társadalmi, gazdasági viszonyok környezeti (védelmi és fejlesztési) szempontú elemzése;
8. Környezetfejlesztési stratégiakészítés
 - országos környezetpolitika,
 - ágazat(közi) feladatrendszer,
 - területi fejlesztési tervek formájában egyaránt, azaz hosszú távú nemzeti stratégia: prioritások és átfogó programok kimunkálása (pl.: Nemzeti Környezetvédelmi Program, Nemzeti Fejlesztési Terv, a Fenntartható Fejlődés Magyarországi Stratégiája, etc.)
9. A politika megvalósításának eszközei, a jogi és közgazdasági szabályozórendszer számára javaslatok készítése;
10. A prioritások alapján a hazai igények meghatározása az Unió Strukturális Alapjai felhasználását célzó pályázatok támogatására;
11. A nemzetközi kötelezettség(vállalás)ok hazai következményeinek és föltételeinek fölmérése;
12. A szabályozórendszer és az ágazat(köz)i, terület(fejlesztés)i programok eredményességének koordinálása;
13. A szakmai információk hozzáféréseinek, áramlásának biztosítása, K+F monitoring, az ismeretszerzés koordinálása;

14. A közvélemény környezeti politikával kapcsolatos igényeinek követése, elemzése;
15. Környezettudat-formálás – az állami oktatás fejlesztésével való együttműködésben (felsőoktatási programok, továbbképző, átképző, tréningprogramok összeállítása);
16. Regionális, lokális beavatkozások számára váratlan környezeti veszélyhelyzetek kezelésére fölkészítési programok kidolgozása.

Az összefüggések feltárásához, elemzéseikhez hozzásegít a környezeti probléma-tér bevezetése (1.1. ábra)¹.



1.1. ábra. A környezetvédelem és erőforrás felügyelet funkcionális leképezése

A „problématér-modell” használata azért előnyös, mert nagy mértékben szemléletessé teszi a környezeti problémáknak azt a sajátosságát, hogy összetettek, többfázisúak, többféle ok nyomán alakul(hat)nak ki és térbeliek. Kezelésük, megoldásuk mindenekeelőtt az állapotváltozás (okozat) – hatás – gazdasági/társadalmi cselekvés

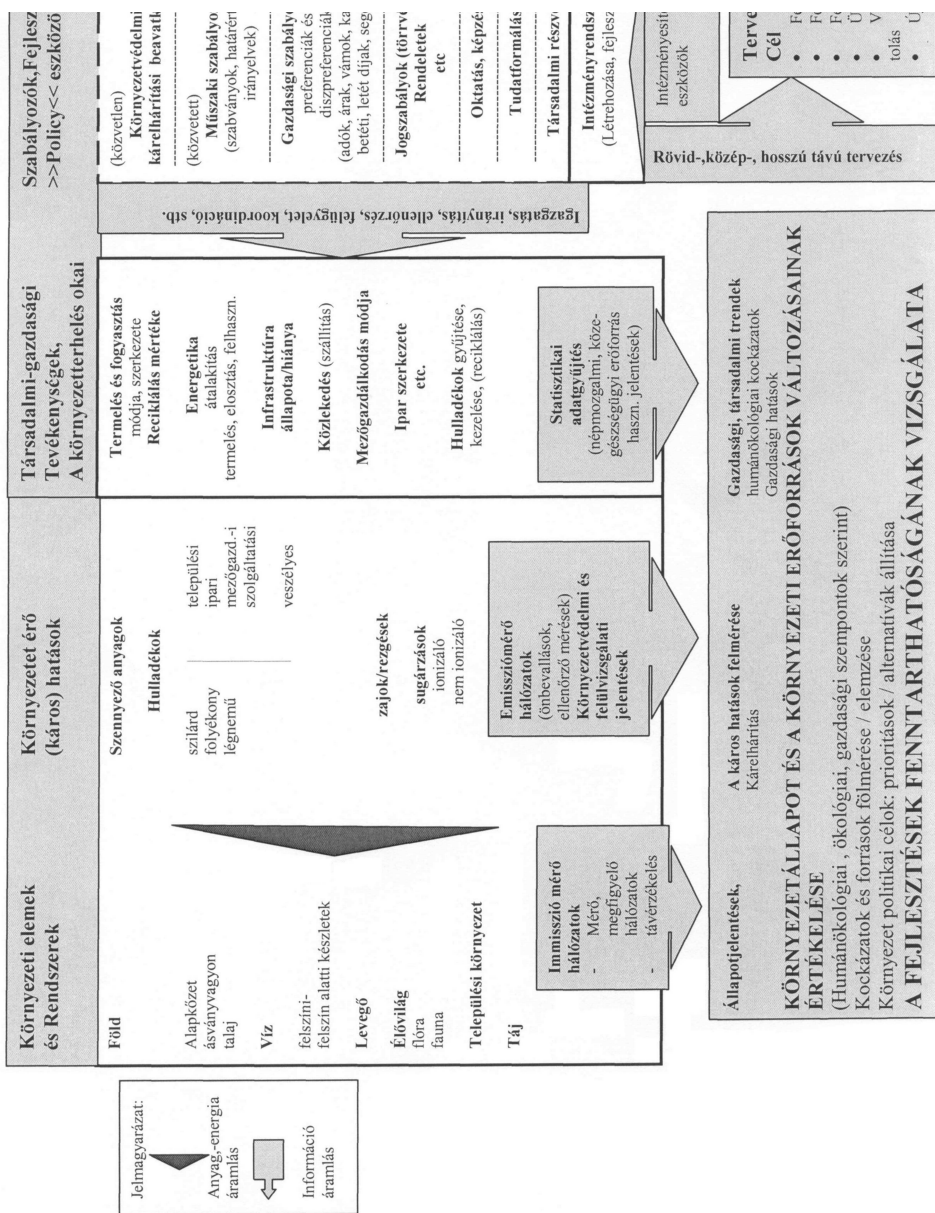
¹ A modell a „környezetbarát államigazgatás” vitasorozatához írott háttérelmzés részeként készült (Bulla, 1989).

(ok) összefüggés elemzését és definiálását ill. a domináns hatás-ok azonosítását teszi szükségessé.

A modell a beavatkozás/szabályozás eszközeit is tartalmazza – vagy inkább bemutatja – (részben); az eszköz kiválasztását illetően azonban nem tud javaslatot tenni. Hasonlóképpen nem ábrázolja a környezetállapot-változásokból adódó közegészségügyi, ökológiai, gazdasági kockázatok mértékét és a különféle lehetséges megelőző/elhárító beavatkozások összehasonlító gazdasági elemzését, forrásigényét sem.

De a fő összefüggések kijelölésére alkalmas, és a kívánt, felsorolt igények irányába továbbfejleszhető (volt). A környezeti „problémater-modell” tehát a konkrét programalkotás érdekében, mint döntéstámogatási „szerszám” elsősorban a kockázatok és ráfordítások, azaz a célok, prioritások és a (fő) érintett társadalmi (cél)csoportok meghatározásával: a politikaalakítás tényezői elemzését tartalmazó dimenzióval volt kiegészítendő; valamint a folyamatok komponenseit és kölcsönhatásait jellemző információk típusának, keletkezési és szükséges rendelkezésre állási helyének meghatározásával. Elvégezve a modellfejlesztést, az eredmény: a környezetgazdálkodás és elemzés (egyszerűsített) modellje (1.2. ábra).

Egyszerűsített, hiszen a természeti kölcsönhatásokat nem tartalmazza, valamint nem ábrázolja a modell fő tömbjein (okok (környezeti média, hatások, társadalmi, gazdasági cselekvések), politikaalakítás elemei, intézményesítés eszközei) belüli összefüggések részleteit. De alkalmas ezek kifejtésére, ill. a további elemzésnek éppen ez a célja. A környezetgazdálkodás összetevőinek és összefüggéseinek feltárása nélkül nem lehetséges okszerű, hatékony módon a környezetpolitikai célok meghatározása, prioritások kijelölése; fejlesztések, beavatkozások különféle léptékű, regionális, lokális, pontszerű hatásainak vizsgálata. Egyáltalán: környezetvédelmi/fejlesztési programok kidolgozása, megvalósítása, felügyelete; az eredmények számbavétele: új célok, prioritások, feladatok megjelölése. Röviden a környezetgazdálkodás állandó, szüntelen „menedzsmantje”. Ezen új környezeti stratégia fogalmi kifejezője a környezetgazdálkodás, ami mint új paradigma nemcsak az ember és környezet közvetlen kapcsolatára, hanem a gazdaság és a társadalom minden területére kiterjed, ill. abba beintegrálódik, rendszerszemléletű és okfeltáró, szemben a környezetvédelemmel, ami a gazdaság egyéb szféráitól külön kezelt alapvetően defenzív és analitikus. A modell használata tehát a rendszerelvű elemzés megvalósítását szolgálja. Struktúrák közötti anyag-, energia-, valamint információ-áramlások – azaz statikus, dinamikus és irányítási (rész)rendszerek vizsgálatát, ill. kontrollját és szabályozását célozza.



1.2. ábra. A környezetgazdálkodás és elemzés modellje

Tekintve, hogy – többségi támogatásra számottartó – környezetpolitikai célok és eszközök megfogalmazása nem lehetséges az állapot föltárása és ennek társadalmi ismerete nélkül, az első lépés a környezetállapot értékelése.

1.3. Környezetállapot-értékelés

1.3.1. Az állapotértékelés célja, definiálása

A környezet minőségét alakító változások megismerése, a változásokat előidéző okok és azok várható következményeinek feltárása nélkülözhetetlen előfeltétel a védelem, a gazdálkodás és a megelőzés prioritásainak meghatározásához, az igazgatói és felügyeleti tevékenység elvégzéséhez. A döntések meghozatalához ugyanis megfelelő információk szükségesek, amelyek

- megadják a környezet mindenkori állapotát,
- föltárják az ok-okozati összefüggéseket,
- jelzik a változások várható irányait.

A döntések meghozatalát támogató állapotértékelésekhez megfelelő szempontrendszerek is szükségesek – amelyekben a kritériumok megválasztása értékválasztást is jelent –, továbbá értékelő módszerek (szakértői rendszerek) alkalmazása. A környezetértékeléseknek általában hibája az értékelési cél bizonytalansága, és az e célnak megfelelő értékritériumok kidolgozásának megkerülése, illetve a gazdasági szempontok elhanyagolása. Pontosabban: a környezeti erőforrások vagyoneérték változásának tekintetbe nem vétele a ráfordítás, haszon és jövedelem számításokban. Holott a környezetgazdálkodásba illesztett környezetértékelésnek éppen az a célja, hogy a környezet állapotának, illetve folyamatainak ismerete alapján a megfelelő időben, a megfelelő helyen a humánökológiai vagy egyes választott szempontok szerinti lehető legjobb beavatkozás legyen elvégezhető a környezetállapot javítása vagy az állapotromlás megelőzése érdekében. Konkrétan:

- (i) A természeti erőforrások kihasználtságának és kihasználhatóságának értékelése.
- (ii) A környezetállapot alakulását befolyásoló tevékenységek hatásainak megismerése, és korlátozása vagy támogatása.
- (iii) A környezetvédelmi politika megalapozása és a működő politikák minősítése.
- (iv) A környezet állapotába való beavatkozási programok, tervek megalapozása.
- (v) A lakosság informálása.

A megelőző típusú, döntés-előkészítő környezetértékelés tehát a környezet állapotát annak az alapján kívánja értékelni, hogy a vizsgált régióban milyen (környezetállapot-módosító) beavatkozásokat kell vagy lehet tenni, ill. megengedni. Az ilyen jellegű környezetértékelési rendszer kialakításának feltétele a cél szerinti értékelési szempontok egyértelmű tisztázása és az ennek megfelelő paraméterkészlet összeállítása, majd ehhez kapcsolható (ezt szolgáló) monitoringhálózat és információs rendszer kialakítása. A monitoring célja, hogy a környezet állapotának kedvezőtlen változásait időben jelezze, és ezzel megalapozza az azok elhárításra törekvő intézkedések kialakítását, és ezek hatékonyságának megítélését. Az ilyen fölfogású környezetelemző rendszer tehát megteremt(het) egy megelőző környezetgazdálkodás típusú döntéshozói mechanizmus működésének feltételeit.

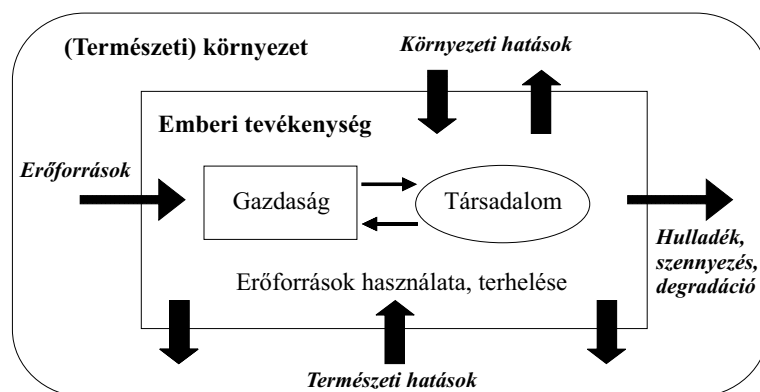
Érték és gazdagság

A környezet (a környezet állapota, a környezeti potenciál) tudományos igényességű minősítése iránti társadalmi és gazdasági igény növekedésével párhuzamosan egyre sürgetőbbé válik e témakör elméleti, módszertani és gyakorlati kérdéseinek áttekintése. A témakör – jellegénél fogva – különböző szaktudományok alap-, alapozó és alkalmazott kutatási eredményeinek egyidejű, együttes, interdiszciplináris szemléletű összegzését teszi szükségessé. A környezetminősítés ebből következően az utóbbi időben szinte önálló szakterületté vált. Éppen ezért azonban nagyon fontos, hogy a minősítést összefüggéseiben, egy folyamat, a környezetgazdálkodás szerves részeként tekintsük. A környezetgazdálkodás alapja, hogy tudományosan megalapozott módszerekkel megfogalmazzuk azt az érdek- és értékviszonyt, amely az ember és társadalom, gazdaság, kultúra, valamint a környezet között történetileg kialakult. A környezetminősítésnek ezen értékviszony komplex meghatározásában („értékelésében”), ill. az értékviszony változása kétoldalú (társadalom és környezet kölcsönviszonyán alapuló) elemzésében van a jelentősége. A környezettel szemben alapvetően két különböző társadalmi igény fogalmazódik meg:

- a természeti erőforrások iránti igény,
- és a megfelelő környezeti minőség iránti igény.

A két – látszólag elkülönülő – igény kielégítése a gyakorlatban a természeti rendszer, ill. a természet és a társadalom integrált rendszere (környezet) komplexitásából, rendszersajátosságaiból eredően összefonódik (1.3. ábra).

Politikai, társadalmi oldalról bonyolult (egyéni, csoportos, regionális, nemzeti stb.) érdekszövevények összehangolását, környezettudományi oldalról ökológiai, tájökológiai összefüggésrendszerek vizsgálatát és figyelembevételét kívánja meg.



1.3. ábra. Társadalmi folyamatok és a környezet. (World Resource Institute, 1995 alapján)

A környezetgazdálkodás, ezen belül a környezetállapot-értékelés keretében e kettős követelményrendszer komplex módon kell érvényesíteni. Ehhez olyan szempontokat szükséges választani, amelyek feltárják és kifejezik, hogy az egyes erőforrások és a környezeti minőség, komplex környezeti potenciál természettudományos és társadalmi-gazdasági alapú értékelése hogyan függ össze, módszertanilag, technikailag hogyan kezelhető a környezetállapot-értékelési eljárások során. A környezetgazdálkodás folyamata döntések sorozata, kiegészülve természetesen a döntéselőkészítéssel (helyzetfelmérés, -elemzés, -értékelés, tervezés, prognóziskészítés), a döntésvégrehajtással és az ellenőrzéssel. E tevékenységek a gyakorlatban általában iteratív módon mennek végbe. A célrendszer és az értékrendszer egymást feltételező kategóriák, amelyeket verbálisan a környezeti politika fogalmaz meg. (Számottevő gond ott jelentkezik, ha a környezeti politika nem képes megfelelően, társadalmi konszenzus alapján artikulálni a környezeti célokat és értékeket, prioritásokat, valamint ezek érvényesítési módozatait.) Az első, amit ezért tisztázni kell, az érdek- és értékviszony kialakulása és relációja. „A természet” esetében általában nem szokás értékről beszélni, noha kétségtelenül említhetők olyan természeti jelenségek, amelyekkel kapcsolatban az érték fogalma felvethető.

A természet egészét tekintve értékről – filozófiai értelemben – azonban valóban nem beszélhetünk. A természet evolúciója nem meghatározott célrendszer és értékrendszer mentén ment végbe (bár ennek eldöntése világnézeti kérdés), hanem véletlenszerű vagy a bonyolult rendszerek törvényszerűségeivel leírható folyamatok, események eredményeként. Az ok-okozati kapcsolatokat a természeti folyamatok

esetében nem az értékviszonyok, hanem természettudományos eszközökkel megragadható összefüggések alkotják.

Értékekről – filozófiai kategóriaként – az ember és környezete esetében beszélhetünk. „Külsőleg az érték úgy jelenik meg, mint a tárgy vagy jelenség tulajdonsága; az érték azonban az objektumnak nem a természettől, nem egyszerűen belső struktúrája folytán magábanvalóan adott velejárója, hanem annak folytán, hogy bekerült az ember társadalmi létének szférájába és meghatározott társadalmi viszonylatok hordozójává vált. A szubjektumhoz (az emberhez) való viszonyukban az értékek a szubjektum érdekeinek tárgyai, tudata számára pedig a mindennapi tájékozódási pontok szerepét töltik be a tárgyi és társadalmi valóságban, az ember különböző gyakorlati viszonyait jelölik a környező tárgyakhoz és jelenségekhez.” Ilyen értékek lehetnek pl. a dolgok használati értéke, közgazdasági értéke. Megkülönböztethető az értékek egy másik csoportja is. Az olyan tárgyi értékek mellett, amelyek a reájuk irányuló érdekek objektumai, „az értékek közé tartoznak a társadalmi tudat bizonyos jelenségei is, amelyek ideológiai formában fejezik ki ezeket az érdekeket (a jó és a rossz, az igazságtalanság és az igazságosság fogalmai, az eszmények, az erkölcsi normatívák és elvek)”. Ezek a tudati formák tehát normatív jellegűek. A környezetértékelés során ilyen érdekek, értékek lehetnek pl. a szülőföld iránti szeretet, a lokálpatriotizmus, a kulturális értékek tisztelete (gondoljunk pl. a Bős-Nagymarosi Vízérőmű esetében a Dunakanyar kultúrtörténeti szerepe miatt fellángoló vitákra), vagy pl. az élővilág „jogainak” tiszteletben tartását követelők szempontjai a környezetet kizárólag az emberi (szűklátókörűen értelmezett) érdekek alapján hasznosítani igyekvőkkel szemben. Az érdekek, értékek tehát természetük, lényegük, „értékelésük” és érvényesítésük módja szerint is eltérőek, és ezt a környezetértékelés során figyelembe kell venni. Egy másfajta megközelítés alapján a társadalom nyilvántart olyan értékeket, amelyek alku tárgyát képezhetik (pl. a vidék gazdag természeti környezeti értékei helyett a nagyváros fejlettebb infrastrukturális adottságait preferálja lakóhelyének megválasztásakor). Vannak azonban olyan értékek is, amelyek nem vagy csak egy bizonyos pontig képezhetik alku tárgyát. Ilyen érték pl. a humánológiai követelményeket kielégítő környezeti minőség, vagy a pótolhatatlan természeti kincsek. Az ilyen alku tárgyát nem képező szempontok, követelmények, értékek felmutatása a környezetminősítés, ill. a döntés-előkészítés során alapvető fontosságú (súlyozás!). Ezen szempontoknak olyan jelentőséget kell tulajdonítani, hogy a minősítő módszer végeredményében döntő szerepet kaphassanak. Az alku tárgyát képező értékek és szempontok esetében célszerű megvizsgálni, hogy a szóban forgó dolog értéke a különböző társadalmi csoportok (helyi, regionális, nemzeti szakmai, gazdasági, világgözüvélemény stb.) értékítéletében milyen szórást mutat. Ilyenkor a

döntés-előkészítés szerves része az érdekek egyeztetése, az értékkritérium-rendszer körültekintő meghatározása. (Ez a politikaalakítási folyamat része.) Az értékhez gyakran hozzákapcsolódik a ritkaság fogalma is. A ritkaság, egyediség többnyire értéknövelő tényező (gondoljunk pl. a műtárgy-kereskedelemre, a bélyeggyűjtésre épülő üzletre vagy az arany értékállóságára). Ha pedig a ritkaság üzlet, ez rögtön megteremti az adott dolog ritkaságára építő üzletágot. A ritkaság (ill. a csökkenő vagy a leromló készletek) fogalma ma már a természeti erőforrásokkal vagy a környezeti minőséggel kapcsolatosan is egyre gyakrabban használatos, már-már piaci tényező (pl. a jó és a kedvezőtlen környezeti minőségű városrészekben elhelyezkedő ingatlanárak közötti árkülönbség). A környezetértékelés során azonban nagyon óvatosan kell bánni a ritkaság és az érték ezen összefüggésével, hiszen összességében kedvezőtlen folyamatok, manipulációk forrása lehet. Az érték fogalmáról szólva át kell tekinteni az értékek időállóságát is. Az érték történeti kategória. A környezeti javak értéke a mindenkori társadalmi-gazdasági viszonyok függvénye, a társadalomnak a környezethez való viszonyának a kifejeződése, térben és időben igen változó.

A környezeti értékek közül a legdinamikusabban változó a természeti erőforrások megítélése. A meg nem újuló természeti erőforrások értéke egyfelől a rendelkezésre álló készletekkel függ össze, másfelől viszont a társadalmi szükségletek kielégítésének módjával. Amíg a készletek csökkenése általában az adott készlet felértékelődéséhez vezet, ez nem szükségképpen érvényesül a gazdasági értékükben is konzekvensen. A társadalmi termelés ugyanis mindig egy sajátos alapanyag-és energiasztruktúrához kötődik, amely struktúrák igen markánsan váltják egymást (*vaskorszak, műanyagkorszak, szénkorszak, kőolajkorszak, atomkorszak, az informatika korszaka stb.*). Éppen az utóbbi időben jelentős változás figyelhető meg a fajlagos anyag- és energiaráfordítás területén is, amely szintén befolyásolja a nyersanyagok piaci értékét.

A meg nem újítható természeti erőforrásokkal kapcsolatosan ugyanakkor említést az az álláspont érdemel, amely tőketételként értékeli ezen természeti erőforrásokat, és mint ilyet, kvázi felélhetetlennek vagy csak nagyon szigorú szabályozás mellett hasznosíthatónak minősíti. A problémát az jelenti, hogy a közgazdaságtan érzéketlenül viselkedik a minőségi megkülönböztetések iránt, ami pl. a megújítható és a meg nem újítható természeti erőforrásokat illeti. A természeti erőforrásoknak ez az alaptőke-természete (és így az alaptőke felhasználásának a veszélye) azonban a társadalmi-politikai szférában sem érvényesül kellőképpen. A megújuló természeti erőforrások esetében a teljes értékű (kvalitatív és kvantitatív) megújulás feltételrendszerének tisztázatlansága vagy figyelembe nem vétele jelent gondot. A

környezetállapot-értékelés során ezt a kérdést komplex áttekintéssel volna szükséges kezelni, vagyis az értékelés során azt is számításba kellene venni, hogy az adott erőforrás ténylegesen milyen mértékben, módon, hatékonysággal és mekkora pótlólagos befektetésekkel vagy milyen kitermelés-dinamikai korlátokkal újítható meg.

A környezetminőséggel, mint értékkel csak a legutóbbi időben szokás tudományos megközelítéssel foglalkozni. Pedig a környezet meghatározott minősége (humánökológiai szempontból ideális állapota) tartalmát tekintve valójában időt álló, stabil kategória. Akkor is, ha a kedvezőtlen környezeti adottságok kiküszöbölésére ma már lényegesen felkészültebb az emberiség (légkondicionálás, víztisztítás stb.). Az embereknek a szép, egészséges emberi környezetre vonatkozó értékkritériumai lényegesen lassabban változnak, mint pl. a természeti erőforrásokra vonatkozóak. A civilizáció ilyen szempontból egyfelől csökkentette, másfelől növelte toleranciájukat. (Pl. teljes, sőt luxus infrastruktúra és szolgáltatások hiányában a fejlett országok népessége szinte életképtelen volna, a fiziológiai tűrőképességet már-már meghaladó levegőszennyezettséggel és zsúfoltsággal viszont – ha kényszerűen is – képes együtt élni). Ez a toleranciaváltozás elsősorban pszichikai, szociológia eredetű és nem biológiai, így a környezeti minőség iránti emberi szükségletek gyakorlatilag mit sem változtak. (A már említett kvázi toleranciaváltozás inkább veszélyeket, mint előnyöket hordoz, mert biológiailag fenyeget az emberi faj leromlásával.) Még – mindig – nincsenek kidolgozva olyan hosszú távú környezetgazdálkodási alternatívák (a fenntartható fejlődés) – mint cél és egyszersmind minősítési kritérium –, amelynek alapján a közösség értékítéletét a választás valós lehetősége ismeretében és tudatában alkothatná meg, ill. érvényesíthetné (Lafferty, 2000). „A fenntartható fejlődés a legjobb törekvés morálisan és gyakorlatilag is” – véli W. M. Lafferty, az oslói egyetemen működő Program for Research and Documentation for Sustainable Society vezetője. Nyilvánvaló ugyanakkor, hogy ehhez más, új döntési mechanizmusok, azaz a demokrácia új formái és szintjei szükségesek. A demokrácia ebben az összefüggésben a közösség és az ésszerűség összhangja. Minden bizonnyal föltehető, hogy más demokráciafelfogásokkal versenyző, konfliktusos út vezet a környezeti erőforrások fenntartható használatát célzó „ökológiai demokrácia” vagy érthetőbb, megengedőbb és elfogadottabb kifejezéssel és tartalommal: az ökoszociális piacgazdaság megvalósítása felé.

A környezeti döntések meghozatalát ma még a természeti erőforrásokra, a használhatóságra való összpontosítás motiválja. A fentiek viszont azt támasztják alá, hogy a prioritások megfogalmazásakor a környezeti minőségi követelményeket – mint időt állóbb értékeket – kellene előnyben részesíteni, és az egyéb szükségletek kielégítésének módját az így kialakuló feltételrendszer alapján kellene meghatározni.

*A természeti, a társadalmi és a gazdasági szempontok kapcsolódása
(a környezetállapot-értékelési eljárások során)*

A környezeti értékek közvetlen vagy közvetett módon válnak értéké. Közvetlen módon értelmezett érték pl. az energiaforrásként hasznosított szénvagyon. Közgazdasági értékét számos tényező befolyásolja (fűtőérték, a kitermelés és szállítás fajlagos költségei stb.), de ezen tényezők mindegyike társadalmi és gazdasági megfontolásokban gyökerezik. Vannak olyan környezeti tényezők, elemek is, amelyekkel kapcsolatban közvetlen érdekeltségről nem beszélhetünk. Értékük abban rejlik, hogy meglétük, minőségi vagy mennyiségi stb. tulajdonságaik feltételei valamely közvetlen érdekeltségű – materiális jellegű – értéknek. Ez azért fontos, mert ezek valódi értékét nem a piaci, ill. egyéb gazdasági szempontok motiválják, hanem az a körülmény, hogy milyen feltételrendszer alapján biztosítható a fennmaradásuk vagy a működésük, amely révén az egyéb, közvetlen érdekeltségű erőforrások hozzáférhetők. (Az egyes környezeti elemek egyidejűleg lehetnek közvetlen és közvetett érdekeltségű értékek is.)

Újabb kérdés, hogy ezen közvetlen vagy közvetett érdekeltségű értékek és az ún. normatív értékek a közgazdasági, ill. a környezetgazdálkodási reálfolyamatokban milyen módon értelmezettek és érvényesítettek. A természeti környezet erőforrásainak és adottságainak készletként történő, közgazdasági értékelése elsősorban a nyersanyagokra, az energiahordozókra, az ún. meg nem újítható erőforrásokra terjedt ki. A természeti környezet egyéb tulajdonságainak készlet, ill. vagyonértékelése az elmúlt évtized során fejlődött ki, és vált így – elvileg – lehetségessé tekintetbe vételük a gazdálkodás eredményességét mérő közgazdasági – társadalmi mutatókban (Kerekes, 1998; Pál, 1999; Kovács és Paulovits, 2001).

Ellentmondás tehát, hogy a gazdaság, közgazdaság hatásterülete és a környezetgazdálkodás (elméleti) hatásterülete, illetékességi köre nincsenek szinkronban (az előző jóval szűkítettebb). A társadalom működését ugyanakkor elsősorban a gazdaság (ráadásul a növekedése és nem a fejlődése) motiválja, ill. a politika. A politika lehetne az a szféra, ahol a fenti ellentmondás feloldható volna, pl. a prioritások rendszerének következetes érvényesítésével. A politika azonban általában „puhán” bánik e kérdéskörrel. A prioritások többnyire elvi állásfoglalások formájában élnek, foganatosításuk hiányában devalválódnak, és nem válnak a konkrét (fejlesztési) programok részévé. A politikai döntéshozók, sőt már a döntés-előkészítő apparátusok sem vállalják a környezetügy kapcsán a tényszerűen, ún. cost-benefit számításokkal alátámasztott gazdasági szempontokkal szemben (mibe kerül a környezetvédelem a társadalomnak, milyen életszínvonal csökkenés várható a gazdaság környezeti szempontból történő korlátozása esetén stb.) Jóllehet e cost-benefit számítások na-

gyon szűkített formában tárják csak fel a tényleges környezeti költségtényezőket. A közgazdászok azzal érvelnek, hogy a környezeti szakemberek sokszor nem képesek fölbecsülni a különböző gazdasági tevékenységekkel járó környezeti hatásokat és különösen nem monetárisan kifejezhető módon. Holott ezen értékelési „technika” fejlődésének köszönhetően az egyre inkább megtehető (volna). Továbbá az ilyen bizonytalanság a gazdaságban is mindennapos, csak a kezelése történik másképpen. (Ha pl. a biztosítótársaságoknál olyan esetre, dologra kívánnak biztosítást kötni, amelynek kockázatát nem lehet a hagyományos módon becsülni, akkor vagy nem vállalják el az ügyet, vagy a becsülhető kockázat többszörösét veszik figyelembe a biztosítási összeg megállapításakor.) Az ideális az volna, ha a gazdaság illeszkednék a környezetgazdálkodás komplex folyamatába, és nem fordítva, miként az most történik. A „tisztá” piacgazdaság veszélyeire többek között Schumacher E. F. már régóta felhívta a figyelmet (ld. újra: 1.3. ábra). Világosan bizonyította, hogy a piac a környezeti értékek iránt teljesen érzéketlen: „... a piac csak a társadalom felszínét jelenti, és jelentősége arra a pillanatnyi helyzetre korlátozódik, amelyben az adásvétel itt vagy ott létrejön. Nem fed fel semmit a dolgok mélyéből, a mögöttük húzódó természeti vagy társadalmi tényekből. Bizonyos értelemben a piac az individualizmus és a felelősség nélküli viselkedés intézményesülése. Sem az eladó, sem a vásárló nem felel semmiért, csak önmagáért.” Ez természetesen „óriási mértékig leegyszerűsíti az üzleti életet”. A piac tehát – önmagában – nem elegendő a környezetügy szempontjainak érvényesítéséhez. Ehhez állami szerepvállalás, világos politika szükséges.

A környezetállapot-értékelő folyamat fázisai

Az első fázis, az ún. leíró fázis, a leírandó dolog természeténél fogva lehet statikus vagy dinamikus. A dinamikai szemlélet érvényesítése nem csupán a környezet természeti környezeti összefüggései alapján alapvető, hanem társadalmi-gazdasági szempontból is. Ilyen lehet pl. egy-egy terület értéknövekedésének megadása adott időszakra vetítve, a területfelhasználásnak és eredményességének területi mutatói, a népességszám alakulása, a népesség egészségi állapotának változása. A környezet-minősítés során ezen dinamikai mutatókat, ill. változásait összehasonlító elemzés és korrelációs vizsgálatok alapján célszerű összevetni.

A leíró és a minősítő fázisban a természeti és a társadalmi-gazdasági aspektus között tartalmilag és módszertanilag különbséget kell tenni. A természeti elemek, komplexumok esetében ugyanis mód van a dolog „magában való” minősítésére. Ez azt jelenti, hogy tájökölógiai vizsgálatokkal, pl. a többváltozós matematikai statisztikai módszerekkel (korrelációvizsgálatokkal, főkomponens-elemzéssel, clusterana-

lízissel) megoldható, hogy konkrét természeti területi komplexumok mozaikjaként értelmezett környezetek esetében pl. az egyes alkotóelemek súlyait, jelentőségét és összefüggésrendszerét meghatározzuk. Ez egy tájökölógiai alapminősítésnek tekinthető, amely el nem hagyható, viszont kiegészíthető különböző társadalmi-gazdasági szempontú minősítésekkel, amelyek viszont már értékek alapján minősítenek.

A társadalmi-gazdasági szempontú kritériumrendszer igen árnyalt, – ily módon – igen nagy szórást mutathat. A különböző döntéstámogató rendszerek azonban a környezetminősítő eljárás számos fázisában alkalmazhatók, így nemcsak kész súlyozási szisztémák esetén, hanem magának a súlyozási szisztémának a kialakítására is, és e folyamatban a társadalmi preferenciák, törekvések – egyelőre nem, vagy alig manifesztálódó vágyak – elemzésére.

1.3.2. Az értékelés szempontrendszere

A döntések meghozatalát támogató állapotértékelésekhez megfelelő szempontrendszer – amelyekben a kritériumok megválasztása értékválasztást is jelent –, továbbá értékelő módszerek (szakértői rendszerek) alkalmazása szükséges.

Elengedhetetlen tehát kidolgozni az értékelés szempontrendszerét is. Szempontok nélkül ugyanis nem lehet minősíteni, csak rögzíteni, leírni az állapotot anélkül, hogy tudnánk, „mit kell erről gondolni”. A minősítő kritériumok meghatározása döntés kérdése választott értékekről, a kívánatos céltól függően. (Például: a környezeti erőforrás használati folyamatok értékelése a fenntarthatóság szempontjából.)

Az értékelés – a különféle képp civilizált társadalomban, általában - három szempontból – humánökológia, tájökölógia, gazdaság – történhet. Az értékelési szempontokban a környezet állapotára, minőségére vonatkozó követelmények fogalmazódnak meg, e három értékelési szempont lefedi a környezettel szemben támasztható igények teljes spektrumát. Az értékelési szempontok szerinti követelmények azok, melyek alapján valamely környezetállapot vagy környezeti folyamat jónak, rossznak stb. tekinthető. Ezek tehát az értékelés vonatkoztatási alapjai.

Ebben a minősítési rendszerben az embernek a környezettel szemben támasztott hosszú távú biológiai és gazdasági-társadalmi igényeit tekintjük értékelési kritériumnak. Az értékelés alanya tehát az ember, mint biológiai-társadalmi lény (Boros et al., 1989)

E szempontrendszer érvényesítése természetesen több, egymástól viszonylag jól elkülöníthető szempont együttes, optimalizált figyelembevételét teszi szükségessé. Ezek közé tartozik a környezeti elemek és rendszerek sajátos fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságaiból adódó tűrőképessége, természetes megújulásuk, ill. megújít-

hatóságuk feltételrendszere. A környezet túlzott elszennyezése, a természeti javak mértéktelen hasznosítása hosszú távon korlátozza az ember társadalmi-gazdasági tevékenységét, szélső esetben veszélyeztetheti biológiai létét.

(i) (Táj)ökológia mint értékelési szempont:

E szempont szerinti követelmény a (táj)ökológiai folyamatok természetes működésének biztosítása, az egyes környezeti elemek, illetve azok részei, egyedei egészséges fenntartása, használatuk során a megújulásuk biztosítása. Itt az elsődlegesség általánosan nem fogalmazható meg. Az adott területegység környezeti elemeinek állapota, terheltsége, illetve érzékenysége az, amely megszabja, hogy melyek a kritikus helyzetek, melyek megoldása elsődlegességet kell, hogy élvezzen.

(ii) Humánökológia mint értékelési szempont:

E szempontból követelmény az emberi egészség megőrzése feltételeinek biztosítása (levegőminőség, egészséges ivóvíz), valamint a XXI. századnak megfelelő életminőség biztosítása (emberléptékű környezet, kedvező zöldfelület arány, lakás-körülmények, szociális körülmények stb.). Legegyszerűbben a közegészségügyi határértékek fejezik ki ezen követelményeket.

(iii) Gazdaság mint értékelési szempont:

A biológia mellett az embernek, mint társadalmi lénynek az igényei kielégíthetőségét is vizsgálni kell. Az állapot minősítésének ezért a környezeti elemek és főként rendszerek: táj, település, amelyben az ember él, amelyet „használ” változásának, mind készlet és (befogadó) potenciál változásának, mind gazdaságilag is kezelhető, használati érték változásának interpretálása is szükséges. E szempontból elsődleges a környezeti vagyon, a társadalmilag elfogadható környezetminőség leghatékonyabb biztosítása, megőrzése.

Természettudományos, ökológiai szempont

Az értékelés tárgya a környezeti elemek (föld, vizek, levegő, élővilág), valamint az ezekből felépülő környezeti rendszerek (település, ökoszisztéma, táj), illetve a környezet egésze. A környezeti elemek, ill. rendszerek nem rendelhetők egyszerűen egymás mellé. A környezeti elemek (föld, víz, levegő, élővilág és művi elemek) külön-külön rendszerükben is értékelhetők, együttesüket, kereszthatásaikat azonban a környezeti rendszerek (bioszféra, táj) értékelése kell, hogy figyelembe vegye. A bioszféra valamely adott területen magába foglalja a vizek, a föld, a levegő egy részét is, ugyanakkor itt az élővilág szempontjai kerül(het)nek fókuszba. A táj, ill. adott speciális területi egységen a települési környezeti integrálja mindezen környezeti elemeket, kiegészülve az épített elemekkel és az ember szempontrendszerével. A környezeti elemek a térben tehát rendszerekké szerveződnek: az első integrációs

szint a bioszféra, amely az épített elemeken kívül az összes környezeti elemet magába foglalja. A legátfogóbb integrálást pedig a széles értelemben vett táj értékelése során valósíthatjuk meg.

A környezeti elemek tehát összetételük alapján lehetnek:

- egyszerűek: föld, víz, levegő;
- összetettek: élővilág, épített elemek, ill. települési környezet, valamint táj.

A környezeti elemek eredetük alapján lehetnek:

- természetesek: föld, víz, levegő, élővilág;
- mesterségesek: épített elemek.

A természeti környezet minőségének romlási folyamatai néha igen gyorsan (katasztrófaszerűen), máskor hosszabb akkumulációs idő után jelentkeznek. A káros hatások kifejlődése igen sokszor megelőzhető volna, ha elegendő információknak lenne az élővilág azon jelzéseiről, amelyek már a nagyobb mértékű károsodások fellépése (kialakulása) előtt jelzik a környezetminőségben megindult romlási folyamatokat. A természetes élővilágban rejlő információkészletnek az a lényege, hogy a fajok az evolúció során alkalmazkodt(n)ak azokhoz a biotikus és abiotikus környezeti hatásokhoz, amelyek életműködéseik tűréshatárait nem lépik túl. Ha tehát ezekben a hatásokban jelentős/lényeges változás következik be, az élőlények e változásokat – eltűnésükkel vagy elszaporodásukkal – jelzik. E jelzések adatszerű gyűjtésével (tér-időbeni rögzítésével), és ezen adatok más környezeti (információs) alrendszerekben mért/megfigyelt paraméterek értékeivel való összevetésével a természetes élővilág a környezetminőség alakulásának kiváló – prognosztizáló – indikátora lehet. A környezeti rendszernek az ember is része: biológiai értelemben az élővilág ill. a bioszféra tagja. Mivel azonban az embernek létezik egy másik, egy társadalmi-gazdasági dimenziója is, ezért nem illesztjük bele az élővilág kategóriába, mert azzal erősen megbontanánk az élővilág mint környezeti elem relatív homogenitását. Az emberi egészség – sőt – jólét kritériumát azonban – természetesen – tekintetbe kell venni.

Humánökológiai szempont

A második szempont tehát az emberi szervezet biológiai tűrőképessége. Az egyes környezeti elemek, ill. rendszerek vagy a környezet egésze állapotának e tűrőképességet meghaladó minősége az emberi egészséget rövid távon s közvetlenül veszélyezteti. További szempont az ember sokoldalú társadalmi-gazdasági igénye, amely sok esetben nemcsak az előző két szemponttal, hanem önmagával is ellentmondó preferenciákat képvisel, mivel magába foglalja nemcsak az adott kulturális-

gazdasági szinten elvárható szűkebb értelemben vett fogyasztói igényeket, hanem az ember mentális, esztétikai elvárásait is. Az értékelés során tehát az ember érdekei kerülnek fókuszba, amelyek, mint láttuk, önmagukban is különböző értékrendeket képviselnek. Egyben arra is rá kell mutatni, hogy ez a fajta „embercentrikus” környezetszemlélet óhatatlanul az emberi tevékenységet, azaz a termelést, valamint a javak és szolgáltatások fogyasztását is centrumba helyezi. Hiszen az ember mindezekkel együtt válik igazán „erőforrás-felhasználóvá” és „hulladékki-bocsátóvá”. Termelés nélkül a többiekhez hasonló szereplő volt az élővilágban.

Evvel az említett embercentrikus szempontrendszer, mint értékelési kritérium el-lentmondásba kerül a fenntartható környezetgazdálkodás természeti folyamatokat mintának tekintő rendező elvével. Ez a vita természetesen nem új keletű. Az ökológiai etikában ismert az a nézet, amely szembeállítja az antropocentrikus és természetjogú környezetszemléletet. Az alternatíva egyik ága, hogy mivel a természet nem teleologikus (nincs saját célja) és nem szubjektum, tehát nincsenek önálló jogai. Ily módon önmagában nem tekinthető értéknek. Az ellenoldal éppen ezt vitatja. A környezeti rendszer leírását mindenestre helyesebb a környezeti (természeti, ökológiai, evolutív stb.) folyamatokra alapozni, és akkor az ember nem mint a rendszer-leírás determinálója, hanem mint e folyamatok értékelésének, minősítésének sajátos érdekeket képviselő résztvevője jelenik meg a képben, aki felismeri a maga érdekeit, és ennek megfelelően választhatja meg a prioritásait, és ekkor betartható marad a környezet prioritása is a civilizációs struktúra fölött.

A humánökológiai szempont tehát nem a gazdaság, a termelési szféra értékrendjének követését jelenti, hanem egy tágabb értelemben vett „embervédelmet” céloz, amelybe beletartozik a természeti és művi környezet szükséges szinten való fenntartása éppúgy, mint az ember ésszerű civilizációs igényeinek kielégítése. A KÁÉ eljárásban – mint említettük – alapvető megfontolás, hogy az egyedülálló, reprodukálhatatlan, mással nem helyettesíthető ún. kardinális környezeti értékeket előnyben részesíti minden más szemponttal szemben. Ám nem a talaj, a levegő stb. egésze kardinális érték, hanem küszöbszinteket szükséges és célszerű kijelölni éppen az ökológiai és humánökológiai szempontok alapján. Ezek a határértékek. Az illető környezeti elem/rendszer fennmaradó részével lehet gazdálkodni. A küszöbérték alatti rész kardinális érték, megítélése kizárólag természetközponturn történhet, míg az e fölötti rész társadalmi-gazdasági szempontú értékelése jogos lehet. (Civilizáció(i)uk aktuális értékválasztása/érdekérvényesítési törekvése/lehetősége és a közmegegyezés alapján.)

A „megengedhető terhelések” problematikája

Civilizációnk működtetése mindenkor törvényszerűen (a termodinamika II. főtétele

szerint) együtt jár – akár közvetve, akár közvetlen formában – a környezet egészségének, vagy anyagi, vagy tudati szférába tartozó komponenseinek a károsításával, terhelésével, szennyezésével. Ez különösen akkor érvényesül, ha az adott társadalomnak, közösségnek nincsenek meg azok az anyagi-technikai lehetőségei, hogy az általa okozott környezeti károkat megelőzze, elhárítsa, vagy a károsodást eredményező folyamatokat legalább enyhítse. Ilyenkor az ún. megengedhető szennyezések számára tágabb határokat engedélyez. Holott minden szennyezés káros, megengedhetetlen volna, előbb vagy utóbb súlyos következményekkel járhat. A megengedhető terhelések koncepciója azonban hatósági, adminisztratív szempontból nélkülözhetetlen. Ám de csak mint szükséges rossz fogható fel, ugyanis – mint említettük – elvileg nincsenek megengedhető szennyezések, csak elviselhető szennyezések léteznek. Valószínű, hogy a társadalom is tudja, hogy a megengedhető szennyezések normarendszerében implicite az is benne van – az egyes környezethasználók és károsítók részéről –, hogy a megengedett mértékben lehet szennyezni. Ezt meg is teszik, mivel a környezetkímélő termelés önköltsége eleinte általában magasabb a környezetkárosító termelésnél. Ebből következően csak arra fognak törekedni, hogy a megengedett norma feletti szennyezések mértékét csökkentsék a megengedett szintre.

Gazdasági, hasznossági szempont

A felvetettek véleményünk szerint rávilágítanak arra, hogy a „megengedhető terhelések”, „egészségügyi normák” lényegileg nem mások, mint a társadalom teljes környezete funkcionálása kompromisszumos jellegének a kifejezői. A környezeti hatásoknak csak egy része olyan, amely a gazdaság szférájával kapcsolatba kerül, (Ring és Rákosi, 1988), (Rákosi, 1990), de ezek között is vannak olyan hatások, amelyek „pénz típusú” értékelése egyelőre nehezen megoldható. Gazdasági hatásokat csak akkor okoz közvetlenül a környezet megváltozott állapota – és ezt is általában elemenként lehet számba venni -, ha az adott környezeti elemet a gazdaság potenciálisan vagy jelenleg is használja. Egy lehetőség tehát a gazdasági értékelésnél a környezeti elemek használatából indulhat ki. A hagyományos közgazdasági megközelítés a környezet egyes elemeit (pl. víz) mint termelési erőforrást kezelte, azaz egységnyi erőforrás-lekötésből maximális profitot, hasznot akart kihozni. Más elemek teljesen szabad jószágként funkcionáltak. A környezet hulladékbefogadó funkciójának értékelése sem megoldott (a bírságrendszerek, díjrendszerek csak kezdeti kísérletnek számítanak). Ez a közgazdasági megközelítés azonban nem tud mit kezdeni a környezettel, amely mind az ember, mind az egész élővilág számára a hosszú távú fennmaradás föltétele.

Gyökeresen más szemléletet igényel az, amikor nem a társadalom használatból indulunk ki, hanem adott környezeti elem, rendszer, térség meghatározott állapotának a fenntartása, romlásának megakadályozása vagy javítása a cél. Ezt a minőségi célt a szaktudományos ismeretek, a küszöbszintek birtokában, politikai egyeztető mechanizmusok (társadalmi kontroll) keretében határozzák meg. Itt már nem arról van szó, hogy a környezet sokszínű paraméter-változásait hogyan tükrözi, tükrözheti a gazdaság, ráadásul egyetlen egy dimenzióban: pénzben kifejezve. Hanem arról, hogy a különböző küszöbszinteket, illetve kardinális értéknek minősített környezetállapot-jellemzőket milyen módon, milyen intézkedésekkel lehet megőrizni, javítani a leghatékonyabb módon, azaz adott célt a legkisebb ráfordítással elérni. Ekkor a megelőzésen, a gazdasági és egyéb károk elkerülésén van a hangsúly.

A környezeti adottságok számbavételére, értékelésére vonatkozó – jelentősebbnek tekinthető – hazai kutatások először a 70-es években indultak el. Ebben a szakaszban a kutatások tárgyát a közvetlen módon erőforrásnak minősülő nyersanyagok, ásványtani, termőföldi adottságok képezték.

A 80-as években lejátszódó gazdasági-társadalmi, politikai események, mozgások kapcsán az egyes polgárok, illetve a társadalom figyelme már a kimondottan környezetvédelmi kérdések – a közvetlenül erőforrásnak nem minősülő környezeti adottságok – felé fordult. A kilencvenes években ez a folyamat a gazdagabb országokhoz hasonlóan alakult Magyarországon is. A munkanélküliségtől való félelem – általában – megelőzi a környezetért való aggodalmat. Sajátos ugyanakkor a kis települések lakóinak viselkedése: a vélt vagy valódi hátrányok militáns környezeti tudatosságot váltanak ki helyenként. (A háttérben gyakran fölsejlik – persze – rivalizáló befektetői csoportok manipulációja is.)

A védett értékek kijelöléséhez, megválasztásához első lépésként nyilván ismerni kell a védendő környezeti adottságok társadalmi-gazdasági jelentőségét, értékét, mind helyi, mind regionális, mind országos szinten.

Az értékelés módja olyan kell, hogy legyen, amely az adottságok, a készletek befogadó kapacitása terhelhetőségének jelentőségét a társadalom jelen és jövőbeni funkcionálásához való hozzájárulásuk nagyságában méri. Az ezen az elven alapuló értékelési szisztémák számára a készletek szűkös vagy bőséges volta, a közvetlen kitermelők munkájának hatékonysága teljességgel külsődleges kell, hogy legyen. Az utóbbi meg gondolás nyilvánvaló a geológiai adottságok (pl. az ásvány- és olajkészletek) vagy a befogadók terhelhetősége esetében. Ezen „készletek” gazdasági értéke – az ésszerű kitermelhetőség határáig – csupán a készletek nagyságától, nem pedig a belső felhasználás szűkös vagy bőséges voltától függ.

Nem megengedhető azonban, hogy a környezet csupán abban az esetben bír értékkel, ha valamilyen fokon már „értéktelenné”, részlegesen használhatatlanná vált. (Vizeinknek például ezek szerint csak akkor tulajdoníthatnánk értéket, amikor már beszennyeztük, kihasználtuk azokat, és így szűkössé vált a közvetlen felhasználható víz mennyisége.) Vagyis arról van szó, hogy az országoknak, régióknak adottságaikból adódó potenciális vagyonukkal racionálisan kell gazdálkodniuk, és védeniük kell azokat. A racionális „gazdálkodáshoz”, a védelem szintjének megválasztásához mindenekelőtt ismernünk kell az egyes tényezők társadalmi-gazdasági „fontosságát”, „jelentőségét”. Tehát szükséges egy értékelő rendszer létrehozása. Egy lehetséges megoldási utat a határkölségek alkalmazása kínálja (Kerekes és Kobjakov, 1995).

A gazdaság funkcionálásához különböző erőforrás-típusokat használ fel. Minden erőforrás-típusból a gazdaság akkora volument vesz, illetve vesz majd igénybe, mely volumen utolsó egységének felhasználási, bevonási ráfordításai hosszú távon a gazdaság egészére nézve egy adott, elvárt hozadéki szinten megtérülnek.

A vizsgált erőforrás-típus egy-egy egységének értékelési alapját az utolsó felhasznált egység bevonási, felhasználási költségei adják. Az adott erőforrásra vonatkoztatva ez a határkölség.

Ezek után föltehető a kérdés, mi a többi bevonására, felhasználására érdemesnek tartott egységek gazdasági jelentősége, erőforrás értéke? Először is ezen egységek bevonási-felhasználási ráfordításai lehatárolásukból adódóan a minimálisan elvárt hozadék (vagy kamat) nagyságát meghaladó mértékben térülnek meg. Ezen egységek mindegyikéhez tehát hozzárendelhető a pozitív gazdasági eredmény, ami a minimálisan elvárt hozadékhoz képesti hozadék növekményben nyilvánul meg. (Ez a növekmény azonos bevonási felhasználási mód esetében megegyezik a bevonás-felhasználás költségének a határkölséghez képesti költségkülönbségével.) Ha a nem megújuló erőforrásokat tekintjük, akkor egy-egy ilyen egység gazdasági jelentősége, erőforrás értéke az említett hozadék növekményben jelölhető meg. Ha a megújuló erőforrásokat tekintjük, akkor egy-egy ilyen gazdasági jelentősége, erőforrás értéke – a folyamatos megújulás, rendelkezésre állás következtében – az egyszeri felhasználások (felhasználási lehetőségek), a hozadék növekményének sorozatos ismétlődésén keresztül fogható meg. Tehát ez esetben az erőforrás egység értéke azon tőkenagysággal egyezik meg, mely a hozadéknövekmények sorozatát mint járadék sorozatot (vagy kamatsorozatot) biztosítani tudja. Az adott erőforrás típus teljes tömegeinek értéke természetes módon az egyes egységei értékeinek összegéből, a teljes oszthatóság feltételezésekor pedig integrálásából adódik.

A környezetállapot-értékelés jelenleg megfogalmazható és a környezetgazdálkodásba illeszkedő célja (egy környezeti információs és értékelési rendszer segítségével) mindazon tényezőknek, folyamatoknak és jelenségeknek a felmérése és értékelése, amelyek szükségesek e rendszerek, valamint ezek, mint erőforráskészletek – a védelem alá helyezett elemek és rendszerek – állapotának, valamint ezek társadalmilag hasznos készletei változásainak meghatározásához, a változások ok-okozati elemzéséhez és prognosztizálásához, azaz a döntések várható jövőbeni következményei előrejelzéséhez.

1.3.3. A állapotértékelés helye a környezetpolitika formálásában

Mint láttuk, a különböző KÁÉ szempontok tehát kiegészítő és ugyanakkor ellentmondó, versengő viszonyban vannak egymással. A „megoldás”-t a fenntarthatóság (sustainability) bevezetése jelentheti.

A természettudományos környezetértékelés egy adott állapot jellemzőit a vizsgált egység belső, természettudományos szempontok által meghatározott törvényszerűségei alapján értékeli. Ez az értékelés képes az emberi szempontoktól legfüggetlenebb (de nem független) minősítésre. Ebben az értékelésben egy-egy elem vagy rendszer állapota annál kedvezőbb, minél közelebb van a természetes állapothoz. A helyes társadalmi-értékelési szempontok az állapotok közötti választásban és a kedvező helyzetek stabilizálására való törekvésekben rejlenek. (Az ökológia szempontjai szerint tehát például értékesnek tekinthető egy fajgazdag mocsárvilág attól függetlenül, hogy az emberre ez milyen veszélyeket jelent. Az ember viszont az értékesnek minősített rendszerek közül inkább az elmocsarasodás előtti ökoszisztémákat preferálja, és ezt a helyzetet igyekszik stabilizálni. Ennek a választásnak az érvényesülése már átnyúlik a társadalmi értékelés szempontrendszerébe.)

A gazdasági értékelés a környezetből a természeti erőforrásokat képes értékelni, mégpedig feltételezve azok használatát a jelenben, vagy a belátható jövőben. Az értékelés az elemekben és rendszerekben rejlő használati értékekből indul ki, és ezekre az adottságokra vetíti ki a közgazdaságtudomány fogalmait. A közgazdasági értékelés számára a természettudományos megközelítés meglehetősen szigorú korlátokat ad meg, amelyek figyelembe nem vétele általában valamilyen természeti kincs megszüntetését vagy tönkretételét jelenti.

A társadalmi értékelés végeredményben egy adott fejlettségű társadalom környezeti preferenciarendszerét tükrözi. Az értékelés alapja az a tény, hogy meghatározható egy olyan környezeti célállapot, amely a társadalom fejlődése és „jó(l)léte” szempontjából a legkedvezőbb, miközben biztosítja ezeket a feltételeket a következő generációk számára is. A társadalmi értékelés elvégezhető a másik kettő nélkül,

miután a kettő elemei épülnek be és dolgozódnak fel egy másik szempontrendszer, a társadalom érdekei szerint.

A fenntartható fejlődés (sustainable development) vagy még tágabban: a fenntarthatóság mint szempont érvényesítése a környezeti erőforrásokkal való ésszerű, távlatos gazdálkodást megvalósító, tehát a gazdasági-társadalmi kölcsönhatásokat is tekintetbe vevő, sőt azokba integrálódó (környezetgazdálkodási) politika három – a korábbi gazdasági növekedés centrikus politiká(k)tól paradigmátikusán különböző – hierarchikus komponense:

- a fejlődés/fejlesztés célja a társadalmi jó(l)ét,
- amelynek – egyik – megvalósítási eszköze a gazdaság,
- korlátja pedig a környezeti erőforrások terhelhetősége.

A környezetállapot-értékelés ebbe a döntéstámogató, a megfigyeléseket, visszacsatolásokat is elemző, újra értékelő folyamatba kell illeszkedjék.

A környezet szempontjából ez az értékrend biztosítani kívánja egyidejűleg a következőket:

- (i) megfelelő minőségű életteret és egészséget a társadalom tagjai számára;
- (ii) ugyanezek fennmaradását a következő generációk számára (sustainable development);
- (iii) az erőforrás-szükségletek kielégítését;
- (iv) a kardinális értékek fennmaradását.

Ezek a célok ütköznek egymással, megvalósításuk döntést igényel: környezetpolitika megfogalmazását, amely hosszabb távon, kompromisszumokkal képes a környezetállapotot a társadalmi igényeknek megfelelően alakítani. Az értékelési szempontok között hierarchia mutatkozik, elsődlegességét a társadalmi, humánológiai megközelítés élvezi. A legkeményebb korlátokat a természettudományos megközelítés fogalmazza meg, amelyeket tehát a másik két értékelési szempontrendszerben is szükséges tekintetbe venni. Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy az a kérdés, hogy egy állapot még eltűrhető, a természettudományos szabályok alapján határozható meg, de az, hogy a környezet- és természet milyen állapotát tartja tűrhetőnek, kívánatosnak, és egyáltalán: elérhetőnek egy közösség, az a környezet minőségével kapcsolatos társadalmi attitűd függvénye, amely azonban nyilvánvalóan nem független a közösség jóvedelem viszonyaitól, teherbíró-képességétől. Attól, hogy mennyit képes és hajlandó a jó környezet megvalósítására és fönntartására fordítani.

1.1. táblázat. A környezetállapot-értékelési szempontjai és kritériumai a környezeti elemek ill. rendszerek szerint

Környezeti elemek/rendszerek	Környezetállapot-értékelési szempontok/kritériumok		
	Természettudományi	Gazdasági	Humánökológiai
FÖLD	Ökológiai szempontok. Mennyiségi és minőségi jellemzők (talajképződési folyamatok dinamikájának fenntartása, talajérzékenység alacsony szintje).	Termőképesség. Hasznosított	Ellátások biztosítása. Készletek megőrzése mind minőségi, mind mennyiségi szempontból.
Alapkőzet	Csak ökológiai szempontok (talajképződés lehetőségének biztosítása).	Gazdaságos kitermelhetőség.	A kitermelhetőség gazdaságossága, beleértve a költségekbe az ökológiai károk ellentételeit is.
VÍZ	Élővízjelleg. Az ökoszisztémák igényeinek megfelelő mennyiségi és minőségi jellemzők.	Ellátási, szennyvíz-elhelyezési, energiatermelési, közlekedési rekreációs potenciálok. Természetes károkozás elhárítása.	A vízigények kielégítése a jelenben és távlatban.
Felszíni			
Felszín alatti	Készletek egyensúlyának megléte és fenntartása. Természetes vízminőség, ökológiai vonatkozások kedvező voltának biztosítása.	Olcsó víznyerési lehetőségek biztosítása az ellátó rendszerek számára szerencsés esetben hosszabb távra. Összefüggések a talaj termőképességével. Különleges minőségű vizek hasznosíthatósága.	Egészséges ivóvíz biztosítása. Gazdaság működéséhez szükséges vízmennyiség biztosítása. Készletek egyensúlyának és minőségének fenntartása.
LEVEGŐ	Az élővilág és ember egészségügyi szempontjai.	Csak más környezeti elemeken keresztül lehetséges meghatározni.	Az élővilág és az ember egészségügyi szempontjai.
ÉLŐVILÁG (fajok)	Fajok létfeltételei tűrőképéségen belüli biztosítása, (diverzitás lehetőségeinek fenntartása), genetikai sokszínűség.	Hasznosság, hozamok, terméseredmények az egyedek ára.	Értékesség mind gazdasági, mind ökológiai, mind közvetlenül emberi szempontok alapján.
ÖKOSZISZTÉMÁK	Fajgazdaság diverzitás természetes társulás alsó egyensúlyának fenntartása.	Hasznosság.	Természettudományos és gazdasági szempontok együttes figyelembevétele a lakosság igényei és az értékek hosszú távú megőrzésének szempontjai alapján.
MŰVI ELEMÉK	Műszaki jellemzők, funkcionális alkalmasság, esztétikai jellemzők, műemlék érték.	Közvetlen gazdasági hasznok, az elemek eladási ára, értéke.	Funkcionális, esztétikai és gazdasági szempontok differenciált érvényesítése elsősorban az életminőség szempontjából.
TELEPÜLÉSI KÖRNYEZET	Szerkezeti és funkcionális jellemzők.	Az infrastruktúra értéke.	Életminőség, lakossági igények kielégíthetősége, egészséges környezet.
TÁJ	A táj csak emberen keresztül létező fogalom, így a belső törvényszerűségek alapján nem minősíthető.	A tájképi megjelenésből származó hasznok.	Tájesztétikai és tájhasználati értékek.
KÖRNYEZET EGÉJSZE	Az ökológiai és települési értékelés összegzése figyelembe véve a két rendszer kapcsolatát.	Egy terület által jelentett gazdasági hasznok (tág értelemben), vagy amennyiért eladható lenne a terület.	Életminőség a területen, nemzeti vagyon, ökológiai és művi értékek együttese.

1.3.4. A kockázatok figyelembe vétele

Az állapotértékelés célja – az eddig mondottak szerint – főként a döntéstámogatás, azaz valamifajta prognóziskészítés.

A bizonytalanság pedig semmilyen előrejelzésnél nem kerülhető el. A bizonytalanság és a kockázat fogalmait sokféleképpen értelmezik. Egy elterjedt nézet szerint a két fogalom között az a különbség, hogy míg a kockázat mérhető és a bizonytalanság valamely mértékben ismertté tehető, a bizonytalanság azonban nem. „A lehetséges változatok valószínűségi viszonyainak valószínűség eloszlásának megismerésével, meghatározásával – ha ez egyáltalán lehetséges – a bizonytalanság strukturálttá, kalkulálhatóvá, előre jelezhetővé, más szóval kockázattá válik” (Csibi, 1987). A tervezői gyakorlat talaján a kockázatelemzés egyszerűen azt jelenti, hogy a létrehozandó objektumok működéséből eredő potenciális negatív következményeknek, illetve ezek valószínűségeinek meghatározására van szükség. Ez esetben pl. a veszélyeztetett emberlétek számát, a környezeti hatásokat, a pénzben kifejezhető veszteségeket, illetve ezek valószínűség-eloszlásait kell megbecsülni. A kockázatelemzésnek ez az esete az ún. technikai közelítés.

Kockázati fogalmak

A környezetállapot-értékelés számára – megítélésünk szerint – legalkalmasabb, mert legteljesebb meghatározás: „a kockázat egy cselekvési változat lehetséges (nem bizonyosan bekövetkező), negatívan értékelt következményeinek teljes leírása, beleértve a következmények súlyának és bekövetkezési valószínűségének megmutatását is” (Kindler, 1987). Eszerint:

- létezik biztosnak tekinthető pozitív következmény: ez az előny,
- létezik biztosnak tekinthető negatív következmény: ez a hátrány, és
- a nem biztosan bekövetkező negatív következmény neve a kockázat.

A kockázat tehát (negatív) értéktartalommal jellemezhető események, következmények súlyosságát jellemzi, egyben érzékeltetve az esemény bekövetkezési valószínűségét is. (Így a kockázat legközelebbi tartalmi rokonai az ugyancsak súlyossággal jellemezhető hátrány és az – ellenkező előjelű – előny.) A jellemzett eseményeknek tehát értéket tulajdonítunk, értelmezhető a súlyosságuk és van bekövetkezési valószínűségük. A kockázat fogalmához elengedhetetlen feltételként felsoroltuk azt, hogy a szóban forgó esemény minősített (jó/rossz) legyen. Ezek szerint így egy elemi esemény környezeti kockázata értelmezhető úgy, mint:

1. Környezeti eredetű kockázat, amikor tehát a környezetben (természetben) lejátszódó folyamat a potenciális hátrány kiváltója – miközben a hátrány maga lehet pl. gazdasági, pénzügyi, emberekre ható stb.; vagy
2. A környezet védelmével kapcsolatos kockázat, amikor tehát a környezetben okoz potenciálisan hátrányos helyzetet valamely nem (szükségképpen) környezeti eredetű folyamat. Ezen belül
 - (a) a környezetben mint ökológiai rendszerben létrejövő változás környezeti kockázata (a veszély tehát a környezeti egyensúly megbomlása, visszafordíthatatlan folyamat beindulása (pl. génerózió); vagy
 - (b) a környezetben létrejövő olyan változás, amelyet a természeti környezet elviselne, az egy idő után regenerálna – ám a létrejött változás az emberre, vagy gazdasági folyamatokra nézve hátrányos, és ezért minősül károsnak (zajhatás, lokális légszennyeződés stb.);
3. Végül előfordul, amikor a környezet által közvetített hatás miatt beszélnek környezeti kockázatról. Ez tehát az emberi eredetű és emberre ható káros hatás lehetőségét is környezeti kockázatnak nevezi, ha a közvetítő közeg környezeti.

Kockázatelemzés, kockázatbecslés

A kockázatbecslés kiértékelése, azaz a biztonság, pontosabban a bizonytalanság és következményei „előre kalkulálása” öt szakaszt foglal magába (Hauling).

- (i) A veszély azonosítása.
- (ii) A veszély elemzése.
- (iii) A következmény(ek) elemzése.
- (iv) A kockázat(ok) meghatározása.
- (v) Az eredmények értékelése.

Sorra véve az egyes fázisokat, további bizonytalanságok lépnek fel. A veszélyazonosítás két szakaszból tehető össze: a veszélyes eszközök, ill. a veszélyes események azonosítása. A bizonytalanság itt abból adódik, hogy sikerül(t)-e az összes eszközt és eseményt előre fölismerni. Elsődleges követelmény, hogy a lehetőségek széles skálája legyen tekintetbe véve. A valószínűtlen események elvetésének gyakorlata is elutasítható, mivel a nagyon kis valószínűségi események is eredményezhetnek súlyos következményeket (pl. atomerőművi balesetek/üzemzavarok). A veszélyelemzés szintén két szakaszból áll:

- a korábban azonosított kockázatos eredményekhez vezető események sorozatának meghatározása; ill.

- a számszerűsítés.

A veszélyelemzés bizonytalansága abból adódik, hogy vajon minden fontos kezdeti eseményt figyelembe vettek-e, és abból, hogy megbízhatóak-e a valószínűség számszerűsítéséhez felhasznált adatok, függvények. A gyakorlatban általában hiányosak mind a tapasztalati adatok, mind a szakértői becslések. A következő elemzési fázis a következmény-elemzés. A következmény-elemzés négy szakaszból áll:

- (1) A lehetséges hatások vizsgálata meghatározott célokra.
- (2) A veszélyes esetek sorozatából adódó hatások vizsgálata a célra vonatkozóan.
- (3) A veszélyes események fellépéséből adódó különleges következmények feltételes valószínűségeinek becslése.
- (4) A hatások becslése.

A következmény-elemzés bizonytalanságai a műszaki tudás hiányából adódnak, és abból, hogy a legtöbb esemény következményei alábecsültek vagy mellőzöttek. A negyedik fázisban a veszély és következmény-elemzés kombinációjaként egy általános kockázati értékhez jutunk. Ez a lépés a kockázat-meghatározás, amely tehát egy meghatározott következmény feltételes valószínűsége.

Az eredmények értelmezése

Az eddig ismertetett kockázatbecslés metodika a technikai, szakszerűsíthető közelítés jó példája ill. leírása. Konceptcionálisan azonban hiányos: nem tud foglalkozni azzal, hogy (az) egyes társadalmi egyének/csoportok miért ellenkeznek (műszakilag) biztonságosnak mondott létesítményekkel. Föl kell vetni tehát a „döntéshozó orientált” közelítés mellett a folyamatorientált gondolkodás, ítéletalkotás szükségességét (Ring és Rákosi, 1988). A pszichológiai kutatások felhívták a figyelmet arra, hogy a kockázatot a különböző érintettek eltérően érzélik. Egy atomerőmű esetleges üzemzavara a helyi lakosok számára egészségi kockázatot, az üzemek számára gazdasági kockázatot, míg az irányító szervek számára politikai kockázatot jelenthet. Másrésztől egy döntés kockázata nem elszigetelten, hanem a választás előnyeivel és hátrányaival együtt jelentkezik, s az észlelt kockázat mértéke nagymértékben függ attól, hogy az egyes érintettek az előnyökből, illetve hátrányokból milyen arányban részesülnek (Vári és Vecsenyei, 1987). A fentiekből is következik, hogy a kockázat, bár kapcsolatban van a veszély, a veszteség lehetőségével, mégsem határozható meg kizárólagosan, csak a veszteségek nagyságával és ezek valószínűségével (Kindler, 1987). A kockázat-hozam típusú módszerek végül is a következményt és a bekövetkezési valószínűséget általában a várható érték kombinálási szabálya segítségével egy kockázati indexszé alakítják. Ehelyett döntéseméleti ol-

dalról közelítve, a kockázati paramétereket többnyire szubjektív valószínűség alapján meghatározva javasolható a kockázat kezelésének sokkal árnyaltabb és éppen ezeért valószínűbb módja (Kindler, 1987). Ekkor a kockázat felbontva, a kockázati tulajdonságok soraként jelenhet meg, belefoglalva az észlelt kockázat különböző tényezőit is, hasonlóan a „környezeti Leopold - mátrix”-hoz. A nagyfokú bizonytalanság és irreverzibilitás körülményei között létezik a választás fenntartásának értéke (option value). Ez nagyon fontos fogalom a környezeti kockázat értelmezésében. Annyit jelent, hogy azokat az értékeket, amelyek a jövőbeni választási lehetőség kizárásával elvesznének, mégiscsak figyelembe kell venni. A kockázatbecslés(ek) eredményeinek értékelése, a szempontok összegyűjtése és az alternatívák számbavétele valamely többkritériumos döntési eljárás segítségével végezhető el, ill. számszerűsíthető. A kockázatelemzés eloszlások közös részét szükséges meghatározni, a tényezők tehát valószínűségi változók legyenek (ha ez megoldható), mert az ilyen elemzés több információt nyújt és gazdagabb, valószínűbb, mint a determinisztikus megközelítés.

A terhelhetőség becslése

A terhelés számítása, becslése és megítélése alapulhat egyrészt az emissziós értékeken, az ökológiai terhelhetőség, mint határérték szempontjából. (Ilyen például egy folyam vagy tó megújulási képessége szempontjából minősített szennyezőanyag-felvétel értékelése). Ez az alapja kibocsátási határértékek megállapításának. Másrészt az immissziós határértékek humánökológiai szempontú értékelése jön számításba, amelyek egészségügyi vagy társadalmi tűréshatárt jelentenek. (Üdülőhelyen a fürdési alkalmasság szempontjából adott esetben szigorúbb a megítélés, mind az éves ciklusban történő öntisztulás igazolása.) Összefoglalva: a környezeti kockázatbecslést, hatásértékelést valamely méretezési eljáráshoz hasonlíthatjuk, ahol az egyik oldalon egy emissziós érték jelenik meg, hozzá tartozó szórásstartománnyal és ehhez rendelhető valószínűségekkel, míg a másik oldalon a terhelhetőségi küszöb (ill. az értékelés szempontrendszerétől függően küszöbök) maguk is hasonlóan valószínűségi értékek. A kockázat értelmezése a két sűrűségfüggvény együttes értelmezését kívánja és jelenti. Adott esetben P_e %-os valószínűséggel állítjuk, hogy a szennyezőanyag-kibocsátás egy adott értéke nem lép túl egy, másfelől pl. P_i %-os valószínűséggel határpontnak tekinthető terhelhetőségi küszöböt.

1.3.5. Környezetállapot-jellemzők

A(z értékelésbe vonható) paraméterkészlet

A környezeti elemek állapotjellemzői zömmel az általánosan használt, hagyományos paraméterek. A környezeti rendszerek a környezeti elemekhez képest más dimenziót jelentenek, nem egyenlők az őket felépítő elemek összességével, ezért paraméterkészletük attól eltérő, a különböző értékelési szempontok szerint is speciális lehet. Hasonló a helyzet a környezet egésze állapotát jelző paraméterekkel. Az ökoszisztémákat ill. a környezet egészét jellemző paraméterek ma még kevésbé kidolgozottak. Az értékeléshez ezek kialakítása elengedhetetlen.

A paraméterek kritikus és optimális értékei

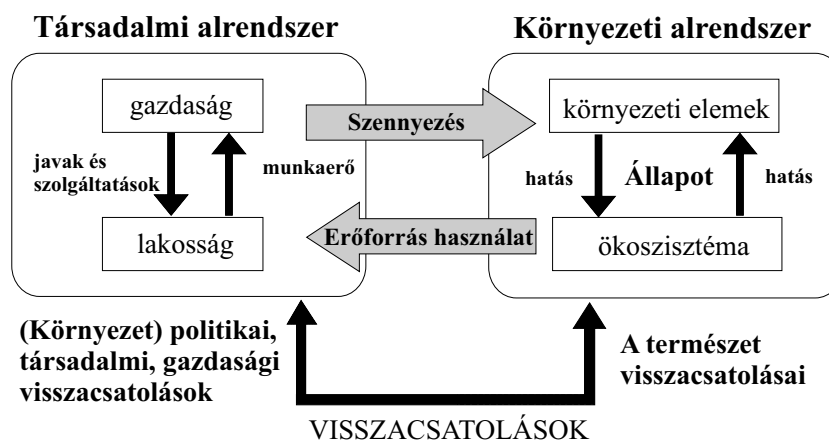
Ezek meghatározása túlnyomó részben szakterületi feladat, az értékelés szempontjából kulcskérdés. Ezek az értékek (intervallumok) különbözőek lehetnek egyrészt az értékelési szempontok, másrészt a vizsgálandó területegységtől függően.

A javasolt környezetállapot-jellemzők

A 1.3.5-ben említettekén túl a környezetgazdálkodásba illeszthető folyamatleírások információigénye – így paraméterkészlete – különbözik az állapotértékelésnél használatosaktól. Nem csupán az aktuális helyzet ismerete, megítélése kívánatos és szükséges, hanem a változás trendjének, sőt a változások – hatások – okok összefüggései feltárásának kiszolgálása is (1.4. ábra).

A kérdés tehát az: mely mutatók alkalmasak a komplex szempontok szerinti elemzéshez, amelyek rendelkezésre is állnak, ill. megszerezhetők. Mely tehát a szükséges, elégséges és lehetséges paraméterkészlet, amely segítségével a lejátszódó folyamatok megismerése, továbbá összefüggések keresése a társadalmi-gazdasági fejlődés és a szennyeződés mértéke között megvalósítható. Az ezekből alkotott adatbázisokkal az elszennyeződési folyamat dinamikája tanulmányozhatóvá, elemezhetővé és hosszú távra előrebecsülhetővé válik; így a beavatkozások, szabályozások is valójában csak ilyen típusú adatok ismerete alapján lehetnek reálisak. Az adatbázis mellett ez esetben szükség van összefüggések tanulmányozására, környezeti folyamatok modellezésére, különböző szennyeződések térbeli – időbeli terjedésének megismerésére is (pl. termelés-emisszió-immiszió kapcsolatok stb.). Ezen második típusú, dinamikus információs rendszer(ek) kialakítása nagyobb, nehezebb, de a távlatban nélkülözhetetlen feladat.

Ilyen lehet az a módszer, amely egy adott környezeti elem vagy egyes mutatói helyett annak állapotát meghatározó, vele bizonyítottan ok-okozati összefüggés-



1.4. ábra. Az indikátorfejlesztés rendszere: hatás–állapot–válasz (DRSIR, OECD, EEA, WRI, 1992–1995 alapján)

ben levő terhelések, antropogén tevékenységek mutatóit használja fel. Számptalan olyan társadalmi-gazdasági tevékenység van, amelynek környezeti hatásmechanizmusai lényegében ismertek (pl.: közlekedés, hulladék-elhelyezés, közműöllő nyílása). Ezen tevékenységek mértéke tájékoztat a levegő, a talaj vagy a felszín alatti vizek minőségéről.

Lényegében ilyen helyettesítő, ill. aggregált mutatókat dolgoztunk ki, együttműködve az OECD-vel, a környezet-gazdaság-társadalom kapcsolatrendszer elemzésére. Egyebek mellett a nemzetközi összehasonlítások elvégezhetősége okán; konkrétan a páneurópai környezetállapot-értékelés alapfeltételeként ill. követelményeként. Bővebb tájékozódást tesz lehetővé az irodalomjegyzék, bár meg kell jegyezni, hogy a környezeti elemek, ill. rendszerek állapotát leíró mutatók egy része feltáratlan, vagy nem áll rendelkezésre, jóllehet jelentős szakmai-tudományos K+F erőfeszítések, programok indultak e területen (Bulla, 1989; Bulla, 1992b; Szabó és Pomázi, ; Bulla és Guzli, 2003) és (Lányi-László, 1994/95, Bozó-Szabó, 1997-).

Környezet (állapot) használat jellemzők

1. CO₂ kibocsátás (energia használat következtében): tömeg/GDP; tömeg/fő.
2. Üvegházhatású gázok kibocsátása: Σ /GDP; Σ /fő; év/év %.
3. SO_x kibocsátás (összes): Σ /GDP; Σ /fő; év/év %.
4. NO_x kibocsátás (összes): Σ /GDP; Σ /fő; év/év %.
5. Vízkészletfelhasználat(ok) vízkivétel: (a készlet %-ában).

6. Felszíni vizek minősége: [O₂]; [NO_x].
7. Földhasználatok: típusa; aránya; változása; terület, szántóföld, erdők etc. index.
8. Természetvédelem: védett területek nagysága/aránya; (nitrogén) műtrágya használat trendje (tömeg/földterület egység).
9. Erdőgazdálkodás: erdőszültségi aránya; állomány-növekedés; éves kitermelés; a használat intenzitása.
10. Veszélyeztetett fajok: száma és aránya az ismert fajok %-ában
11. Hulladékképződés: összes/veszélyes; települési hulladékok, ipari hulladékok, mezőgazdasági, veszélyes hulladékok (tömeg); összes, fejenként összes, fajlagos, veszélyes.
12. A "Jólét" alakulása: ISW index.
13. Energia intenzitás: fajlagos energiaigény, összes energia/GDP; összes/fő.
14. Energia ellátás primer forrásonként megújuló források aránya.
15. Közlekedés: közlekedési alágazatok teljesítménye/aránya.
16. Fajlagos környezetterhelés (ökológiai „Footprint”)

1.3.6. Informatikai alapelvek és igények

A környezetállapotot értékelő információs rendszerrel szemben támasztott elvárás az, hogy támogassa a jövőbeli állapot(ok) elérését szolgáló döntési alternatívák kidolgozását. A cél végső soron a döntéselőkészítés. Ez a legfontosabb alapelv, ugyanis belőle a struktúra és működés kritériumai már adódnak. Ahhoz, hogy a szükséges időben és a vizsgált térben döntéstámogató információk megfelelő pontossággal rendelkezésre álljanak, további alapelvek figyelembevételére is szükség van.

Decentralizált információrendszerek hálózata szükséges. Ez az elv megfelel mind annak a politikai szándéknak, hogy a döntéseket lokálisan, regionálisan kell meghozni ott, ahol az események történnek – és ahová a befolyásolásuk döntési lehetősége települt –, mind pedig annak a technikai lehetőségnek is, hogy ehhez a döntési felelősséghez tartozó információk kellő sűrűségben (fölbontóképesség) és időben (!) biztosíthatók legyenek. Mert csak így: kisebb rendszerek hálózatában biztosíthatók.

Területi elven felépülő információs rendszerek szükségesek a csak ágazati és szakági kérdésekre válaszolni tudó rendszerek helyett. Tehát a ható tényezők és a hatások együttes számbavételének, az/egy adott területen a kölcsönhatások (komplex) elemzése szükséges. Ez az elv nem tagadja meg a szak-ág(azat)i adatgyűjtések

szükségességét, csupán azt mondja ki, hogy nem elkülönült – és ezen belül centralizált – részrendszerekre van szükség, hanem olyanokra, amelyek egy területen többcélú elemzést tesznek lehetővé. A fejlesztés kritériuma tehát a (rész)rendszerek együttműködési képessége, ahol a folyamatban a terület az integrátor.

A többcélú felhasználás, a környezetvédelem és a megelőzés, valamint a területfejlesztés összehangolása stratégiaileg is új lehetőséget teremt. A területfejlesztés céljai a környezet állapotán (is) kell alapuljanak, a környezeti célok megvalósítását pedig a terület(fejlesztés)i tervek (is kell hogy) hordozzák. E tevékenységek támogatásához olyan információs rendszerhálózat szükséges, amely a (fejlesztési) tervezést, a megvalósítás felügyeletét, a bekövetkező változások elemzését és a (hirtelen) beavatkozások szükségességének és eredményének megítélését meg tudja alapozni. Az ismeretek integrálása ebből a szempontból azért fontos, mert ezeket a tevékenységeket egyébként szervezetileg, az irányítást illetően el kell választani egymástól.

Felhasználóbarát döntéstámogató információ (és elemző) rendszer kívánatos, amely egyfelől képes a szükséges „input”-okat a lehető legnagyobb mértékben minimalizálni, másfelől pedig a többkritériumos elemző, döntéselőkészítő folyamatot (könnyen) ellenőrizhetővé, megismételhetővé, standard(izálható) szakértői rendszereket alkalmazóvá tenni.

Összeilleszthető, a funkciók és az elemzési szintek összehangolását, egymásra épülését biztosító rendszer létrehozása a (fejlesztési) cél. Az összeillesztés azt (is) jelenti, hogy a hálózat (természetesen) alulról építkezik, és a döntés-előkészítési folyamatnak megfelelően gyűjt, ill. aggregál – geometriai alapon – információkat a szükséges döntések, együttműködések igényének megfelelően lokális, szubregionális regionális, országos, kontinentális, globális szinten, azaz léptékben. Megteremtve ezzel a helyi döntések, regionális fejlesztések, nemzetgazdasági tervek, nemzetközi együttműködések megalapozását és összehangolását.

1.3.7. Az állapotértékelés módja, technikái

A többdimenziós elemzés technikái, és az azzal kapcsolatos ismeretek – azért is, mert egy zárt, logikusan kezelhető feladatként megfogalmazhatóak – a környezetállapot-értékelés tárgykörében előbbre járnak, mint az azt megelőző, és az azt követő eljárások feltártsága.

A környezetállapot felmérése, értékelése, minősítése – természetesen – nem előzmények nélkül való feladat. Az állapot aktuális jellemzésének, a (káros) hatások (következményei) feltárásának számos módszere, „technológiája” létezik. Ezek alap gondolatmenetük szerint csoportosíthatók is (Bulla, 1989).

Sztochasztikus módszer – Klasszikus megközelítés

A környezet elemeinek, a föld, víz, levegő, élővilág, valamint a táj és a települések állapotának ismétlődő felmérését (mintavételezését), rögzítését célozza, melyek alapján a változást két egymást követő állapotminta közötti különbség detektálásával lehet jellemezni. E módszer alapvető hiányossága, hogy a változást előidéző okokat nem tartalmazza, így prognózis készítésre, okszerű védelem vagy tervszerű fejlesztés megalapozására nem, vagy csak igen korlátozottan alkalmas.

Determinisztikus módszer

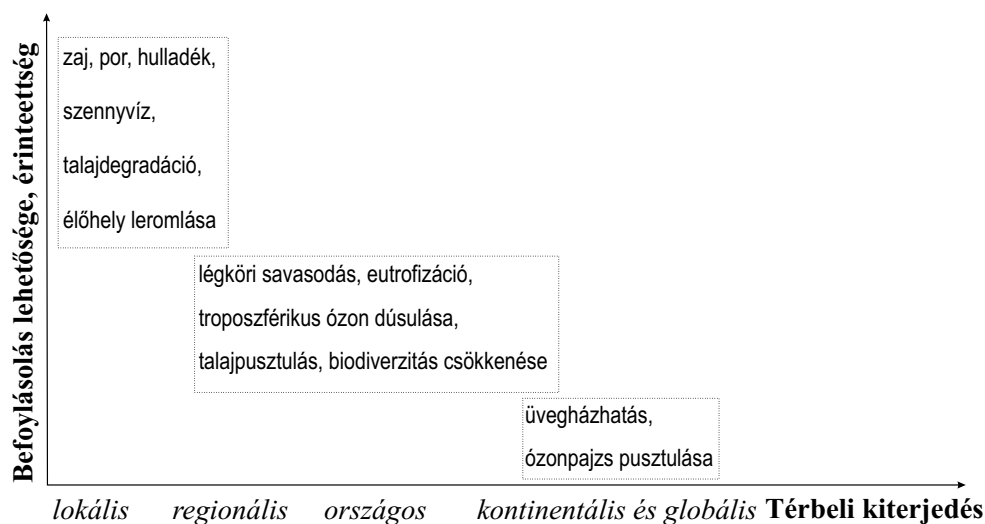
Az előbbieken említett hiányosság kiküszöbölhető a külső hatások, a károsító anyagok és/vagy hatások (zaj, rezgések, sugárzások) környezetbe kerülésének és ezek következményeinek feltárásával. E komplex vizsgálati módszer nem áll meg a fázishatároknál, a talaj-, víz- és levegőminőség-védelem választóvonalainál, hanem az egész transzformációs folyamatot (és hatásait) igyekszik nyomon követni az információszerző (mérő-megfigyelő) és elemző tudás meglévő határáig. A módszer azonban így is analitikus, egyszerre csupán egyféle hatás követő jellegű vizsgálatára alkalmas. E hatások elvileg összegezhetőek, de a módszer így sem képes leírni az összes rendszer valóságos állapotváltozásait.

Holisztikus módszer

Az elemzés-értékelés a különféle tevékenységek, beavatkozások, valamint az egyes vagy összes környezeti elemből álló rendszerek kölcsönhatásait vizsgálja a hatásterületen. A prognózis készítését, a következményekben is ismert alternatívák és a megvalósításukhoz tartozó szabályozási, fejlesztési beavatkozások kidolgozását ez a módszer, illetve a hozzá tartozó mérő-megfigyelő, adatgyűjtő, információfeldolgozó és elemző-értékelő fázisok egységes technológiává szervezése teszi lehetővé.

Megfogalmazni mindezt meglehetősen könnyű, mindenesetre lényegesen egyszerűbb, mint megvalósítani. Mindenekelőtt definiálni szükséges a környezeti elem, illetve rendszerek, valamint a vizsgált terület fogalmát, illetve kiterjedését. Egy adott területen az élővilág – benne: az ember – állapotának elemzése ki kell terjedjen a szárazföldi, vízi ökoszisztémák, valamint a levegő vizsgálatára, míg a táj, illetve a települési környezet esetében mindez kiegészül még a környezet művi (épített) elemeivel. A választott területnagyságtól fog függni az elemzés fölbontóképessége, így a (kölcson) hatások okszerű föltárásának lehetősége és pontossága (1.5. ábra).

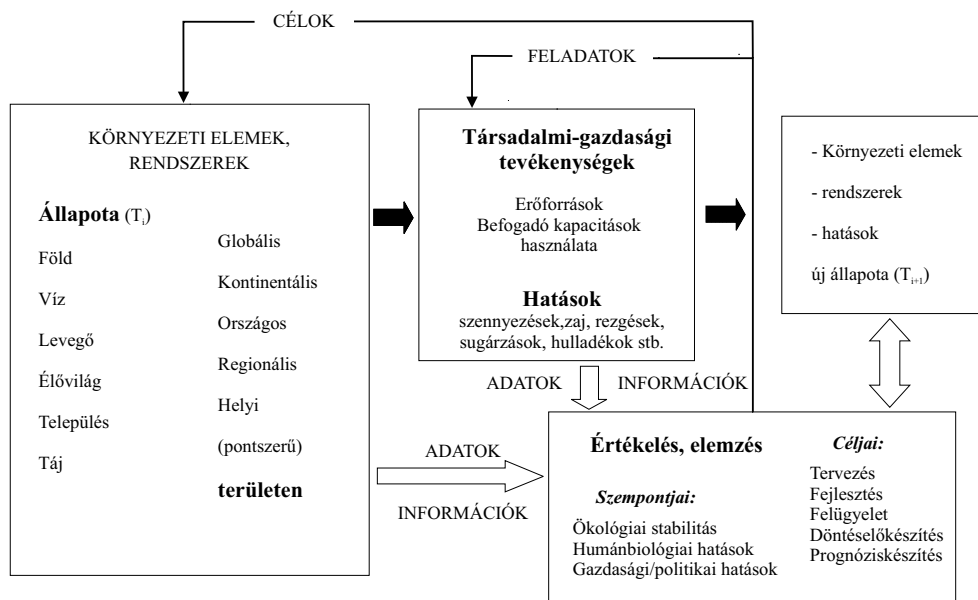
A hangsúlyt a helyi, illetve a regionális szintre kell helyezni. Ott dőlnek el ugyanis a dolgok. Globálisan jelentéseket lehet készíteni, rögzítve a változásokat;



1.5. ábra. Környezeti hatások kiterjedése és befolyásolás lehetősége. (Bulla-Flachner, 2003. alapján)

döntéseket támogatni, indukálni azonban konkrétan, helyileg, regionálisan lehet. Végezetül még két – elvi jelentőségű – megjegyzés említése indokolt:

- (1) Elvileg sem lehetséges olyan mérő, megfigyelő rendszer létrehozása, amely a tér minden pontján érvényes, teljes mértékben reprezentatív információkat szolgáltat. Ezen felül a környezet állapota és az arról való társadalmi vélekedés eltérő lehet. A tudományos és a laikus környezetminősítés és véleményezés tehát objektív és szubjektív okok miatt is különbözni fog helyenként és időnként. Az eltérés csökkentésére nem a rábeszélés, hanem az adatok megbízhatóságának és nyilvánosságának, egyszóval: hitelének növelése a megoldás.
- (2) A bonyolult összefüggés-rendszereknél – ilyen a gazdaság, a fejlettség és ilyen a környezet is –, ahol már maga a mérési eredmény is összetett, többdimenziós elemző eljárás eredménye, az elemi mérési eredmények is, de aggregációjuk mindenképpen csupán egy bonyolult összefüggés-rendszer tünete. E tüneteknek van ugyan közvetlen oka – már ez sem mindig egyértelmű –, de még ebben az esetben is az összefüggés-rendszer egészére, annak legalább modellszerű működésére kell visszavezetni a tényleges eredeti kiváltó okokat. Ha a rendszerbe történő beavatkozás a tünetek közvetlen megszüntetésére irányul, akkor valójában csak elősegíti, lehetővé teszi, hogy a kiváltó okok továbbra is mű-



1.6. ábra. Célok és feladatok

ködjének, a problémák újrateremtődjenek, a válsághelyzet mélyüljön. Csak a strukturális szinten történő beavatkozás képes tartós, valódi változást előidézni.

Az állapotértékelő elemzésekből származó következtetéseken alapuló beavatkozásoknak nem a környezeti elemekre, rendszerekre kell irányulnia közvetlenül, amelyek változása lassú, mindenesetre lényegesen lassabb, mint azoké a hatásoké, tevékenységeké, amelyek az állapot alakulását meghatározzák, kiáltják. A célokat tehát a környezet állapotára kell meghatározni, szabályozni azonban a tevékenységeket kell. Ebből új kutatási, fejlesztési feladatok adódnak a beavatkozások: műszaki, jogi, gazdasági szabályozások megalapozását, kidolgozását illetően (1.6. ábra).

1.3.8. Környezeti állapotjelentések/korábbi adatbázisok és elemzések

A folyamatosan (végtelen ciklusban) végzett környezetállapot-értékelés és az állapotjelentések készítése a környezetpolitikát, a környezetgazdálkodást, a környezetmenedzselést megalapozó tevékenység. A környezetről szóló jelentések a kormányzat eredményességének is egyfajta – a társadalmi és a nemzetközi megítélés ezen

dokumentumok kielégítő szempontjából sem elhanyagolható – fokmérői; megfelelő színvonalú készítésük feltételezi, és egyben megszületni serkenti a környezetvédelem és a természeti erőforrások igénybevételének összehangolt irányítását, a környezet állapotának részletes és szabatos ismeretét, az állapotváltozások folyamatos nyomon követését, a háttérben folyó szakmai elemző és minősítő tevékenységet és nem utolsósorban egy működő(képes) környezeti információs rendszert. Egyúttal jelzi és támogatja a kormányzati szándékot a környezeti szempontok figyelembevételére a tervezési, szabályozási tevékenységekben. A környezeti állapotjelentések a döntés-előkészítés és a tájékoztatás sajátos műfajú keverékei. Egyszerre kell a döntés-előkészítéseket, a társadalom tájékoztatását és a nyilvánosságot szolgálniuk. Az általános és részletes, tudományosan alátámasztott és rendszeresen készülő környezeti állapotjelentések és döntés-előkészítő tájékoztatók:

- informálnak a környezet állapotában bekövetkezett változások irányáról és trendjéről, a természeti erőforrások állapotáról;
- támogatást jelentenek a társadalmi-gazdasági fejlesztési irányok kijelölésében, illetve az elért eredmények környezeti szempontú minősítésében;
- lehetővé teszik a kormányzati környezeti menedzsment eredményeinek rögzítését és publikálását;
- alap- és háttérinformációik révén, szakmai következtetések levonásával befolyásolják az átfogó kormányzati és más ágazati részpolitikák megalapozását és véleményezését, különös tekintettel a környezeti politika kidolgozására;
- segítenek a társadalom szintjén fejlesztésre rendelkezésre álló anyagi erőforrások felhasználásának, térbeli eloszlásának meghatározásában, a területfejlesztési irányok és módok kijelölésében, a környezeti feltételek és körülmények bemutatásával;
- támpontot adnak nemzetközi kötelezettségeink teljesítésének állásáról, új vállalkosságok lehetőségéről;
- a környezeti állapotjelentés tájékoztató funkciója révén lehetővé teszi a közvélemény folyamatos tájékoztatását;
- informál a környezet állapotában bekövetkezett változások irányáról és trendjéről, a természeti erőforrások állapotáról;
- tájékoztat a kormányzat és a környezetvédelmi tárca eredményeiről és esetleges kudarcairól, segítve egyben a társadalmi támogatás megnyerését a környezeti célok elérése érdekében; a közvéleményt különösen érdeklő témakörökben céltzottan feldolgozott tematikus jelentések segítségével.

Részletes állapotjelentések

A részletes állapotjelentések a természeti erőforrások és a terhelő hatások célzott és rendszeres számbavételei, amelyek segítségével a környezeti politika, valamint annak súlypontjai és stratégiai elemei meghatározhatóak, egyben iránymutatásul szolgálnak más politikák környezeti kapcsolódási pontjainak a meghatározásához. A jelentések feltételezik az ország részletes környezeti állapotfelmérésének elkészítését, időről időre a változások folyamatos követését, az információk karbantartását. A komplex jelentések műfaját tekintve a részletes szakmai feldolgozottság az elsődleges kívánalom, hiszen ezek a szakembereknek szólnak. Ezek a nagy terjedelmű jelentések igen magas költségigényűek, elkészítésükhöz nagyfokú szervezettség szükséges. Az említett okok miatt ilyen jelentések ritkán készülnek. Természetes megjelenési idejük főként a környezeti politika és stratégia újragondolásához, a jelentős új környezetjogi szabályozás megalapozásához kapcsolható. A fentiekkel részben megegyező céllal, gyakrabban csak egy-egy téma vagy szakterület kerül részletes feldolgozásra. Ezeket **tematikus jelentéseknek** nevezhetjük. Ide sorolhatóak az egyes természeti erőforrások állapotáról (erdők, vizek, védett területek stb.) vagy az egyes emberi tevékenységek környezeti vonatkozásairól (veszélyes hulladékok, zajvédelem stb.) készülő jelentések.

Összefoglaló állapotjelentések

A legáltalánosabban készülő állapotjelentések (német nyelvterületen a környezeti jelentések neve „Bericht”, angol nyelvterületen gyakran „report”) a környezeti elemeket és az egyes – a környezet állapotával szorosan összefüggő – tevékenységeket tárgyalják (Lányi G. és László T. 1993). Ilyennek tekinthetők a nálunk eddig készült jelentések, vagy akár a környezet állapotát általánosan bemutató tájékoztatók is. (Például a Nemzeti Beszámoló az ENSZ Környezet és Fejlődés Világkonferenciájára.) A feldolgozott terület nagyságának megfelelően beszélhetünk országos, megyei (tartományi) vagy regionális jelentésekről. A regionális szint jobban lehetővé teszi az egyén és a döntéshozó számára a problémák értelmezését és az azzal való azonosulást, másrészt a tapasztalatok alapján megállapítható, hogy az egyes gondok megoldására fordítható erőforrások is erről a szintről kiindulva tárhatók fel és szervezhetők optimálisan. Ez a „szint” illeszkedik az EU strukturális/kohéziós támogatási politikájához is. A környezetvédelmi törvény szerint környezetvédelmi terveket, programokat az önkormányzatoknak is kell készíteni. Ezek alapja szintén nem lehet más, mint egy részletes állapotfelmérés.

Környezeti indikátorok

Az elnevezés rövid indoklást igényel. A „környezeti indikátorok” felhasználásával készült tájékoztatók nem a hagyományos, ökológiai szempontú környezeti indikátorokra, hanem a társadalmi-gazdasági szféra célzottan kiválasztott környezeti mérőszámaira, mutatóira támaszkodnak. Az értékek trendszerű változásának grafikus ábrázolásával minimális szövegmelléklettel és magyarázattal egy rendkívül tömör, döntés-előkészítést és tájékoztatást egyaránt jól szolgáló rövid tájékoztató az eredmény (Szabó és István, 2000).

Magyarországon 1988–89 között került sor az első kezdeti, rendezett, de egyszerű szerkezetű környezetállapot-értékelésre azzal a céllal, hogy a környezeti elemek/rendszerek állapotát bemutatva, minősítve a teendők rangsorolását a prioritásképzés egyik összetevőjének alapjául szolgáljon (Bulla, 1989). 1990-ben megszületett a komplex környezetértékelési eljárások kidolgozásainak megalapozása a környezet állapota, az állapot alakulása, és a termelés, és a szolgáltatással kapcsolatos gazdasági tevékenységek összefüggéseire vonatkozó információk meghatározását elősegítő, komplex értékelő rendszer alapvető problémáinak megfogalmazásával és a kidolgozás irányvonalának kijelölésével (Rostás és Bulla, 1990). Elkészült a „környezeti probléma tér” modell (1989) és a „környezetgazdálkodás és elemzés egyszerűsített modellje” (Bulla, 1992b; Bulla és Guzli, 2003), valamint a környezeti állapot felvételére szolgáló program koncepciója. Ebben meghatározásra került a javasolt, alkalmazható

- paraméter-készlet,
- a szükséges informatikai- és a
- célszerű értékelési szempont-rendszer is.

2001-ben került publikálásra a Környezetvédelmi Minisztérium és a Magyar Tudományos Akadémia közös finanszírozású program keretén belül elkészült „A levegőszennyezés környezeti hatásainak közgazdasági értékelése” c. projekt beszámoló, melyet az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet koordinált. A program interdiszciplináris szemléletét tükrözi, hogy a kutatásban nyolc szakterületi kutatóintézet kutatói, és további egyéni szakértők működtek együtt. A projekt során feltérképezték és összegezték a témához kapcsolódó szakterület eredményeit. Továbbá felépült a levegőszennyező anyagok társadalmi, gazdasági hatásait elemző közgazdasági modell (integrált szakértői rendszer).

A kezdeti módszertani kutatások, fejlesztések mellett és ezek eredményei alkalmazásba vételének hiányában (is) készültek „összeállítások” mint: Adatok Hazánk környezeti állapotáról (1996-tól évente, két évente Rakics R. et al); Indikátorok (elő-

ször 1994-ben Lányi G. 2000., majd 2001, 2002-ben Bozó P., Szabó E.); Környezetstatisztikai Adatok (Aujeszky, 1998; Aujeszky, 2000; Aujeszky, 2003).

Az adatok gazdagok, az indikátorok információ tartalma még gazdagabb, hiszen – valamelyest – az okozat mellett az okot is tartalmaz(hat)ják. Mindez korrekt állapotfelvételnek tekinthető és nélkülözhetetlen, de nem pótolja a hatásokkal és az állapotváltozásokkal együtt láttató, a környezeti erőforrásokkal való okszerű gazdálkodást megalapozni képes értékelést.

A környezeti állapotfelvétel kezdeti próbálkozásai óta a különböző szakterületek analitikus tudományos ismerete tovább bővült, mint ahogy ezt a témában megjelent publikációk is jelzik. A folyamatok és összefüggések feltárásában, leírásában, és a fejlesztésekben is komoly előrehaladás történt (Bulla és Guzli, 2003).

Időszerű tehát a szintézis, az eddig összegyűjthető tapasztalatok egységes rendszerbe történő integrálása. A környezeti erőforrások fenntartható használatának társadalmi érdeke a romlást megelőző, tudatos, okszerű gazdálkodás, ennek pedig alapvető feltétele egy új típusú integrált környezetállapot-értékelés, azaz a környezeti erőforrás-készletek állapotváltozás-értékelése módszertanának kidolgozása.

1.4. Környezetelemzési szakértői döntéstámogató rendszer megvalósítása térinformatikai eszközökkel

Mind a környezeti modellezés, mind pedig a térinformatika mára egy jól kidolgozott, elfogadott és alkalmazott kutatási és gyakorlati terület (Detrekői és Szabó, 2002), amelynek összekapcsolódása napjainkban kézenfekvő. Egyrészt a legtöbb környezetvédelmi probléma rendelkezik térbeli dimenziókkal. (Ezeket a környezeti problémákat a környezeti modellezéssel jobban meg lehet érteni és a megoldást megtalálni.) Másrészt a földrajzi információs rendszerek képesek összegyűjteni, integrálni, kezelni, elemezni a georeferenciával rendelkező térbeli adatokat. Egy ilyen rendszer, mint általános rendeltetésű technológia, alkalmas az adatokat digitális formában kezelni. A nagy „tömbök”-ben tárolt adatokat előfeldolgozva, analízisre alkalmas formába hozza, az analízist és a modellezést közvetlenül támogatja, majd az eredményeket utólag is feldolgozza. Ennek segítségével összefüggéseket, ok-okozati kapcsolatokat lehet elemezni és modellezni.

Környezetvédelmi szakértői döntéstámogató rendszer alapjaként szolgálhat az ESRI ARC/INFO szoftvere, miután a világ egyik legelterjedtebb vektoros GIS rendszere, és rugalmassága, valamint alkalmazhatósága miatt széles körben használják főként területfejlesztésben, településrendezésben, közegészségügyi elemzésekhez a vízgazdálkodásban, és újabban – többek között éppen kezdeményezésünkre – a környezetvédelemben, tágabban a környezeti erőforrás gazdálkodásban.

Az ARC/INFO tulajdonképpen nem csak szoftver, hanem egy integrált, nyílt GIS környezet. Ez azt jelenti, hogy egyes részegységei, bár technológiai értelemben függetlenek egymástól, maximálisan képesek együttműködni. Az egyes részegységek egymásra épülhetnek, tehát újabb és újabb, egyre bonyolultabb funkciókat képesek elvégezni.

Egy sok funkciót átfogó döntéstámogató szoftver felépítésében tehát az alábbi alapfilozófiákat lehet követni.

A rendszer összeállítható független elemekből, melyek szabványos felületeken keresztül kommunikálnak egymással. Ennek a megoldásnak előnye lehet, hogy a komponenseket tetszés szerint válogathatjuk össze, illetve egyszerűbben megoldható az erőforrások, adatok megosztott használata, amennyiben erre igény merül fel. Hátrány, hogy külön problémát és lassító tényezőt jelent a komponensek közötti adatforgalom, a szoftver működtetéséhez pedig külön telepíteni kell minden komponens keretrendszerét. Ilyen megoldásnál az adattároló lehet egy kereskedelmi relációs adatbázis szolgáltató, a térinformatikai feladatokat valamely GIS rendszernek kell ellátnia, a modelleket megvalósíthatják különálló programok, a felhasználói felület pedig készülhet valamely népszerű vizuális fejlesztőeszközzel. Kompaktabb struktúrát jelent, ha egy átfogó térinformatikai rendszeren belül hozzák létre a funkcionális elemeket. Erre csak olyan szoftvercsomag lehet alkalmas, amely térinformatikai, adatbázis-kezelési, megjelenítési, modellezési lehetőségeket egyaránt nyújt, és programozhatóság szintjén személyre szabható a felhasználói felülete. Ezeket a feltételeket maradéktalanul kielégíti az ARC/INFO rendszer.

A szennyező anyagok transzportfolyamatai megfelelően kidolgozott módszertannal rendelkeznek, jól lehet ezeket modellezni. Egy-egy fázis modelljének kidolgozása, megvalósítása azonban önmagában is nagy feladat. Bár rengeteg transzportmodell létezik, általános célú rendszer csak kevés van. A fejlesztés során a rendelkezésre álló idő- és erőforrás kereteken belül saját transzportmodellek kerültek megvalósításra. Ez abból a szempontból is illeszkedik a fejlesztés koncepciójába, hogy a modellek az ARC/INFO-n belül, a GRID alrendszer ilyen irányú lehetőségeinek kihasználásával készülhettek el.

A célkitűzés a légszennyezés, valamint a talajban, illetve a talajvízben terjedő szennyeződések vizsgálata (volt). A talajvízáramlással kapcsolatos számítás az ARC/INFO rendszerben rendelkezésre álló eszközökre, függvényekre építve a részcsecke-követés módszer illetve a Darcy-törvény alapján működik. Ez az algoritmus több okból is később kerülhet(ett) a programba. Egyrészt hiányosak a talajra és talajvízre vonatkozó adatok, másrészt a vizsgált terület léptéke miatt a célnak jobban megfelelne egy bonyolultabb, végeeselemes modell. Egy ilyen alrendszer, illetve a

hozzá tartozó fejlett vizualizációs módszerek létrehozása felé megtörténtek az első lépések. (Ld. 2. *Szennyezőanyagok mozgása a talajban és a talajvízben.*)

A légszennyezés terjedésének számítására használt modell a transzportegyenlet analitikus megoldásán alapul, vagyis alkalmasan megválasztott transzverzális diszperzivitás-értékeket feltételezve számítja ki az adott hozamú szennyezőanyagforrás hatására a tér pontjaiban, illetve a felszín síkjában érvényes koncentrációértékeket. Tulajdonképpen az ISC (Industrial Source Complex) modell alap gondolatáról van szó: egy uralkodó áramlást, szélirányt feltételezve, a pontszerű források esetében a tér egy pontjából, a kémény magasságából induló, bizonyos mértékben emelkedő koncentráció-kúp aktuális értékeit kell a tér, illetve a sík valamely kérdéses pontjaira kiszámolni. A kúp keresztmetszetében vertikális és horizontális irányban a megadott diszperzivitások értékétől és a forrástól mért távolságtól függő szórási kétdimenziós normális eloszlás érvényesül. A módszer kiterjeszhető a vonalas jellegű forrásokra, vagyis az utakra, a forgalom okozta szennyeződésre is.

A mért és becsült értékek csak néhány pontban ismert adatokat jelentenek, a szemléletes összehasonlítás azonban becsült eloszlás-lepleket követelne meg. A szükséges interpolációs lépés – bár nem az előbbiekkal összemérhető komplexitású – szintén a számítási műveletek között szerepel.

A rendszer funkcionális egységeit a (1) környezeti modellezés; (2) adatbevitel; (3) adattárolás; (4) megjelenítés; (5) felhasználói felület alkotják, amelyek alapvetően a következő objektum-osztályokat tartalmazzák,

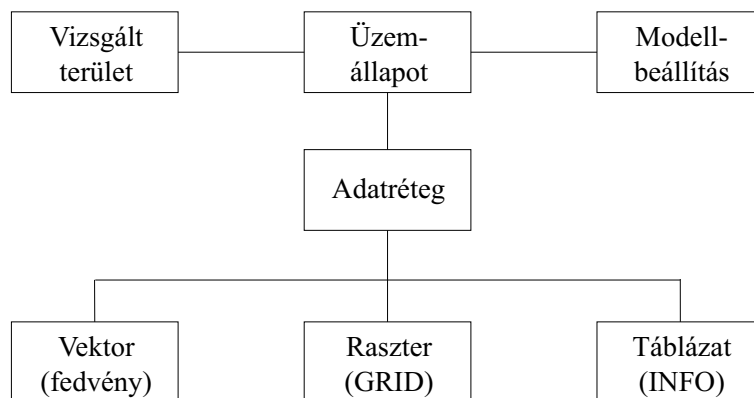
- kutatási terület,
- üzemállapot (Scenarco),
- adatréteg: fedvény, GRID raszter, táblázatok,
- modellszámítás.

amint azt a 1.7. ábra mutatja.

1.4.1. Környezeti modellezés

Egy átfogó döntéstámogató rendszernek a lehető legszélesebb körű választási lehetőséget kell biztosítania a különböző modellfeltételek között, ugyanakkor törekednie kell arra, hogy a jelentős befolyással bíró tényezőket emelje ki, és a környezetiállapotra legnagyobb hatást kifejtő értékeket számítsa.

A hatásvizsgálat alapja a környezeti modellek felállítása, verifikálása és alkalmazása. Ehhez megfelelő mennyiségű és pontosságú adat – esetleg költségek – összegyűjtésére, a számítások gyors elvégzésére, valamint alkalmas eszközökre van szükség. Olyan területeken, ahol a hatásmechanizmusok kevésbé jól meghatáro-



1.7. ábra. A KÁÉ – GIS rendszer szerkezeti egységei

zottak, illetve az adott vizsgálati skálán felmérhetetlenül sok tényező befolyásolja őket, statisztikai jellegű megoldás alkalmazható. Ilyen lehet például a forgalmas utak mentén jelentkező zajterhelés, ami egy-egy ponton mérhető, illetve számítható, de egy egész útra reménytelen a (természetes és épített) környezet teljes geometriáját és anyagi jellemzőit felmérni. Az ilyen esetekben a statisztikai becslés is kellő pontosságú, és a számítási költség is nagyságrendekkel alacsonyabb lehet.

Érdeemes az adatbázisban nem csak a jelenlegi vagy hipotetikus helyzetek kialakításáért felelős tényezőket, hanem a mért értékeket is tárolni. Ezek gyakran nem elegendők a modell teljes körű ellenőrzéséhez, hiszen mérési pontokat csak kritikus jelentőségű, illetve várhatóan kiemelkedően szennyezett helyekre telepítenek, ezért lokálisan és a mért tartományt tekintve is koncentrált adatok jelentkeznek. Ezeket hasznos lehet becslt adatokkal kiegészíteni, hiszen ha ezek megfelelően pontosak, lehetővé teszik a szemléletesen ábrázolható és a számított adatokkal jól összevethető eloszlás-felületek létrehozását. A modellezés célja többnyire folytonos jellegű értékek, eloszlás-leplek és minőségi jellemzők meghatározása, melyek nem vektor-alapú fedvényekkel, hanem raszteres, adott helyközű rácspontokban tárolt értékkel ábrázolhatók jól. Ezek kezelését a GRID részprogram végzi, az algebra-nyelv segítségével. Így tömören leírhatók mind statisztikai, mind fizikai modellek. Az algoritmusok programozási keretét az AML (Arc Macro Language) biztosítja, amivel az ARC/INFO minden funkciója elérhető. Így a modellek illeszkednek a szintén AML nyelven definiált felhasználói felülethez és program-objektumokhoz. A modellek önmagukban is adatszerkezetek létrehozását igénylik, hiszen a bemeneti és kimentő adattáblák, térképek, valamint a modellfeltételek külön beállíthatók a különböző

üzemállapotokhoz. A számítások végrehajtását a felhasználó kezdeményezheti közvetlenül, illetve magasabb szintű modelleken keresztül.

A valós és hipotetikus, számított, illetve mért környezet-állapotok összevetése általában egy központi kérdés vizsgálatát jelenti: megfelelnek-e az előírásoknak? Ez a megközelítés egyrészt nem ad módot a különböző üzemállapotok számszerű, algoritmizálható sorba rendezésére, másrészt nem követi a környezetvédelmi szabályozás alapvető célját, vagyis azt, hogy a szennyezésből származó negatív externáliák internalizálása révén a piaci mechanizmusok biztosítsák a maximális társadalmi összhasznot. Ezért létre kell hozni egy értékelési rendszert egyrészt a környezet terheléséből adódó költségekre, másrészt a szennyezőanyag-kibocsátás potenciális csökkentésének költségeire. Ez új modell-réteget jelent, melynek bemeneti adatai a környezeti modellszámítások eredményei, a kimenete pedig összköltség-összegeket rendel minden vizsgált állapothoz. Ez alapján az alternatívák rangsorolhatók, és kiválasztható közülük az, ami a meghatározott célállapotot minimális (társadalmi) összköltséggel éri el.

A különböző vizsgálandó üzemállapotok felsorolása nem kell, hogy a felhasználóra háruljon, bár természetesen biztosítani kell a lehetőséget, hogy ilyeneket a felmért és bevitt adatok módosításával definiálhasson. A szükséges becslési folyamat algoritmizálható, de természetesen a lehetőségek nagy száma miatt csak olyan módosításokat lehet kipróbálni, melyek jelentősen és kis költséggel csökkentik a környezeti terhelést. Ehhez ismeri kell a korrelációt a különböző szennyező források és környezetvédelmi intézkedések, valamint a környezet terhelése között. Vagyis egy egyszerűsített, de invertálható statisztikai környezeti modell-rétegre van szükség. Tehát a felmért állapot és a megadott célállapot alapján a felhasználó kész költségek alapján rangsorolt döntési alternatívákat kap.

Az elvárásoknál leírtak szellemében az alternatív üzemállapotok értékelése egy újabb modellt, ilyenek algoritmizált felállítása pedig egy, a többire épülő magasabb szintű modellréteget jelent. A létrehozott állapotok halmaza felhasználói, és így adatszerkezeti szempontból is összetartozó, ezért kezelésére külön interfész szolgál.

1.4.2. Adatbevitel

A környezeti hatásvizsgálat gyakori problémája, hogy a szükséges adatok általában hiányoznak, nehezen elérhetőek, és nem egységes formátumúak. A szakértői rendszer adatbázisának felépítéséhez lehetőséget kell teremteni a meglévő adatok felhasználására, illetve új információ bevitelére. Így az ismert formátumú adathalmazokat egységesen az általunk választott, szerkeszthető és hordozható szerkezetre

kell hozni, és biztosítani a további bevitt adatok, például digitalizálandó térképek hasonló megjelenését.

Az ARC/INFO mint térinformatikai és adatbázis-kezelő rendszer tehát lehetőséget biztosít adatok bevitelére, digitalizálására, módosítására, illetve az ismert és szabványos formátumú adatok átvételére. Ezek elhelyezése a döntéstámogatási rendszerben megoldható.

Adattárolás

Alapvetően két osztályba sorolható: térbeli és táblázatos adatok kezelését kell biztosítani. A térbeli adatok kezelésére térinformatikai, azaz GIS rendszert érdemes használni. Ezek a rendszerek többnyire képesek más felhasználói programokkal együttműködni, illetve a személyre szabhatóság fogalmán túlmenő mértékben biztosítják a felhasználói interakció lehetőségét.

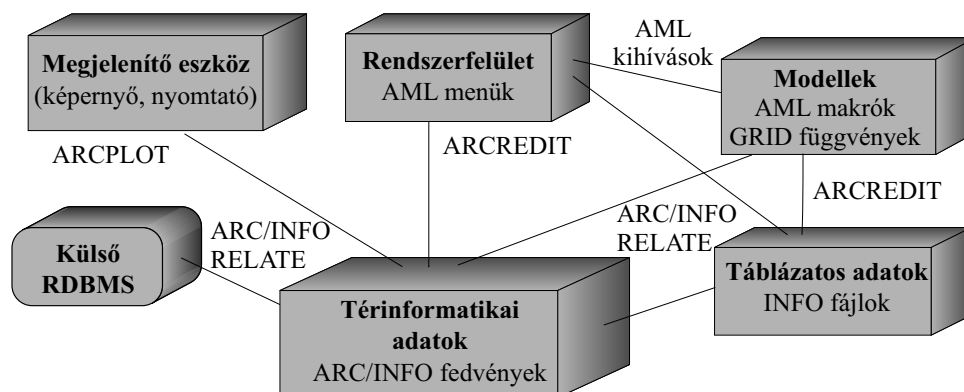
A táblázatos jellegű adatok kapcsolódhatnak a térbeli információhoz, de tartalmazhatnak a környezet-állapotot leíró rétegtől független, gazdasági, jogi jellegű adatokat is. Ilyenek lehetnek többek között a befizetendő környezetvédelmi bírságok összegei, vagy a különböző szennyező anyagokra vonatkozó egészségügyi határértékek.

Központi jelentőségű probléma a kétféle adatbázis közötti kapcsolat megteremtése. Az adatok szétválasztása maga után vonja annak veszélyét, hogy ellentmondás alakul ki. Ennek elkerülésére a választott adatbázis-kezelési megoldás függvényében kell erre módot találni, vagy egy, a rendszerben rendelkezésre álló eszköz használatával, vagy egy konzisztenciát biztosító adatelérési mechanizmus segítségével.

A térinformatikai és táblázatos adatok tárolása fedvények és térképrácsok, illetve INFO adatfájlok és a közöttük fennálló kapcsolatokat leíró RELATE viszonyok segítségével történik. Az INFO egy teljes relációs adatbázis-kezelő. A RELATE kapcsolat nem csak táblázatok, illetve táblázatok és fedvények között, hanem külső adatbázis táblák felé is létesíthető. Így automatikusan teljesülnek az adatkezelés feltételei, az adatok összekapcsolása, a megfelelően megtervezett adatbázis, és az adatok többszörös tárolása is kiküszöbölhető.

Az ARC/INFO adatstruktúrája a hagyományos fájlrendszerre illeszkedik. Ezt a szemléletet követi a szakértői rendszer is, azaz egy-egy adategységhez saját fájl, illetve mappa tartozik.

Környezetvédelmi szakértői rendszer felépítése az ARC/INFO alkalmazásával a 1.8. ábrán látható.



1.8. ábra. A környezetvédelmi szakértői rendszer felépítése az ARC/INFO alkalmazásával

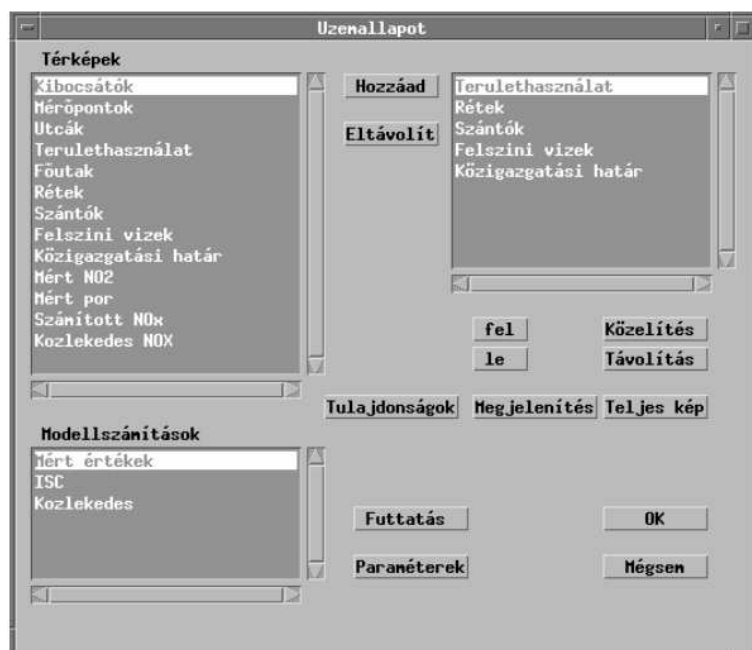
1.4.3. Felhasználói felület

Az ablakrendszernek követnie kell a program belső felépítésének logikáját. Ez épülhet a modellekre, de mivel integrált rendszerről van szó, és a környezeti számításon kívül sok más funkció megvalósítása is kívánatos, érdemesebb adatorientált szerkezetet felépíteni, és a modell-lépéseket az adatobjektumokon értelmezett műveletekként felfogni. Így a felhasználói felület ablakai egy-egy adategységhez logikusan kapcsolódó kezelőeszközök lesznek. A grafikus, ablakorientált rendszerek alkalmasak a feladat végrehajtására. Speciális szempont az alkalmazásnál az, hogy térinformatikai információk esetén a felhasználó számára gyakran rekordok módosítását, törlését és hozzáadását is lehetővé teszi. Ez az eszköz nem csak ebben a programban szolgálhat a táblázat jellegű adatrétegek szerkesztési felületeként, de minden INFO tábla szerkesztéséhez hasznos.

1.4.4. A program- és adatstruktúra

A fejlesztési környezet a fent vázolt elképzelésnek megfelelően az ARC/INFO programozási felülete, az AML, illetve a specifikus program-modulok biztosította parancs- és függvénykészlet volt. Mivel az AML egy makró-nyelv, felhasználói parancs- és tevékenység sorozatokat lehet segítségével automatizálni. A Form Menu technológia segítségével lehetőség nyílt arra, hogy grafikus és többszálú felhasználói felületet lehessen teremteni program-eszközeinknek. Ez tulajdonképpen szemléletbeli különbséget jelent: a program nem megfelelő input és output adatokkal felparaméterezett parancsok listájának tekinthető, hanem adatstruktúrák és a hozzájuk tartozó

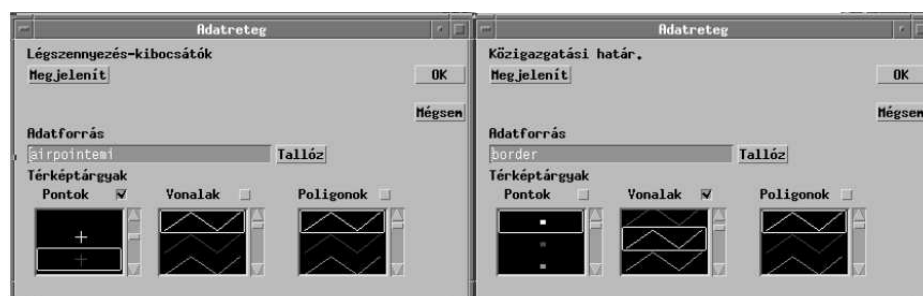
műveletek halmazának. Ez jól illeszkedik a menüfelület filozófiájához is, hiszen előre nem tudható, hogy a felhasználó melyik gombot fogja előbb megnyomni, így egy-egy esemény, amelyet a felhasználó hoz létre, valamely adathalmazon végrehajtott műveletnek feleltethető meg. A kifejlesztett program alapvetően háromféle funkció végrehajtásához biztosít eszközöket. Ezek az adatbázis-, illetve szkenárió-szerkesztés, a megjelenítés és a modellszámítások felparaméterezése és futtatása. Minden fentebb vázolt program-objektumhoz tartozik egy-egy menüablak vagy menüséma, vagyis a logikai szerkezetnek megfelelően összetartozó adathalmaz, például egy-egy üzemállapot kezelői felülete.



1.9. ábra. Üzemállapot ablak

A felsőbb szintű menük a jobb kezelhetőség vagy egy összetettebb funkció megvalósítása érdekében átvesznek néhány tevékenységet az alacsonyabb szintűektől. Ilyen az aktuálisan kiválasztott modell futtatása, illetve a megjelenítési listába választott adatrétegek együttes megjelenítése. A magasabb szintű egység felülete lehetőséget biztosít egy-egy hozzá tartozó alárendelt objektum kiválasztására, illetve az ehhez tartozó, részletesebb beállításokat lehetővé tevő ablak felélesztésére.

Egy adatréteg-objektum legfontosabb jellemzője az, hogy melyik ARC/INFO fájlhoz tartozik. Ennek megadásával akár a háttértárolón szétszórta elhelyezkedő állományokat is átmásolás nélkül rendszerbe szervezhetjük, ugyanakkor a közös, az üzemállapotra vagy a kutatott területre jellemző könyvtárban elhelyezett térinformatikai adatcsomagok eléréséhez nem kell a teljes elérési utat megadni. Így a háttértárolón megjelenő adathalmazunk kompakt egységet alkot, és nem kell mindent átállítanunk, ha az egészet máshová másoljuk. Másrészt, így kerülhető el az adatok többszörös tárolása, vagyis a helypazarlás is, hiszen a kutatott területet általában jellemző fájlok közös könyvtárban, az egyes üzemállapothoz tartozó állományok pedig a nekik megfelelő alkönyvtárakban helyezkednek el egy-egy példányban. A külső, kiegészítő adatok bárhol lehetnek.



1.10. ábra. Adatréteg ablak

A modellszámítások végrehajtásának feltétele a bemenő adatok forrásának ismerete, a célállomány, valamint a többnyire skalár jellegű paraméterek megadása. Mivel a bemeneti adatoknak rendelkezésre kell állnia, ezektől a modell függési viszonyban van. Többlépcsős számítási láncok esetén ellenőrizni kell azt, hogy végre tudjuk-e hajtani a felhasználó modelfuttatásra vonatkozó kérését. Ezért kell az idetartozó objektumokban tárolni azt, hogy mely adatrétegektől függ, illetve mely adatrétegeket állít elő egy-egy számítás. A nitrogén-oxidok koncentrációját számító modell például a pontszerű ipari légszennyezés-kibocsátók és a nagy forgalmú utak adatrétegektől függhet, és a szennyezőanyag-eloszlását megjelenítő leplet hozza létre. Ez azután, többek között a területhasználattal együtt, bemeneti adata lehet a légszennyezésből származó környezeti terhelés költségeit számoló modellnek.

Mivel minden számítási feladat, sőt minden implementáció, numerikus módszer más-más paraméterkészlettel bír, a grafikus felület is ennyiben eltérő kell legyen minden modellhez. Ezért itt nem egyszerűen egy AML Form menü használatáról van szó, hiszen az nem teszi lehetővé változó, a szükséges számú és típusú adatbevi-

teli mező létrehozását, hiszen a paraméterlista minden eleméhez szükség lenne egy beviteli mezőre. Tudni kell, hogy a Form Menük felépítését szöveges állományok írják le. A megoldás az egy-egy ablak megjelenítése előtt egy menü-séma alapján a kívánt paraméterekhez tartozó mezőket tartalmazó menüt leíró fájl generálása.

A fejlesztéshez használt konvenciórendszer újszerű és a korábbiaknál általánosabb. A harmadik generációs programnyelvek az objektum-orientált fejlesztés támogatására több eszközt alkalmaznak, melyek az AML-ben csak részben vannak meg. Az AML a modularitást támogatja, ami egy lépéssel korábbi koncepció, de a megfelelő konvenciók betartásával ez lehetővé teszi az objektumok létrehozását is. Egy-egy modulban összegyűjtött rutinok felelnek meg egy-egy objektumosztály (például egy raszteres adatfájlhoz tartozó beállítások) metódusainak (a rajta értelmezett műveleteknek). Az objektumpéldányok adatai (például a nitrogén-oxid eloszláshoz tartozó beállítások) pedig ezeket támogató mechanizmus híján egy alkalmasan megválasztott konvenció szerint elnevezett globális változóban tárolhatók. A modellprogramok, mint minden rész, AML-ben íródtak, illetve a modellezési feladatokra tervezett GRID algebra nyelvet használják. Főleg itt érvényesek az AML alkalmazásával kapcsolatban fentebb már említett hatékonysági megfontolások. A modellszámítások többnyire idő- és számítási kapacitás igényesek. Azonos idő alatt hatékonyabb algoritmusokkal érhető el a jobb felbontású és pontosabb eredmények. Az AML interpretált nyelv, így futása lassabb, mint egy gépi kódra fordított algoritmus. A GRID-nek is megvannak a maga korlátai. Sok műveletnél, bonyolult képletek esetén, illetve ha például sok forrás hatását kell összegezni, akkor sok ideiglenes GRID létrehozására kerülhet sor, ami más környezetben nem jelentkező vagy kiküszöbölhető időigényes lemezműveletekkel jár. Amennyiben egyszerűbb számításról van szó, illetve a GRID beépített függvényei jelentős mértékben támogatják a feladat megoldását, érdemes a GRID-et választani. Amennyiben viszont bonyolultabb matematikai háttérrel rendelkező, számításigényes, illetve speciális sík- vagy háromdimenziós felosztást igénylő modell megvalósítása a cél, érdemes azt külső programban megvalósítani. Az ilyenek futtathatók ARC/INFO környezetben. A talajvíz áramlására és a szennyező anyagok transzportjára feltétlenül ilyen modellt kell alkalmazni. Egyes feladatoknál, például a modellszámításoknál könnyen megoldható külső programok igénybe vétele. Az adat- és programstruktúra ARC/INFO-n belüli, AML segítségével történő megvalósítása azonban az ARC/INFO térinformatikai rendszer használata esetén kézenfekvő és jól működő megoldás. A fejlesztés tapasztalatai alapján elmondható, hogy az AML objektum-orientált kiterjesztése nagyban segíti a nagyobb, nem segédeszköz léptékű programok fejlesztését az ARC/INFO környezetén belül. Látni kell azonban azt, hogy a korszerű fejlesztő-

eszközök nyújtotta hatékonysággal összemérve ez a megoldás nem meglepő módon elmarad.

1.4.5. Megjelenítés

Egy hatásvizsgálat, illetve környezetvédelmi cselekvési terv eredményeit és azok indoklását dokumentálni szükséges. Ehhez a programnak biztosítania kell ezek megjelenítését, illetve nyomtatását. Az eredmények alátámasztása érdekében szükséges a közbelső számítási eredmények feltárása. A szemléletességet a térinformatikai adatok prezentációja biztosítja. Szöveges vagy táblázatos adatok megjelenítése számtalan formában elképzelhető, amennyiben ezeket szabványos formában elérhetővé tesszük, a térképekhez, illetve grafikonhoz pedig a térinformatikai rendszer lehetőségeit lehet igénybe venni. Az ARC/INFO megjelenítési alrendszere az ARCPLOT. Az adatok és számítási eredmények gyorsan, egyszerűen és sokféle beállítással megjeleníthetők a menüorientált felhasználói felületen keresztül, egyéni térképösszeállításokhoz azonban érdemes igénybe venni az ARCPLOT teljes eszköztárát, annak saját, hagyományos felületén keresztül. Minden adatréteget: az alaptérkép elemeit, a bemeneti adatokat és a számított eredményeket is meg kell tudni jeleníteni. Mivel ezek fedvények, és GRID állományok formájában vannak jelen, alkalmazhatók az ARCPLOT alrendszer parancsai. Ennek megfelelően minden adat megjelenítése az ARC/INFO grafikus ablakában történik. Ez az ablak két részre oszlik, hiszen a kirajzolt térképek területéből el kell választani egy részt a jelmagyarázat számára. (ld. a borító elülső belső oldalán lévő felső ábra)

Minden adatréteghez a „Tulajdonságok” ablakban be lehet állítani azt, hogy milyen színnel és milyen szimbólummal legyenek jelölve a hozzá tartozó térképtárgyak. A grafikus ablakban megjelenített térképterület kiterjedését is be lehet állítani a „Közelítés” illetve „Távolítás” gombokkal. Így a kívánt léptékű részlet rajzolható ki.

Táblázatos jellegű adatok megjelenítésére és szerkesztésére sajnos az ARC/INFO nem biztosít kellően egyszerű és szemléletes felületet. Parancsokkal vagy „Úrlap” alapú eszközzel lehet az adatrekordokat szerkeszteni, tehát úgy, hogy egyszerre csak egy ilyen rekordot, vagyis táblázat-sort látunk. Megjelenítési célból a táblázatokat ki lehet listázni, de csak szöveges formában. Abból következően, hogy egyszerre több táblázatsort nem tudunk szerkeszteni, az adatrekordok vizuálisan, egérrel történő kiválasztása sem lehetséges. Ezért volt érdemes egy olyan eszközt létrehozni, amely képes a táblázatokat valóban táblázatként megjeleníteni, a kívánt elemek egyszerű kiválasztását, valamint a rekordok módosítását, törlését és hozzáadását lehetővé teszi. Ez az eszköz nem csak ebben a programban szolgálhat a táblázat jellegű

The screenshot shows a software window titled "Form" with a menu bar containing "u. nenu". Below the menu bar are three identical columns, each with a list box containing "S02" and "N02", and two buttons labeled "Növekvő" and "Csökkenő". Below these columns is a table with 10 rows and 4 columns: "Fel", "ID", "S02", and "N02". The "Fel" column contains checkboxes, some of which are checked. The "ID" column contains numbers 1 through 10. The "S02" and "N02" columns contain numerical values. Below the table are buttons for "Le", "Hozzáadás", "Kijelöl:", "Kifejezés:", "Töröl", "Végrehajt", "Visszavon", and "Bezár".

Fel	ID	S02	N02
<input checked="" type="checkbox"/>	1	10	37
<input checked="" type="checkbox"/>	2	15	95
<input checked="" type="checkbox"/>	3	11	82
<input type="checkbox"/>	4	16	67
<input checked="" type="checkbox"/>	5	12	76
<input type="checkbox"/>	6	0	0
<input checked="" type="checkbox"/>	7	0	0
<input type="checkbox"/>	8	0	0
<input checked="" type="checkbox"/>	9	0	0
<input checked="" type="checkbox"/>	10	0	0

1.11. ábra. Form ablak

adatrétegek szerkesztési felületeként, de minden INFO tábla szerkesztéséhez hasznos.

1.5. Az alkalmazás bemutatása egy város és agglomerációján keresztül

A fent vázolt rendszer megvalósítása elkezdődött, és az elkészült eszközcsoomag alkalmas arra, hogy a fejlesztés alapvető célját, vagyis egy célterület különböző alternatív állapotainak számszerű összevetését demonstrálja. Segítségével a vizsgált terület, a város és az agglomeráció környezeti állapota, annak változása felmérhető, a regionális programok és fejlesztések hatására bekövetkező állapotváltozások vizsgálhatók.

Egy régió, vagy település környezetvédelmi, illetve környezetgazdálkodási problémái nagyon széles kört fognak át. A szennyezőanyagok terjedésének követése,

számítása, a zajok és más káros hatások figyelembe vétele teremtheti meg az alapot arra, hogy a társadalmi és gazdasági következményeket is lehessen előre jelezni.

A rendszerben már megvalósított modellek elsősorban demonstrációs célokat hivatottak betölteni. Ahhoz, hogy a számított eredmények valóban pontosak, elfogadhatók lehessenek, további kalibráció, illetve további sajátos jelenségek figyelembe vétele szükséges. Mindezzel együtt, a mért adatokkal való összevetés az eddigi eredményeket megerősíti, tehát ezek a módszerek jól alkalmazhatóak. A további elemzések hitelességének növeléséhez viszont szükség van a paraméterek pontosítására.

A rendszer elsődlegesen a települési szinten felmerülő problémákra koncentrál, így a választott terület léptéke is ehhez igazodik. A nagyváros közigazgatási határán belüli terület vizsgálata alkalmas arra, hogy a lehetséges felmerülő környezetvédelmi problémákat általános körülmények között értékeljük.

1.5.1. A megvalósított példa elemzése

A vizsgált város (Győr) száznegyvenezer lakosú, több folyó áthalad rajta. Sokrétű ipari termelés folyik benne, és nagy utakkal rendelkezik. Lehetőség van tehát a felszíni és felszín alatti vizekkel kapcsolatos kérdések, a talaj- és légszennyezés, valamint a közlekedésből adódó zajterhelés vizsgálatára.

1.5.2. Az alternatívák összevetése

A számszerű összehasonlítás érdekében több üzemállapot, scenárió létrehozása szükséges. A cselekvési alternatívák algoritmikus generálása lenne a teljes körű, hatékony döntéstámogatás feltétele. Ez a megfelelő heurisztika kidolgozása, az általános célú szakértői rendszer összeállítása után valósulhat meg. Amíg ez az eszköz nem áll rendelkezésre, kizárólag szubjektív szakértői véleményekre és intuícóra alapozva lehet felvázolni a cselekvési lehetőségeket, illetve az ezeknek megfelelő alternatív üzemállapotokat. A szisztematikusan végrehajtott hatás-előrejelzések és az ezekre épülő költség-haszon elemzés alapján lehet ezután rangsorolni. Amennyiben a problémát a már rendelkezésünkre álló eszközök demonstrálására, a levegő minőségére szűkítjük, első lépésben a források elhelyezkedése és a hozzájuk rendelt adatok alapján az alternatív állapotokra kell kiszámítani a szennyezőanyag-eloszlások lepleit.

A szükséges adatokat számítógépre vittük, digitalizáltuk, illetve az ARC/INFO rendszer megfelelő formátumára hoztuk. Így pontszerű, vonalas és poligonokat tartalmazó fedvények, GRID raszteres állományok és ezekhez kapcsolt, valamint független INFO adatbázis táblák jöttek létre. Ezeket a döntéstámogató rendszer ob-

jektumokként tartja nyilván, és kiegészítő információkat is tárol, többek között az adattartalom szöveges megnevezését és a megjelenítés paramétereit. Az adatok az 1996–2000 időszakra vonatkoznak.

A bevitt adatok több rétege a többi adathoz viszonyítási alapként szolgál, vagyis arra, hogy ezeket megjelenítve a felhasználó el tudja helyezni a többi információt a térben. Ilyen alaptérkép-elem a város környékéről készült és a megfelelő térképvetületbe transzformált műholdfelvétel, a város és a kerületek közigazgatási határai. Az utcahálózat megjelenítése nem csak a lakott területeket érzékelteti, de a házsámmokkal adott helyek azonosítását is megkönnyíti. Az állapotértékelés alapfeltétele, hogy a környezetszennyezéssel terhelt terület használati értékéről becslést tudjunk adni, ehhez pedig elengedhetetlenül szükséges a területhasználatot leíró térkép. A műholdfelvétel alapján készült raszteres változaton kívül az erdők, szántók, rétek körvonalait tartalmazó poligon-fedvények is ezt a célt szolgálják.

A modellszámítások ellenőrzésére, illetve a valós állapot megjelenítése érdekében szükséges mérőállomások helyzetét és az általuk regisztrált értékeket pontok és csatolt táblázatok formájában tárolja a rendszer. Mivel pormérő állomásból ugyan sok van, de az egyéb szennyezőanyag koncentrációját mérő összetettebb funkciót ellátó állomásokból egy, az egész város közigazgatási területére kiterjedő lepel meghatározásához kevés, ezért a „hálózat” további fiktív mérőpontokkal lett kiegészítve, amelyek az egyébként nem mért, kevésbé kritikus helyeken lévő, de jól becsülhető értékeket reprezentálják.

A szennyezés forrásai a vonalas jellegű főutak és az ebben a léptékben pontszerűnek tekinthető ipari, illetve közmű létesítmények (ld. az elülső borító belső oldalán lévő alsó ábra). A pontszerű kibocsátók helyzetét tartalmazó fedvényhez a különböző szennyező-anyagok éves kibocsátásait tartalmazó táblák kapcsolódnak, az utakhoz pedig a járműtípusok forgalma (ld. a borító hátsó belső oldalán felső ábra). Külön tábla tárolja a különböző járműtípusokhoz tartozó jellemző kibocsátásokat.

A kimeneti jellegű, a modellek által számított adatok, illetve interpolált mérési eredmények GRID állományokba kerülnek, és a bemeneti adatokhoz teljesen hasonló keretbe illeszkednek. Így ezekhez is meghatározhatók és eltárolhatók a kívánt megjelenítési paraméterek, egymással és a bemeneti adatokkal ezek összevethetők, valamint további modell-lépcsők, például a költségelemzés bemeneti adata szolgálhatnak. Ilyen kimeneti adatok a levegő nitrogén-oxid tartalmára vonatkozó mért, illetve számított eloszlás-leplek.

Elvégeztük a jelenlegi helyzet (a borító hátsó belső oldalán alul látható ábra bal oszlopa) összehasonlítását egy olyan alternatív scenárióval amelyben csökken a

pontszerű ipari szennyezőforrások kibocsátása valamint a gépjárműforgalom jelentős része a központból a várost átszelő utakról a várostól délre elhelyezkedő autópályára tevődik át (ld. a borító hátsó belső oldalán alul látható ábra jobb oszlopa).

1.6. Tovább lépési lehetőségek

A fejlesztés folyamán kialakult egy olyan keretrendszer, amely alkalmas arra, hogy adatokat és modelleket foglaljon magába, és egy általános döntéstámogató rendszer alapját képezze. Ahhoz, hogy a program képes legyen a fentebb leírt módon megválaszolni azt a kérdést, hogy adott helyzetben mi a környezetgazdasági szempontból optimális cselekvési terv, a rendszer modellkészletét még ki kell egészíteni. A koncepció a környezetvédelem minden területét integrálná. Ezért a gyakorlatban széles körben alkalmazható, hiteles szabványnak tekinthető rendszer kialakítása hatalmas feladat, és minden területről a legfejlettebb technológiák beépítését igényli. A létrehozott rendszer célja az, hogy demonstrálja a holisztikus koncepció működését, építse fel annak adat- és modellbázisát, és eszközöket keressen a megvalósításra.

A főt vázolt rendszer megvalósítása elkezdődött, és az elkészült eszközcsoomag alkalmas arra, hogy a kutatás alapvető célját, vagyis egy célterület különböző alternatív állapotainak számszerű összevetését demonstrálja. Mindazonáltal a koncepció további fejlesztésének útjait is keressük, és az eddigi tapasztalatok birtokában újabb számítástechnikai eszközök és technológiák felhasználását is hasznosnak látjuk.

Maga a keret működése részleteiben is kidolgozott számítási módszerek becsatolásával lehetséges. Ez számtalan modell beépítését is jelenti, melyek közül néhány implementálása megtörtént. Elsősorban a gazdasági számítások: a költség-haszon elemzés további finomítására kell figyelmet fordítani. Nem kerülhető el azonban további fizikai transzport-modellek beillesztése sem. Valójában ezekkel együtt lehet alapja az "inverz hatásvizsgálatnak", vagyis az elérni kívánt optimális állapot eléréséhez vezető intézkedések optimalizálásának.

A szakmai/tudományos tovább lépési lehetőségek mellett a számítástechnikai megvalósítás eszközeit is tovább lehet bővíteni. Az ARC/INFO lehetőségei kihasználása mellett a hatékonyság növelése, a korlátok átlépése céljából más, külső eszközöket és technológiákat is érdemes alkalmazni. Így elsősorban más, nem GRID-en alapuló, adott esetben hatékonyabb modelleket is tekintetbe kell venni. A megjelenítésben is érdemes előbbre lépni: többdimenziós adatmezők szemléletes kirajzolására alkalmas (tudományos) vizualizációs technológiák révén. A keretrendszer alapjain, illetve a koncepció mentén tovább épített program így válhat alkalmassá arra, hogy a gyakorlatban megvalósítsa a környezetállapot-értékelés magasabb szintjét, és a

környezetpolitika kialakítását általános szinten elősegítő döntéstámogató rendszer legyen.

Az ilyen probléma nem lineáris, és nem determinisztikus, tipikus példája a nagybonyolultságú rendszereknek, amelyek kezelését, feltárását és modellezését hatékonyan föltehetőleg csak korszerű mesterséges intelligencia, illetve az ezt megvalósító „soft computing” vagy más intelligens számítási rendszerek és modellek, valamint algoritmusok segítségével lehet elvégezni.

A fejlesztő kutatásokat a Széchenyi István Egyetem Környezetmérnöki Tanszéke együttműködve az Egyetem Villamosmérnöki és Informatikai Intézetével már megkezdte. (Ld. 4. Környezeti folyamatok modellezése Soft Computing módszerekkel.)

2

Szennyezőanyagok mozgása a talajban és a talajvízben

Dr. Bulla Miklós, Szécsi László és Dr. Zseni Anikó

2.1. Bevezetés

A környezetünkben lejátszódó transzportfolyamatok közül igen nagy jelentősége van a szennyezőanyagok transzportjának. A levegőben, vízben, talajban, talajvízben mozgó szennyezőanyagok haladási törvényszerűségeinek megismerése, modellezése az elmúlt évtizedek fontos feladata lett. Ezért találjuk lényegesnek olyan számítógépes modellek megalkotását, amellyel ezen anyagok különböző közegben történő terjedését nyomon követhetjük, illetve előre megbecsülhetjük (Bulla et al., 1990)(Bulla, 1990) (Bulla, 1992a) (Bulla, 1993).

A szennyezőanyagok talajban és talajvízben történő mozgásához kifejlesztett modellünk elméleti alapjait mutatjuk be ebben a tanulmányban. Felvázoljuk a talaj szerepét a víz és a szennyezőanyagok mozgásában, ismertetjük a lejátszódó folyamatokat meghatározó talajtulajdonságokat, majd matematikai egyenletekkel levezetjük a talajvíz szivárgását a telített és telítetlen talajzónában. Ezt követően a szennyezőanyagok oldaláról vizsgáljuk meg a problémát: hogyan befolyásolják az ő tulajdonságaik a talajban és talajvízben való mozgásukat, milyen kísérletek, kutatások bizonyítják terjedésük modellezésének nehézségeit. Bemutatjuk a szennyezőanyag-transzport egyenleteit, végül röviden ismertetjük a modell általunk létrehozott implementációjának adatigényét és működését.

A talajra, illetve a talajba kerülő szennyezőanyagok terjedésének vizsgálata, mozgásának modellezése nagyon fontos gyakorlati feladat. A talajban, talajvízben ter-

jedő szennyeződések ökológiai katasztrófák okozói lehetnek, értékes vízkészleteket tehetnek használhatatlanná. A mérések, vizsgálatok költségei nagyon magasak, ezért a számítástechnikai lehetőségek minél jobb kihasználása szükséges. A fizikai folyamatokat modellező egyenleteket hitelesen, de vállalható időkötséggel kell megoldani. Ehhez a térbeli diszkretizálás, a hálófelbontás hatékony algoritmusait kell megtalálni és megvalósítani. A tudományos vizualizáció segítségével az adatokat a lényegre kiemelve kell könnyen érthető, értékelhető módon megjeleníteni. Ehhez a különböző tudományterületek, a hidrológia, a talajtan, a hálókiosztás, a számítástechnika, a tudományos vizualizáció és az ezek háttérül szolgáló matematika összefogásával a számítási lépéseket egymással összhangban kell megtervezni. Így ezek egy olyan rendszerbe integrálhatók, ami eszközként szolgálhat a környezetvédelem szakértői számára.

A szennyezőanyagok talajban történő terjedése, haladási sebessége, iránya számos tényezőtől függ. Modellezése emiatt nagyon bonyolult feladat. Ahhoz, hogy egy gyakorlati problémát valamilyen módon modellezni tudjunk, szükségünk van a lejáró folyamatok és az őket befolyásoló paraméterek mind teljesebb körű ismeretére. Ha csak magára a talajbeli haladásra összpontosítunk, akkor a szennyezőanyagok terjedését meghatározó tényezők alapvetően két csoportba sorolhatóak. E két csoportot a talaj, illetve a szennyezőanyagok tulajdonságai alkotják. Ezek mellett természetesen meghatározó szerepe van a talajgeometriának és a domborzatnak is a felszíni lefolyás és a talajba történő beszivárgás mértékének, valamint a talajvíz elhelyezkedésének meghatározásában. További alapvető fontosságú ismeretek a kibocsátó források és az esetleges nyelők adatai. Az alábbiakban az elmélet felől megközelítve részletesen megvizsgáljuk azokat a tényezőket, amelyek meghatározzák, hogy a talaj felszínére vagy a talajba kerülő szennyezőanyag hogyan terjed. Sajnos nem minden paraméter hatásáról rendelkezünk elég ismerettel ahhoz, hogy a számításokban kezelhessük őket, és nem is érdemes a számtalan lehetséges paraméter mindegyikét figyelembe venni egy működőképes modell létrehozásakor. A modellnek egyszerűsítéseket kell tartalmaznia, hiszen minden hatás figyelembe vétele egyelőre gyakorlatilag lehetetlen. Azt, hogy melyik paraméterek hagyhatók el, és melyeket kell feltétlenül figyelembe vennünk, nem csupán a fontosságuk határozza meg. Elsősorban az elérhető, megmérhető vagy irodalomból ismert adatokkal kell gazdálkodnunk.

A szennyezőanyagok terjedésének modellezését tovább bonyolítja az, hogy a talaj tulajdonságai, típusa eltérő mélységekben különböző lehet. Ezért nem elég csupán a felső talajréteg meghatározó jellemzőinek ismerete, hanem tisztában kell lenni a mélyebb szintek talajviszonyaival is. Gyakran egyidejűleg kell függőleges és víz-

szintes mozgást figyelembe venni, így háromdimenziós modellezésre és számításokra van szükség.

2.2. A talaj szerepe a szennyezőanyagok mozgásában

2.2.1. A szennyezőanyag talajba kerülése

Addig, amíg a szennyezőanyag eljut a talaj felszínére, és ott elkezd beszivárogni, máris sok tényezővel kell számolnunk, amik ugyan nem a talaj paraméterei közül valók, de a jobb érthetőség kedvéért most ismertetjük őket. Ezek a kibocsátó források, a nyelők és a domborzat. A modellben szükségünk van annak ismeretére, hogy hová, milyen gyakorisággal, mennyi szennyezőanyag kerül. Esetenként a nyelők jelenlétével is számolnunk kell. A felszínre kiömlő szennyezőanyag nem minden esetben szivárog be helyben a talajba. Egy része felületi lefolyást szenvedhet, ha nem sík a terület. Ennek mértékét természetesen alapvetően a domborzati viszonyok, lejtésvizonyok határozzák meg.

2.2.2. A transzportot befolyásoló tényezők

Ha a fenti adatok ismeretében tudjuk, hogy mennyi szennyezőanyag került az adott ponton a talajra illetve a talajba, akkor a következő lépés annak meghatározása, hogy ez hogyan terjed tovább a talajban, háromdimenziós térben. A konzervatív, vízzel együtt mozgó szennyezőanyagok esetében egyszerűbb a probléma. Azonban még ezeknél az anyagoknál is számos egyéb hatást kell figyelembe vennünk. A különböző szennyezőanyagok esetében jelentkező eltérő hatásokkal és ezek kezelésével foglalkozunk a 2.4. és 2.5. szakaszban, ahol a szennyezőanyagok oldaláról közelítjük meg a transzport kérdését.

A talaj felől vizsgálva a problémát, a következő főbb talajparaméterek vannak hatással a víz, illetve a talajoldat mozgására:

1. vízháztartás
2. víznyelő képesség
3. vízáteresztő képesség
4. vízmegtartó képesség
5. nedvességtartalom
6. pórustérfogat
7. kémhatás
8. kolloidális tulajdonságok (humusztartalom, agyagtartalom, az agyagásványok minősége)

9. mechanikai diszperziós tulajdonságok (longitudinális és transzverzális diszperziós tényezők, mértékadó szemcseátmérő, a víz áramlási sebessége)
10. a talajvízszint mélysége.

A talajtulajdonságok közül a talajok porozitásviszonyain, a szemcsék méret szerinti eloszlásán, a részecskék alakján és felszínén kívül a részecskék ásványi összetétele is hatással van az áteresztőképességre. A nagy agyagtartalmú talajokban az ásványi összetétel nagyobb hatással lehet az áteresztőképességre, mint a részecskék mérete, hiszen a táguló rétegrácsú agyagásványok duzzadása során megváltoznak a porusviszonyok, valamint a különböző agyagásványok különböző adszorpciós réteg létrehozására képesek (Makó, 1995a).

A kétfázisú, vagyis vízzel telített talajok a K_0 hidraulikus vezetőképességgel jellemezhetők. A vízzel telített talajban végbemenő vízmozgás leírására a Darcy-törvény szolgál, amely a párhuzamos áramlás esetére a következő egyszerű formában fogalmazható meg:

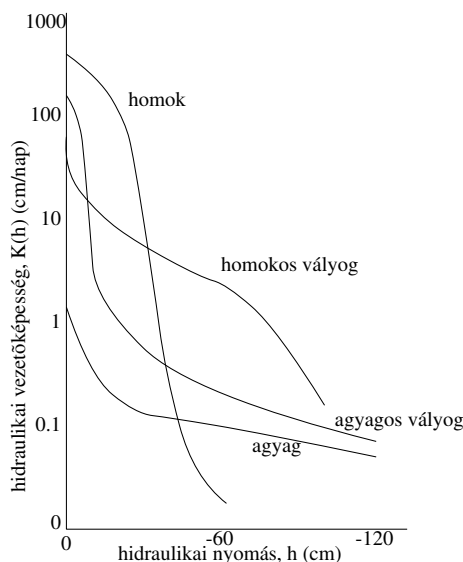
$$Q = K_0 \Delta h \frac{F}{l} \quad (2.1)$$

Itt Q az időegység alatt átszivárgó folyadék mennyisége, Δh a hidraulikus nyomáskülönbség, F a vizsgált talajoszlop keresztmetszete, l a vizsgált talajoszlop hossza, K_0 a kétfázisú talaj hidraulikus vezetőképessége.

A szennyezőanyag azonban nagyon ritkán kerül kétfázisú, vagyis levegőt nem tartalmazó talajba. A beszivárgást követően általában háromfázisú talaj-víz-levegő rendszerben mozog. A háromfázisú, vízzel nem telített talajokban végbemenő vízmozgás jellemzésére a talaj kapilláris K vízvezető képessége használható, amely nem egy konkrét érték, mint a hidraulikus vezetőképesség, hanem egy $K(\varepsilon)$ vagy $K(h)$ függvénnyel jellemezhető, ahol ε a nedvességtartalom arányszáma, h a tenzió vízoszlop centiméterben (2.1. ábra).

A modellünkbe természetesen beillesztettük a talaj kapilláris vízvezető képesség függvényét, hiszen ez az, ami a valóságot tükrözi.

A $K(\varepsilon)$ vagy $K(h)$ összefüggés közvetlen meghatározása, mérése nagyon idő- és munkaigényes, bonyolult feladat, sorozatvizsgálatok elvégzésére nem alkalmas. Számos módszer kínálkozik azonban a kapilláris vezetőképesség-függvény számítására, a talaj egyszerűbben mérhető vízgazdálkodási paramétereinek felhasználásával. Mi a Rajkai Kálmán és munkatársai által kifejlesztett számítási módszert láttuk célszerűnek feldolgozni a modellünk megalkotása során (Rajkai, 1984) (Raj-



2.1. ábra. Néhány talajtípus kapilláris vezetőképességének görbéje

kai, 1988) (Rajkai et al., 1981). A kapilláris vezetőképesség-függvény közelítő számításának a pF-görbe a kiindulópontja¹.

¹ A pórusok átmérője és a bennük lévő víz elszívásához szükséges erő nagysága között szoros összefüggés van. A háromfázisú talajokban fellépő kapilláris szívóerő mértékegységben és vízmozgató hatásban a telített rétegben fellépő víznyomáshoz hasonló. A szívóerőt atmoszférában fejezzük ki, ahol $1 \text{ atm} = 98,1 \text{ kPa}$. Az elszíváshoz szükséges erő természetesen azonos a talajban a víz visszatartására kifejtett erővel. Ezt az értéket pF-értéknek nevezzük. A pF-érték a víz adott részlegének elszívásához szükséges erő vízoszlop cm-ben kifejezve, ahol $1 \text{ cm H}_2\text{O} = 98,1 \text{ Pa}$, illetve $0,0981 \text{ kPa}$. Ennek a vízoszlop cm-ekben kifejezett szívóerőnek a 10-es alapú logaritmusát vesszük. Tehát 1 atm szívóerő megfelel 1000 cm -es vízoszlop szívóhatásának, ez tehát 3-as pF-fel fejezhető ki. Ebből következik, hogy a vízzel telített talaj pF-értéke 0 vagy annál kisebb, a kiszáritott talaj pF-értéke 7 vagy annál nagyobb. A pF-skála különböző pontjain mért adatokat összesítve az ún. pF-görbét rajzolhatjuk meg. Ez egy nedvességtartalom-szívóerő függvény, amelyről leolvashatjuk, hogy a különböző szívóerők hatására mennyi nedvesség marad vissza a talajban. A pF-görbéről a talajok pórusviszonyaira is következtethetünk. Minél több egy talajban a kis szívóhatásra eltávolítható víz, annál több benne a nagyobb átmérőjű pórus. Minél több víz marad azonban vissza a talajban nagyobb szívóerő hatására is, annál több a talajban az apró, kapilláris hézag. A pF-görbe a különböző talajokban (homok, vályog, agyag) különböző lefutású (Stefanovits, 1992).

2.2.3. A pF-görbe meghatározása fizikai talajparamétereiből

A talajok pF-görbéjének a meghatározása sem könnyű feladat, az egyszerű talajtani rutinvizsgálatokhoz képest igen költség- és időigényes. Rajkai Kálmán PREDICT nevű programja a talajok mechanikai összetétele, térfogattömege és szervesanyag-tartalma alapján a pF-görbe jellegzetes pontjait számolja ki (Rajkai, 1988) (Rajkai, 1981). A pF görbe ismeretében különböző további számításokat végezve ki lehet számolni a kapilláris vízvezető képesség függvényét. A kapilláris vezetőképesség pF-görbe alapján történő számításához Rajkai a Mualem-koncepciót használja fel (Rajkai, 1984).

Ezen számítási módszert használva a talajok háromfázisú vezetőképességének becslésére a következő talajparaméterek ismeretére van szükségünk:

- szemcseösszetétel, vagyis az alábbi szemcsefrakciók százalékos mennyisége:
 1. >0,05 mm
 2. 0,05-0,02 mm
 3. 0,02-0,01 mm
 4. 0,01-0,005 mm
 5. 0,005-0,002 mm
 6. <0,002 mm
- térfogattömeg² (g/cm³)
- szervesanyag-tartalom (%).

A PREDICT program ezen adatok ismeretében kiszámolja a

$$pF = 0.0, 0.4, 1.0, 1.5, 2.0, 2.3, 2.7, 3.4, 4.2, 6.2$$

értékeihez tartozó nedvességtartalmakat. Ezután ad egy becslést a kétfázisú talaj hidraulikus K vezetőképességére, majd a Mualem-egyenlet megoldásához szükséges 3 általa kiszámolt állandót adja meg. A Mualem-koncepció felhasználásával egy olyan programrészt illesztettünk be a modellünkbe, amely az éppen érvényes hidraulikai potenciálra kiértékeli a $k(h)$ függvényt, a Rajkai által javasolt három állandó alapján. Ez a függvény beilleszthető a szennyezőanyag-terjedési modellünkbe. Így megoldottuk azt a problémát, hogy miképpen tudjuk egyszerű talajparaméterek birtokában (szemcseösszetétel, térfogattömeg, szervesanyag-tartalom) kiszámítani a háromfázisú talajok kapilláris vízvezető képességének függvényét. Ezáltal modellezni tudjuk három dimenzióban, hogy hogyan terjed a talajoldat nem telített talajban.

² A talajnak a természetes szerkezeti állapotú egységnyi térfogatában található tömege.

2.3. A szivárgás és a szennyezőanyag-transzport modellezése

2.3.1. Az anyagmérleg

A fizikai folyamatokhoz olyan modellt kell találni, ami alapján a mérhető, becsülhető adatokból a jelentőséggel bíró mennyiségeket, elsősorban a talajvízszintet és a szennyezőanyag koncentrációját a tér minden pontjában jó közelítéssel meghatározhatjuk. A talajvíz szivárgásának esetében ez azt jelenti, hogy a nyomás-értékeket és a talajvíz áramlásának sebességterét számítjuk ki a talaj tulajdonságainak, elsősorban a hidraulikai vezetőképességnek ismeretében, adott vízkivételek és vízbeáramlások, valamint adott pontokban ismert nyomások mellett. A szennyezőanyagok bomlási, diffúziós és adszorpciós tulajdonságai, valamint a kibocsátások alapján pedig a koncentráció-eloszlásra következtetünk.

Az összefüggések felírásához elemi térfogategységekre meghatározott mérlegekből indulunk ki. Ezek a tömeg, a lendület és az energia megmaradásán alapuló egyenletek. Végeredményben az egyensúly összetevőit kell azonosítani, és a mérleg egyenleteket megoldani. Mivel szivárgásról, és nem áramlásról van szó, illetve a hőáramlás kérdései nem képezik a vizsgálat tárgyát, az energiamérlegre nem lesz szükség, mindkét folyamat alapegyenlete az anyagmérlegre és a lendület-mérlegre épít.

Az elemi kockában bármely egyensúlyi mennyiségben bekövetkező változás általánosan a következőképpen írható fel (Diersch, 1999):

$$\frac{\partial \rho \Psi}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \Psi \mathbf{v}) - \nabla \cdot \mathbf{j} + \rho f \quad (2.2)$$

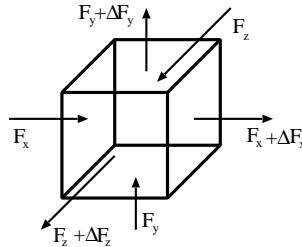
$(\rho \Psi)$ az egyensúlyi mennyiség, anyagmérleg esetén a térfogatarány és a sűrűség szorzata. \mathbf{v} a közeg áramlási sebessége, \mathbf{j} a közeg mozgásán felüli áramlás fluxusa, (ρf) pedig a keletkezett belső mennyiség. A ∇ operátor a deriválás háromdimenziós megfelelője:

$$\nabla f(x, y, z) = \left(\frac{\partial}{\partial x} \frac{\partial}{\partial y} \frac{\partial}{\partial z} \right)$$

A $\nabla \cdot \mathbf{j}$ tag a be- és kiáramlás közötti különbséget írja le.

$$-\nabla \cdot \mathbf{j} = F_x - (F_x + \partial F_x) + F_y - (F_y + \partial F_y) + F_z - (F_z + \partial F_z) = -\partial F_x - \partial F_y - \partial F_z$$

A víz tömegmérlege esetén az egyensúlyi mennyiség a víz sűrűségének és a víz-hányadnak $(\rho \epsilon)$ szorzata, vagyis a víz tömege. A közeg mozgásának sebessége a



2.2. ábra. Az elemi kockába beáramló és az onnan kiáramló fluxusok

víz áramlási sebessége, ezen felül nem jelentkezik anyagfluxus:

$$\frac{\partial \rho \varepsilon}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \varepsilon v) + \rho \varepsilon Q_p \quad (2.3)$$

Itt Q_p a vízbevitel, vagy kivétel. A vízmennyiség tehát csak attól függ, hogy milyen mennyiségű víz áramlott be a talajvíz mozgásával, és mennyi anyag került be vagy távozott.

A kulcsszerepet játszó áramlási sebesség kiszámításához a lendület-megmaradás egyenletére is szükség lesz. Az egyensúlyi mennyiség a $(\rho \varepsilon v)$ lendület.

$$\frac{\partial \rho \varepsilon v}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \varepsilon v v) + \nabla \cdot (\varepsilon \sigma) + \varepsilon \sigma^{\text{felületi}} + \rho \varepsilon g \quad (2.4)$$

Itt σ a feszültség-tenzor, g a gravitációs gyorsulás. A változás tehát attól függ, milyen lendületű anyag érkezik az elemi térfogatba, és ott milyen erők hatnak rá. Ezek az erők a gravitáció, valamint a külső, a talajrészecskék felületén jelentkező súrlódás, és a belső, viszkozus súrlódás.

2.3.2. A talajvíz-szivárgás egyenletei

A fenti mérleg tehát a vízre vonatkozóan a következő alakú volt (Diersch, 1999):

$$\frac{\partial \rho \varepsilon}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \varepsilon v) + \rho \varepsilon Q_p$$

A $\frac{\partial \rho \varepsilon}{\partial t}$ tagban a deriválást végrehajtva:

$$\frac{\partial \rho \varepsilon}{\partial t} = \varepsilon \frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \frac{\partial \varepsilon}{\partial t}$$

Csak a h hidraulikai potenciál idő szerinti deriváltját engedhetjük meg, mivel egy h -ra vonatkozó differenciálegyenletre szeretnénk eljutni. Ezért vezessük be a folyadék összenyomhatóságát:

$$\gamma = \frac{\frac{\partial \rho}{\partial h}}{\rho}$$

és a talaj szilárd vázának összenyomhatóságát:

$$\kappa = -\frac{\frac{\partial \varepsilon}{\partial h}}{1 - \varepsilon_0}$$

Ezekkel:

$$\frac{\partial \rho \varepsilon}{\partial t} = \varepsilon \frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \frac{\partial \varepsilon}{\partial t} = \varepsilon \frac{\partial \rho}{\partial h} \frac{\partial h}{\partial t} + \rho \frac{\partial \varepsilon}{\partial h} \frac{\partial h}{\partial t} = \varepsilon \rho \gamma \frac{\partial h}{\partial t} + \rho \kappa (1 - \varepsilon_0) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.5)$$

Legyen S a tárolási képesség:

$$S = (\varepsilon \gamma + (1 - \varepsilon) \kappa)$$

Ezzel az eredeti egyensúlyi egyenlet a következőképpen módosul:

$$\rho S \frac{\partial h}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \varepsilon \mathbf{v}) + \rho \varepsilon Q_p$$

Egyszerűsítve ρ -val:

$$S \frac{\partial h}{\partial t} = -\nabla \cdot (\varepsilon \mathbf{v}) + \varepsilon Q_p \quad (2.6)$$

Ezután tekintsük a lendületmérleget:

$$\frac{\partial \rho \varepsilon \mathbf{v}}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \varepsilon \mathbf{v} \mathbf{v}) + \nabla \cdot (\varepsilon \boldsymbol{\sigma}) + \varepsilon \boldsymbol{\sigma}^{\text{felületi}} + \rho \varepsilon \mathbf{g}$$

Ebben a $\boldsymbol{\sigma}$ feszültséget felbonthatjuk a hidraulikaipotenciáltól függő egyensúlyi és a független sűrűdési részre:

$$\boldsymbol{\sigma} = -h \mathbf{I} + \boldsymbol{\sigma}'$$

\mathbf{I} az egységmátrix. Ezt a mérlegbe írva:

$$\rho \varepsilon \frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \varepsilon \mathbf{v} \mathbf{v}) + \nabla \cdot (\varepsilon (-h \mathbf{I} + \boldsymbol{\sigma}')) + \varepsilon \boldsymbol{\sigma}^{\text{felületi}} + \rho \varepsilon \mathbf{g}$$

Ahol h a hidraulikai potenciál, vagyis a telített réteg esetében a nyomás. Bár később erre az egyszerűsítések miatt nem lesz szükség, a teljesség kedvéért megadjuk a sűrűdésből származó feszültség képletét a Newton-féle viszkozitási törvény alapján, a Stokes közelítést alkalmazva (Diersch, 1999):

$$\boldsymbol{\sigma}' = 2\mu \left(\mathbf{d} - \frac{1}{3}(\nabla \cdot \mathbf{v})\mathbf{I} \right)$$

Ahol μ a folyadék viszkozitása. \mathbf{I} az egységmátrix a d tenzor értelmezése pedig a következő:

$$\mathbf{d} = \frac{1}{2} \left(\nabla \mathbf{v} + (\nabla \mathbf{v})^T \right)$$

A T transzponáltat jelöl. Divergenciamentes áramlás esetén $\nabla \cdot \mathbf{v} = 0$ lesz. A sűrűdésből származó feszültséget is visszaírjuk a mérlegbe:

$$\rho \varepsilon \frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \varepsilon \mathbf{v} \mathbf{v}) - \nabla \cdot (\varepsilon h) + \nabla \cdot (\varepsilon \boldsymbol{\sigma}') + \varepsilon \boldsymbol{\sigma}^{\text{felületi}} + \rho \varepsilon \mathbf{g}$$

Ezt átrendezve kapjuk a Navier-Stokes egyenletet:

$$\rho \varepsilon \frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} + (\rho \varepsilon \mathbf{v} \cdot \nabla) \mathbf{v} + \varepsilon (\nabla h - \rho \mathbf{g}) = \varepsilon \mu \nabla^2 \mathbf{v} + \varepsilon \boldsymbol{\sigma}^{\text{felületi}} \quad (2.7)$$

Mivel nem áramlás, hanem szivárgás modellezéséről van szó, és így a sebességről feltételezhetjük, hogy kicsi, a Navier–Stokes egyenletből a tehetetlenségi hatás elhanyagolható, mivel a mozgási energia elhanyagolható a helyzetihez képest:

$$\frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} \approx 0$$

$$\varepsilon (\nabla h - \rho \mathbf{g}) = \varepsilon \mu \nabla^2 \mathbf{v} + \varepsilon \boldsymbol{\sigma}^{\text{felületi}}$$

Emellett, a folyadék belső sűrűdése elhanyagolható a felületihez képest, mert a szivárgás örvénymentesnek tekinthető:

$$\varepsilon \mu \nabla^2 \mathbf{v} \approx 0$$

A felületi lendületvesztés viszont így írható fel:

$$\varepsilon \boldsymbol{\sigma}^{\text{felületi}} = -\mu \mathbf{k}^{-1} \cdot (\varepsilon \mathbf{v})$$

Ahol \mathbf{k} a sűrűdési együttható-tenzor inverze. A lendület egyenletéből így eljutottunk a Darcy egyenletig:

$$\varepsilon \mathbf{v} = -\mathbf{K} f_{\mu} (\nabla h - \Theta \boldsymbol{\xi}) \quad (2.8)$$

$$\mathbf{K} = \frac{\mathbf{k}\rho_0 g}{\mu_0}$$

$$f_\mu = \frac{\mu_0}{\mu}$$

$$e = \frac{g}{|g|}$$

Ahol v a sebességvektor, \mathbf{K} a talaj vízáteresztő lépcsége, ε a vízhányad, f_μ a relatív viszkozitás (ha a \mathbf{K} más folyadékra lenne megadva), μ a viszkozitás, h a hidraulikai potenciál, ρ_0 a folyadék sűrűsége, g a gravitációs gyorsulás és ξ a gravitációs irányvektor. Θ a folyadék relatív sűrűsége, ha \mathbf{K} más sűrűségű folyadékra adott.

A lendület- és anyagmérlegeket felhasználva a folyadékra tehát a következő egyenletet kell megoldanunk:

$$L(h) = S \frac{\partial h}{\partial t} - \nabla \cdot (\mathbf{K} f_\mu \cdot (\nabla h + \Theta \xi)) - \varepsilon Q_p = 0 \quad (2.9)$$

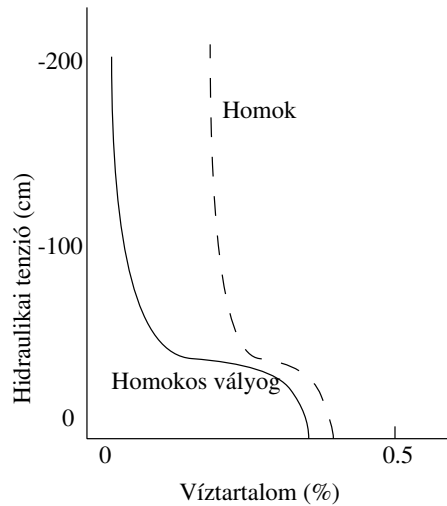
$$S = (\varepsilon \gamma + (1 - \varepsilon) \kappa)$$

$\mathbf{K} = \mathbf{K}_0$, a telített talaj vízáteresztő képessége.

A szivárgásra vonatkozó, a hidraulikai potenciálra megoldandó egyenlet tehát alapvetően a Darcy egyenletnek felel meg. Alacsony sebességű szivárgást feltételeztünk, vagyis a viszkózus súrlódást a felületi súrlódáshoz, vagyis a talajrészecskék akadályozó hatásához képest elhanyagolhatónak tekintettük, másrészt a kis sebesség miatt a mozgási energiával a helyzeti energia dominanciája miatt nem számoltunk. Így az áramlást a potenciálkülönbségek hatására a hidraulikai vezetőképességgel jellemzett talajon áthaladó víz határozza meg.

2.3.3. A telítetlen réteg

A fenti, talajvíz szivárgására vonatkozó képletek a vízzel telített talajra vonatkoznak, de nem térnek el jelentősen a telítetlen zónára alkalmazható egyenletektől. Míg a telített közegben a hidraulikai potenciál, a telítetlen talajban a talajnedvesség potenciálja, a tenzió játssza a h szerepét. A kétféle mennyiség ugyanazon skálán mérhető, de azonos irányú eltérés hatása ellentétes, hiszen a magasabb nyomás felől az alacsonyabb, míg a telítettebb talaj felől a nagyobb tenziójú felé áramlik a víz. Így a két jelenségre a fenti egyenleteket az esetek szétválasztása nélkül lehet alkalmazni oly módon, hogy a telített közegben h a nyomást, telítetlen közegben pedig a tenzió értékének ellentettjét jelenti. Így minden pontot egyetlen potenciállal jellemezhetünk, amely bármely valós értéket felvehet. A telítetlen esetben is ugyanazokból



2.3. ábra. Néhány talajtípus telítettség-tenzió görbéje

a mérlegekből indulhatunk ki, de más együtthatókat kell alkalmazni. A vízmérlegben az anyagmennyiség és a potenciál összefüggését nem az összenyomhatóság határozza meg:

$$\frac{\partial \rho \varepsilon}{\partial t} \neq S \frac{\partial h}{\partial t}$$

Ehelyett:

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} = \frac{\partial \varepsilon}{\partial h} \frac{\partial h}{\partial t}$$

A $\frac{\partial \varepsilon}{\partial h}$ meghatározásához a talajra jellemző $\varepsilon - h$ összefüggésre van szükség (2.3. ábra).

A talajtanban (Várallyai, 1979) (Rajkai, 1981) ennek a $\varepsilon - \log(h)$ változatát, a pF görbét használják. Az összefüggésre a szakirodalomban nagyszámú zárt formájú közelítő függvény található. Ezeket a hozzájuk tartozó, a talajra jellemző paraméterek meghatározásával lehet a valódi görbére illeszteni. A következő formulákban szereplő a , b , és m paramétereket az előforduló talajokra esetenként kell meghatározni, és szemléletes jelentéssel sem feltétlenül bírnak. Az ε_0 a pórustérfogat, az ε_r a maradék víztartalom.

Gardner (Gardner, 1958)

$$\varepsilon(h) = \begin{cases} \frac{a}{|h|^b}, & \text{ha } h < 0 \\ \varepsilon_0, & \text{ha } h \geq 0 \end{cases}$$

Brutsaert (Brutsaert, 1967)

$$\varepsilon(h) = \begin{cases} \varepsilon_r + \frac{a(\varepsilon_0 - \varepsilon_r)}{a + |h|^b}, & \text{ha } h < 0 \\ \varepsilon_0, & \text{ha } h \geq 0 \end{cases}$$

van Genuchten (van Genuchten, 1979)

$$\varepsilon(h) = \begin{cases} \varepsilon_r + \frac{\varepsilon_0 - \varepsilon_r}{(1 + a(|h|^b))^m}, & \text{ha } h < 0 \\ \varepsilon_0, & \text{ha } h \geq 0 \end{cases}$$

$$m = 1 - \frac{1}{b}$$

Látható, hogy nemlineáris függvényszerű kapcsolat van a két mennyiség között. Ez sajnos a feladatot is erősen nemlineárisra teszi, és a megoldásban pontatlanságot okozhat. A Darcy egyenlet a telítetlen zónára is érvényes, azzal, hogy a h potenciál a negatív előjelű kapilláris tenzió, a K tenzor pedig a kapilláris vezetőképesség.

$$\varepsilon v = -K_{\text{kapilláris}} f_{\mu}(\nabla h - \Theta \xi)$$

2.3.4. A kapilláris vízáteresztő képesség számítása

A kapilláris vezetőképesség nem azonos a telített állapotban mért hidraulikus vezetőképességgel, de azzal arányosnak tekinthető. Értéke emellett a talaj víztartalmától is függ, amiről már megállapítottuk, hogy a potenciál függvénye. Mindenesetre a számítás során alapvető fontosságú, hogy a K értékéből a talajnedvesség potenciáljának vagy a víztartalomnak az ismeretében számítással meg tudjuk határozni a kapilláris vezetőképességet. Ez a probléma a talajkutatásban ismert, hiszen valójában a kapilláris vezetőképességet is gyakran közvetett módon mérik, vagyis a telített talaj vezetőképességéből számítják (Rajkai és Várallyai, 1978)(Rajkai, 1984).

Ha csak a potenciál ismert, előbb abból kell a víztartalmat meghatározni. Ehhez szükség van a talaj pF görbéjének, illetve a tenzió és a víztartalom összefüggésének ismeretére. A számításokhoz a valódi pF görbét a korábban felsoroltak közül kiválasztott, zárt alakban megadható függvénnyel közelítjük.

A ($\mathbf{K}_{\text{kapilláris}} - \varepsilon$) összefüggés a pF görbéhez hasonló módon zárt alakú, a talaj paramétereire illesztett függvénnyel közelíthető. Az ezekben a függvényekben szereplő a , b , h_{cr} konstansok a talaj mérhető jellemzői, amelyekre a számítások elvégzéséhez szükség van. A Mualem-konceptió az α , m és n talajparaméterekkel dolgozik.

Gardner (Gardner, 1958)

$$\mathbf{K}(h) = \mathbf{K}_0 e^{-a|h|}$$

Gardner (Gardner, 1958)

$$K(h) = \frac{1}{\left(\frac{|h|}{a}\right)^b + 1}$$

Brooks és Corey (Brooks and Corey, 1966)

$$\mathbf{K}(h) = \begin{cases} \frac{|h|^{-b}}{|h_{cr}|^{-b}}, & \text{ha } h > h_{cr} \\ \mathbf{K}_0, & \text{ha } h \geq h_{cr} \end{cases}$$

Averjanov (Averjanov, 1950)

$$\mathbf{K}(\varepsilon) = \mathbf{K}_0 \left(\frac{\varepsilon - \varepsilon_r}{\varepsilon_0 - \varepsilon_r} \right)^b; \quad b = 3, 5$$

Mualem (Mualem, 1976)

$$\mathbf{K}(h) = \frac{(1 - (\alpha h)^{n-1} (1 + (\alpha h)^n)^{-m})^2}{(1 + (\alpha h)^n)^{\frac{m}{2}}}$$

van Genuchten (van Genuchten, 1979)

$$\mathbf{K}(\varepsilon) = a e^{b\varepsilon}; \quad \varepsilon < \varepsilon_0$$

Az, hogy mely görbét érdemes alkalmazni, szintén talajfüggő lehet, hiszen eltérő jellegű görbéket különböző zárt alakú függvények közelíthetnek jobban. Ezért arra törekszünk, hogy minél többféleképpen, minél általánosabban lehessen megadni a pF és vezetőképesség görbéket. Szerepet játszhat az is, hogy mely paraméterek meghatározása egyszerűbb. Könnyen meghatározható talajjellemzők segítségével is becsülhetjük a görbéket, a programba integrált, a 2.2.3 részben említett számítási módszer segítségével.

2.4. A szennyezőanyagok tulajdonságainak befolyása a talajban történő mozgásukra

A szennyezőanyagok oldaláról tekintve, a következő főbb tulajdonságok, illetve jelenségek lehetnek hatással a mozgásra:

- a vízben való oldhatóságuk mértéke
- diffúziós tulajdonságok (effektív diffúzióállandó)
- adszorpciós hajlam a kolloidok felületén (a pórusfolyadék koncentrációja, a porózus közeg testsűrűsége, adszorpciós izotermák, megoszlási együttható)
- a lebomlás sebessége
- kölcsönhatás a talajban lévő anyagokkal és az esetleges más szennyezőanyagokkal
- a szennyezőanyag sűrűsége
- a szennyezőanyag viszkozitása
- a szennyezőanyag dielektromos állandója (Kovács, 1998).

A szennyezőanyagok talajban történő mozgásához tehát nem elég, ha csak a víz mozgását leíró függvényt ismerjük. A legritkább esetben van olyan szennyezővel dolgunk, amely együtt mozog a vízzel, és semmilyen reakcióban nem vesz részt a mozgása során.

A talajba jutó főbb szennyeződések a következőképpen csoportosíthatjuk (Szabó, 1999):

1. szervetlen vegyületek:
 - szervetlen sók
 - szervetlen savak
 - szervetlen lúgok.
2. szerves vegyületek:
 - szénhidrogének és származékaik
 - alkoholok és fenolok
 - aldehidek és ketonok
 - szerves savak
 - szerves bázisok.

2.4.1. A szervetlen vegyületek hatása a vezetőképesség megváltozására

E témában elsősorban a szervetlen vegyületek agyagokra gyakorolt hatásával kapcsolatban állnak rendelkezésre kísérleti eredmények. A talajoldatban lévő kationok

és anionok a talajkolloidok felületén ioncsere reakcióban vesznek részt. Az ioncsere befolyásolja a kolloidok felületén kialakult diffúz kettősréteg vastagságát, így megváltozik a talaj szerkezete. A diffúz kettősréteg vastagságának csökkenése által nő a szemcsék flokkulációra való hajlama, ezáltal nagyobb szemcsék, nagyobb pórusok jönnek létre, így megnő a vezetőképesség. A diffúz kettősréteg vastagsága annál kisebb, minél nagyobb a kation töltése, minél kisebb mértékű az ion hidratációja és minél nagyobb az elektrolit koncentrációja. Az agyagásványok kationaffinitása az iontöltés növekedésével nő, de a koncentrációviszonyok befolyásolhatják ezt. Az iontöltés növekedése a kettős réteg vastagságának csökkenését okozza, és így erősebben flokkulált szerkezetet eredményez. Az egyértékű kationok (pl. Na^+) az erősebb hidratáltság miatt nagyobb réteggkomplexum-közi teret hoznak létre, így az agyagrészecskék jobb diszperzióját eredményezik, mint a kétértékű kationok (pl. Ca^{2+}), ahol a kettősréteg vastagságának csökkenése miatt erősen flokkulált szerkezet jön létre.

Montmorilloniton végzett kísérletek szerint 28-szorosára nőtt az áteresztőképesség a Na^+ -ionok Ca^{2+} -ionokra való lecserélése következtében (Mesri, 1971 in (Yong et al., 1992)). Bentoniton 8-szoros növekedést tapasztaltak ebben az esetben, míg ha Fe^{3+} -ionokkal cserélték le a Na^+ -ionokat, 33-szoros volt a növekedés (Sridharan, 1986 in (Yong et al., 1992)).

Megállapítható, hogy a kétértékű ionokat tartalmazó oldatok nagyobb hatással vannak a vezetőképesség megváltozására, mint az egyértékűek (Szabó, 1999).

A pórusfolyadék koncentrációjának növekedése szintén a kettős réteg csökkenésével jár. Bentonittal végzett kísérletek azt mutatták, hogy az elektrolitkoncentráció nagymértékben befolyásolja a vezetőképességet: az egyértékű kationok esetében a koncentrációnövekedéssel lineáris volt a vezetőképesség növekedése, kétértékű kationoknál azonban a koncentráció kismértékű változása után a vezetőképesség növekedése stabilizálódott. A szerkezet kialakulását ezen kívül a hidratált ionok mérete és az anionok jellege is meghatározza.

Az agyagásványok típusa ugyancsak hatással van a vezetőképesség változására. A nem duzzadó illit és kaolinit esetében az áteresztőképesség változása a só koncentrációjának változása következtében csak mérsékelt. A duzzadó agyagásványokat – montmorillonit – vizsgálva azonban a só koncentrációjának változására jóval érzékenyebben, nagyobb mértékben reagáló áteresztőképességet mutattak ki (Yong et al., 1992).

A pórusfolyadék kémhatása is hatással van a szerkezetre. Minél magasabb a pH, annál nagyobb lesz az agyagásvány felületének negatív töltése. Ez egy jobban diszpergált szerkezetet eredményez, ami az áteresztőképesség csökkenését okozza.

A savanyúbb kémhatáson létrejövő pozitív töltöttségű felület a flokkulációt segíti elő, így megnő az áteresztőképesség (Yong et al., 1992).

A szervesen savakkal végzett kísérletek alapján megállapították, hogy ezek az anyagok a vezetőképesség akár több nagyságrendbeli növekedését is okozhatják (Szabó, 1999). Bentoniton végzett kísérletek azt mutatták, hogy a különböző koncentrációjú szervesen savak (7%-os és 0,7%-os HNO_3 , 5%-os H_2SO_4 , 3,65%-os és 0,36%-os HCl) kb. 5–12-szeres növekedést okoztak az áteresztőképességben, a vízzel összehasonlítva (Pavilonisky, 1985 in (Yong et al., 1992)). A savak koncentrációjának csökkenése csekély hatással volt az áteresztőképesség változására. A vezetőképesség változását a következőképpen lehet magyarázni. A szervesen sav képes az agyagásványok egyes alkotóelemeinek – jelen esetben az Al^{3+} – kioldására az oktaédes szerkezetből. Az így kioldott Al^{3+} -ionok kationcsere reakcióban vesznek részt az agyagásvány felületén eredetileg jelenlévő Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ -ionokkal. Az alumínium nagyobb töltése miatt lecsökken a diffúz kettősréteg vastagsága, ami által megnő a flokkulációra való hajlam. Ez az áteresztőképesség növekedését okozza.

A szervesen savak gátolják az agyagásványok duzzadását, és megnő általuk a kőzetalkotó ásványok kioldódása. A hidrogén-fluorid és a foszforsav különösen agresszív. A savak minőségén és koncentrációján kívül a reakcióidő, a folyadék-szilárd fázis aránya, az agyagásványok típusa és a hőmérséklet is befolyásoló tényező. Némely sav esetében csapadékképződést észleltek a kísérletek során, ami a pórusok eltömítése által a szivárgási tényező csökkenését okozza. Friss savfelület hatására azonban feloldódhat a kialakult csapadék, ami által ismét megnő a vezetőképesség (Szabó, 1999).

A szervesen bázisok hatása még alig ismert. Mivel növelik az agyagásványok felületének nettó negatív töltését, így nő az agyagásványok diszpergálódásra való hajlama. Ez a talaj vezetőképességének csökkenését okozza a tiszta vízzel összehasonlítva. 0,4%-os és 4%-os NaOH -oldattal bentoniton végzett kísérletek szerint az áteresztőképesség 0,2 illetve 0,3-szorosára csökkent a vízhez viszonyítva (Pavilonisky, 1985 in (Yong et al., 1992)). A szervesen bázisok ezen túlmenően oldják a kovasavat, amelyet az agyagásványok nagy mennyiségben tartalmaznak (Yong et al., 1992).

A szervesen vegyületek vezetőképességre gyakorolt hatása röviden összefoglalva a következő. A dielektromos állandó, a kémhatás, az ionméret és a hőmérséklet növekedése a diffúz kettősréteg vastagságának növekedését okozza. Ezáltal nő a diszperzióra és csökken a flokkulációra való hajlam. Mindez a vezetőképesség csökkenését okozza. Az elektrolitkoncentráció és az iontöltés növekedése a ket-

tősréteg vastagságának csökkenését okozza, miáltal csökken a diszperzióra és nő a flokkulációra való hajlam. Azaz a vezetőképesség nő (Márk, 1992).

2.4.2. A szerves vegyületek hatása a vezetőképesség változására

A környezetünket szennyező források közül igen jelentősek a szénhidrogén származékok. Ezek csővezetékek, tárolótartályok meghibásodása, közúti, vasúti, légi balesetek miatt kerülhetnek a talajfelszínre. De a helytelenül szigetelt hulladéklerakók környezetében egyéb szerves szennyezőanyagok is a környezetbe juthatnak (Makó és Máté, 1992).

A szénhidrogén-származékokat tovább csoportosíthatjuk aszerint, hogy a víznél kisebb a folyadék fajlagos tömege (pl. benzin, kerozin, gázolaj) vagy nagyobb (pl. klórozott szénhidrogének). A talajok szennyeződése szempontjából – az okozott károk mértékét tekintve – az előbbiek, azaz a kőolaj és a belőle előállított üzem- és fűtőanyagok a legjelentősebbek (Makó, 1995a).

A nem vizes folyadékok talajbeli terjedését vizsgáló kutatások döntően kétfázisúnak tekintik a talajokat, így az illető szennyezőanyagok a hidraulikus vezetőképességre gyakorolt hatását vizsgálják. Meglehetősen ritkán fordul elő azonban, hogy a szerves folyadék teljesen kitölti a talaj pórusrendszerét, és csak egymagában van jelen a talajban.

Amennyiben a folyadék és a talaj között semmiféle kölcsönhatás nem lép fel, úgy a hidraulikus vezetőképesség egyenes arányosságot mutat a folyadék fajlagos tömegével és fordított arányosságot a dinamikus viszkozitással (Kozeny, 1927 in (Szabó, 1999)). Mivel a részecskeméret csökkenésével (a fajlagos felület növekedésével) erősödnek a két fázis közti kölcsönhatások, így a fenti arányosság a nagyobb agyagtartalmú talajokra kevésbé érvényes (Mitchell, 1976 in (Szabó, 1999)). Így a modellekben széles körűen alkalmazott becslés – amelyben a szerves folyadékokra nézve telített talaj hidraulikus vezetőképességét a vízre nézve telített talaj hidraulikus vezetőképességéből számítják, a fajlagos tömeg és a viszkozitás felhasználásával – csak a durva mechanikai összetételű talajokban lehetséges (Makó, 1995b).

Desztillált vízzel, kerozinnal, gázolajjal és kőolajjal különböző talaj- és ásványianyag-örleményeken, valamint szerkezetes talajokon végzett kísérletek (Makó, 1995a)(Makó, 1995b) eredményei kimutatták, hogy a nagy homoktartalmú talajokat kivéve az egyes minták esetében az ezen folyadékokkal mért hidraulikus vezetőképességek sorrendje nem követte a fajlagos tömeg és viszkozitás értékek alapján várható sorrendet. A nagy agyagtartalmú mintáknál a szerves folyadékok az agyagszerkezet átrendeződését okozták (a diffúziós tősréteg csökkenése következtében), így ezen talajok vezetőképessége a homoktalajokéhoz volt hasonló. A kísérletek

szerint az agyagtartalom csökkenésével átmenetileg csökkent, majd a homoktartalom százalékos növekedésével újból megnövekedett a szerves folyadékokkal telített talajok hidraulikus vezetőképessége. A desztillált víz esetében az agyag és portartalom növekedése a hidraulikus vezetőképesség csökkenését eredményezte, és az agyagtartalomtól valamivel nagyobb mértékben függ a vezetőképesség, mint a porfrakciótól. A vizsgált szerves folyadékok esetében az agyagtartalom növekedése növelte, a porfrakció mennyiségének növekedése pedig csökkentette a hidraulikus vezetőképességet, és az eredmények szerint a porfrakció változása erősebb hatással van a hidraulikus vezetőképesség változására mint az agyagfrakció változása. A fenti megállapítások ugyanakkor csak a szerkezet nélküli talaj- és ásványianyag-őrleményekben, illetve leromlott szerkezetű talajokban érvényesek. A szerkezetes talajokban a talajszemcsék aggregálódásának mértéke volt az a tényező, amely alapvetően meghatározta a minták szerves folyadékokra mérhető hidraulikus vezetőképességét. A vizsgálatok azt is megállapították, hogy míg a desztillált víz esetében a hidraulikus vezetőképesség csökken az idővel (feltételezhetően a talaj szerkezeti elemeinek a mérés folyamán bekövetkező folyamatos szétesése, az eliszapolódott részecskék pórusedeltömő vándorlása miatt), addig a gázolaj esetében kismértékű növekedést tapasztaltak egyes mintáknál (ez valószínűleg a talajszlopokból kimosódott finomabb frakció miatt volt). A kísérletekből összességében megállapítható, hogy a hidraulikus vezetőképesség agyag- és portartalomtól való függését külön-külön meg kell határozni a különböző agyag- és ásvány-féleségekre, szerkezetes talajmintákra és az egyes folyadékokra.

A vízben jól oldódó szerves vegyületek (alkoholok, ketonok, fenolok) nincsenek jelentős hatással a hidraulikus vezetőképességre, ha a koncentrációjuk 75–80% alatt marad (Szabó, 1999).

A szerves savak – a szervesetlen savakhoz hasonlóan – oldják a talajok karbonát- és vas-oxid tartalmát, sóképződés közben. A kicsapódó sók eltömíthetik a pórusokat, így csökken a vezetőképesség. De nagy mennyiségű karbonát illetve vas-oxid kioldódás miatt a hidraulikus vezetőképesség nőhet. A gyenge szerves bázisok az agyagos kőzetekre nincsenek jelentős hatással, azonban az erős bázisok hatása kevésbé ismert (Szabó, 1999).

A hidraulikus vezetőképesség a legszorosabb összefüggést a folyadék dielektromos állandójával mutatja. Hangsúlyoznunk kell, hogy a vezetőképesség és a dielektromos állandó kapcsolata alapvetően különbözik, ha a vizsgálat körülményei különböznek. A természetben előforduló állapotot jobban megközelíti az a talaj-előkészítés, amikor a talajt először desztillált vízzel telítik, és az így előkészített talajon történik azután a szerves folyadékkal a mérés. A másik módszer szerint

a talajt (agyagásványt) először teljesen kiszárítják, ezt követően a vizsgálni kívánt szerves szennyező folyadékkal telítik. Ezután végzik el rajta a mérést a szerves folyadékkal. Az utóbbi módon kapott eredmények nem lehetnek érvényesek a valódi viszonyokra. A szerves szennyező mozgása alapvetően befolyásolt azáltal, hogy vízzel telített pórusokon vagy pedig előzetesen vízmentesre szárított és az illető szerves anyaggal telített pórusokon halad keresztül.

Ha a valóságot jobban közelítő, a mérés előtt vízzel telített talajokon végzett áteresztőképesség vizsgálatokat tekintjük, akkor megállapíthatjuk, hogy minél nagyobb a szerves vegyület dielektromos állandója, annál nagyobb a talaj áteresztőképessége az adott folyadékra nézve. A nagy dielektromos állandójú anyagok ugyanis a hidrofilitásra hajlamosak („vízkedvelők”), így várhatóan gyorsabban mozognak a talaj vizes pórusrendszerén át. Az alacsony dielektromos állandójú, ezáltal hidrofóbabb („víztaszító”) vegyületek adszorbeálódhatnak az agyagásványok felületén, így a gyors mozgásuk akadályozott (Yong et al., 1992).

Amennyiben azonban az előzetesen kiszárított és az illető szerves folyadékkal telített talaj vezetőképesség-méréseinek eredményeit tekintjük, akkor a dielektromos állandó pont ellentétes kapcsolatban áll a vezetőképességgel. Ebben az esetben a dielektromos állandó csökkenésével a kolloidok felületén kialakuló diffúziós réteg vastagsága jelentősen lecsökken. Emiatt megnő a „folyadék-csatornák” mérete, valamint flokkulációnak az agyagszemcsék, azaz megnő a részecskék mérete, ami által nagyobb lesz a pórustér. Így a vezetőképesség nagyságrendekkel növekedhet. Poláris anyagok esetében azonban megnő az adszorpcióra való hajlam, nő a diffúziós réteg vastagsága, így szűkülnek a szivárgási csatornák. Általánosan elmondhatjuk, hogy ilyen esetben a talajok vezetőképessége az apoláris folyadékokra (kis dielektromos állandó) a legnagyobb, a polárisokra (nagyobb dielektromos állandó) kisebb, és a vízre (még nagyobb dielektromos állandó) a legkisebb (Szabó, 1999).

Általában elmondható, hogy a szerves vegyület molekulatömegének növekedésével csökken a talaj áteresztőképessége. Ez azzal magyarázható, hogy a nagyobb molekulák több funkciós csoport által, így több ponton kapcsolódhatnak az agyagásványok felületéhez. A jelentősebb adszorpció lecsökkenti a talaj vezetőképességét az adott folyadékra nézve. Ez a magyarázat összefüggésben van a szerves molekula hidrofóbításával is. Minél nagyobb a molekulatömeg, annál hidrofóbabb a molekula, így lassabb a mozgása a vizet tartalmazó pórusrendszeren keresztül (Yong et al., 1992).

Előfordulhat, hogy többféle vegyszer kerül egyidejűleg a talajba. Az ilyen keverékeknek a hidraulikus vezetőképességre gyakorolt hatásáról keveset tudunk, általános érvényű következtetéseket nem adhatunk meg.

Összefoglalóan megállapíthatjuk, hogy a talajok vezetőképessége nem csupán a különböző talajokban, a talajprofil különböző részein más és más, azaz nemcsak a talaj tulajdonságaitól függ, hanem a talajban mozgó folyadék tulajdonságaitól is. Pontos értéket a talaj vezetőképességére vonatkozóan ezért nem lehet megadni. A számos vizsgálat feltárt ugyan összefüggéseket, tendenciákat, azonban ezek modellbe történő átültetése nagyon nehéz. Különösen amiatt, hogy a szennyezőanyagok ritkán tartalmazznak csupán egy összetevőt.

2.5. A szennyezőanyag-transzport egyenlete

A 2.3. részben leírt egyensúlyi egyenletet a szennyezőanyagra is felírhatjuk. Így az anyagmennyiség teljes változása:

$$\frac{\partial M_C}{\partial t} = -\nabla \cdot (M_C v) - \nabla \cdot j_C + \varepsilon r_C$$

Az egyensúlyi mennyiség a szennyezőanyag M_C tömege, ami csak az oldatban lévő anyagot tekintve a C koncentráció és az ε vízhányad szorzata lenne. A j_C az anyag-fluxus, r_C a szennyezőanyag-forrásokból és a bomlásból származó belső változás. A v természetesen a talajvíz szivárgási sebessége.

2.5.1. Transzportjelenségek az egyenletben

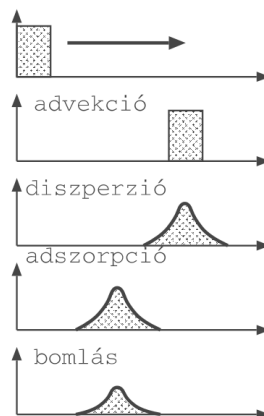
Az egyenletet átrendezve az advekciónak, a diszperzió, az adszorpció és a bomlás jelenségeinek (2.4. ábra) megfelelő tagok jelennek meg (Diersch, 1999):

$$\nabla \cdot (\varepsilon C v) + \nabla \cdot j_C + \frac{\partial M_C}{\partial t} - \varepsilon r_C = 0 \quad (2.10)$$

Az advekciót a szakirodalomban gyakran konvekciónak nevezik, az advekciónak elnevezés a hőáramlástól való megkülönböztetés szempontjából szerencsésebb. Ez a folyékony közeggel, vagyis a vízzel együttmozgó szennyezőanyag-transzportot jelenti. Az advektív anyag-fluxus tehát a koncentráció és az áramlási sebesség szorzata, az egyenletben $\varepsilon v \cdot \nabla C$.

A hidrodinamikai diszperzió két összetevőt tartalmaz: egyrészt a molekuláris diffúziót, aminek összesített hatása a kémiai potenciálkülönbséggel arányos tömegáramot hoz létre, másrészt a hidromechanikai, illetve makrodiszperziót. Ez utóbbi a vízáramlás-vektorok különböző földtani képződmények hatására létrejövő szóródását jelenti. *Fick törvénye* írja le a molekuláris diffúziót:

$$j_{C \text{ diszperzió}} = -D_d \cdot \nabla C$$



2.4. ábra. A transportjelenségek hatása egy dimenzióban

D_d a diffúzióállandó. Ennek általánosításával a makrodiszperziót is figyelembe vehetjük, amennyiben a D_d , szennyezőanyagra jellemző diffúzió-állandó helyett a D diszperzió-mátrixot alkalmazzuk:

$$j_{C_{\text{diszperzió}}} = -D \cdot \nabla C$$

$$D = \mathbf{I}D_d + D_m$$

Ebben \mathbf{I} az egységmátrix, a D_m makrodiszperzió-mátrix a talaj szerkezetére jellemző α_L longitudinális és α_T transzverzális diszperziós tényezőkből a következőképpen írható fel:

$$D_m = \alpha_T |v| \mathbf{I} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v \otimes v^T}{|v|}$$

v a sebességvektor oszlopvektorként, v^T a transzponáltja, vagyis egy sorvektor.

Az adszorpció és deszorpció a szennyezőanyagnak a talaj részecskéin történő megkötődése, illetve visszaoldódása. Ez kétirányú kémiai folyamat, ahol \mathfrak{K}_d az egyensúlyi állapotban az oldott és megkötött állapot közötti megoszlás együtthatója. Ha a megkötött anyagmennyiség és a koncentráció viszonyát lineárisnak tételezzük fel, akkor ez az együttható egy adott hőmérsékleten állandó. Ez a koncentráció és a megoszlás közötti legegyszerűbb kapcsolat, a *Henry adszorpciós izoterma*. Ha a megkötött anyagmennyiség és a koncentráció viszonyában a lineáris összefüggés nem tételezhető fel, például nehézfémek agyagos talajokban történő megkötődése esetén, akkor a megoszlás hatványfüggvénnyel (*Freundlich izoterma*) vagy hiperbolikus függvénnyel (*Langmuir izoterma*) jobban modellezhető (Kovács, 1998).

Henry

$$\chi_H(C) = \Re_H$$

Itt κ adott hőmérsékleten állandó.

Freundlich

$$\chi_F(C) = b_1 C^{b_2-1}$$

b_1 és b_2 a szennyezőanyagra adott hőmérsékleten jellemző Freundlich állandók.

Langmuir

$$\chi_L(C) = C_{max} \frac{k_1}{1 + k_2 C}$$

k_1 és k_2 a szennyezőanyagra adott hőmérsékleten jellemző Langmuir állandók.

Bármelyik izotermát használjuk is, a koncentráció változása miatt megkötött vagy visszaoldódott anyagnak meg kell jelennie az egyenletben:

$$\varepsilon \frac{\partial M_C}{\partial t} = \varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} + (1 - \varepsilon) \frac{\partial(\chi(C)C)}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} = \Re_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2.11)$$

$$\Re_d = \varepsilon + (1 - \varepsilon) \frac{\partial(\chi(C)C)}{\partial C}$$

A bomlás a koncentráció időbeli csökkenéséhez vezet. Akár radioaktív, akár kémiai degradáció következik be, a modellezésben azonos módon, a koncentráció exponenciális csökkenéseként vehető figyelembe. Emellett azonban figyelembe kell venni azt, hogy a vízben oldott és a talajban kötött anyag másként bomlik. Radioaktív folyamat esetén a két bomlási együttható nagyságrendje megegyezik, sőt azonosnak tételezhetőek fel. Kémiai bomlás esetén a szilárd fázisban az együttható nagyságrendileg kisebb, és nehezen mérhető, ezért a számításokban nyugodtan elhanyagolható, hiszen így a biztonság javára tévedünk. Ezért az anyagmennyiség megkötetlen hányadára számítjuk a bomlást:

$$\Re = \varepsilon + (1 - \varepsilon)\chi(C)$$

A bekerülő és megsemmisülő szennyezőanyag együttesen tehát a következőképpen írható fel:

$$r_C = (\varepsilon Q_p + \Re \vartheta)C + Q_C$$

Az egyensúlyi egyenlet minden tag visszairása után:

$$\varepsilon \nu \nabla \cdot C + \nabla \cdot (\varepsilon D \cdot \nabla C) + \Re_d \frac{\partial C}{\partial t} + (\varepsilon Q_p + \Re \vartheta)C + Q_C = 0 \quad (2.12)$$

2.6. A modell működése

2.6.1. Az egyenletek megoldása

A fentebb felírt egyenletekből adódnak a következő általánosított modell-egyenletek (Diersch, 1999). A víz-szivárgásra:

$$L(h) = S \frac{\partial h}{\partial t} - \nabla \cdot (Kf_{\mu} \cdot (\nabla h + \Theta \xi)) - \varepsilon Q_{\rho} = 0$$

A szennyezőanyagra:

$$L(C) = \mathfrak{R}_d \frac{\partial C}{\partial t} + \varepsilon \nu \nabla \cdot C + \nabla \cdot (\varepsilon D \cdot \nabla C) + (\varepsilon Q_{\rho} + \mathfrak{R} \vartheta) C + Q_C = 0$$

Látható, hogy a két egyenlet hasonló formájú, a független változótól eltekintve csak az együtthatókban térnek el. A közös forma:

$$L(\Psi) = \Upsilon \frac{\partial \Psi}{\partial t} + \Phi \nabla \cdot \Psi + \nabla \cdot (\Gamma \cdot \nabla \Psi) + \Xi \Psi + Q = 0 \quad (2.13)$$

· · ·	Ψ	Υ	Φ	Γ	Ξ	Q
Szivárgás	h	S	0	Kf_{μ}	0	$Q_{\rho} + \nabla \cdot (Kf_{\mu} + \Theta \xi)$
Transzport	C	\mathfrak{R}_d	$\varepsilon \nu$	εD	$\varepsilon Q_{\rho} + \mathfrak{R} \vartheta$	Q_C

A megoldás módszere az együtthatók számítása után teljesen azonos lesz.

A differenciálegyenletek a pontosság és az egyszerűség közötti választás árán több módszerrel is megoldhatóak. Ha további egyszerűsítő feltételezésekkel élünk, a megoldás történhet analitikus módon, vagy egyszerű, a talajgeometriát nem követő térbeli diszkrétizációt alkalmazva a véges differencia módszerrel. A legáltalánosabb, legpontosabb megoldást a végeselem módszer adja. Ez is alkalmas háromdimenziós problémák kezelésére, a tér felbontása pedig szabad formájú elemekkel történhet, így a háló követheti a földtani képződmények alakját, ezáltal homogénebb, a numerikus számítás céljait jobban szolgáló felbontás hozható létre.

Nem csak a szivárgás és a szennyezőanyag-transzport, de más folytonos fizikai rendszerek modellezése is többnyire parciális differenciálegyenletek segítségével történik. Ahhoz azonban, hogy az egyenleteket megoldhassuk, a folytonos problémát időben és térben diszkrétizálni kell. A térbeli felbontás létrehozása, ami alapfeltétele a végeselem-szimulációnak, önmagában is érdekes kérdéseket vet fel. Többnyire gyakorlati megvalósítása is elkülönül a számítások többi részétől. Bár különböző problémákhoz eltérő típusú végeselem-hálók lehetnek optimálisak, a szakterület létrehozta a saját kritériumait egy felbontás megítélésére, elsősorban az implikált

bázisfüggvények tulajdonságai alapján. A jó háló jellemzőinek ismeretében, a legmegfelelőbb algoritmus kiválasztása után a számításnak ez a része szinte teljesen külön kezelhető. Lehetőséget kell azonban teremteni arra, hogy az adott feladat igényeihez igazodhasson a felbontás, illetve esetleg a számítási eredmények elemzése nyomán nagyobb pontosság elérése érdekében módosítani lehessen.

A program három, rétegszerűen egymásra épülő modulra bontható. Az objektumosztályok egy csoportja a hálókiosztási algoritmust valósítja meg, illetve a De-launay háló adatszerkezetét építi fel. Ehhez a struktúrához csatlakoznak a transzportszámítások adatait tartalmazó és kezelő objektumok. Végül az egész modellt a felhasználói felület és a megjelenítés megszervezésére szolgáló réteg takarja el.

A számításokhoz szükséges bemeneti adatokat, mivel nagy mennyiségű információról van szó, egy, a háttértárolón található adatállományból kell beolvasni. Lehetőség van arra, hogy egy könnyen olvasható szöveges állományból építsük fel a végeelem modell adatszerkezetét, illetve arra is, hogy korábbi futtatások eredményeit, részeredményeit töltsük be, és azokkal dolgozzunk tovább. Így többek között egy talajgeometriai konfigurációhoz nem kell újra és újra létrehozni ugyanazt a végeelem-felbontást, ha más szennyezőanyag-forrás adatokkal újra szeretnénk futtatni a szimulációt.

2.6.2. Globális adatok

A számításokhoz természetesen szükség van a folyamatokban részt vevő anyagok, közegek fizikai, kémiai tulajdonságaira, melyek az egyenletekben együtthatóként szerepelnek. Ezek közül néhány, például a víz jellemzői, vagy tiszta egynemű szennyeződés esetén a szennyezőanyag paraméterei ismertek lehetnek, de többnyire, főleg a talajtulajdonságok esetében, ezeket mérésrel célszerű meghatározni. Több helyen, például a talaj pF-görbéje és a szennyezőanyagok adszorpciós izotermái esetében egy függvényszerű kapcsolatot kell leírni. Erre a szakirodalomban fellelhető közelítő görbék és a hozzájuk tartozó paraméterkészletek minél szélesebb választékát próbáljuk biztosítani, illetve ezeket a paramétereket könnyen mérhető talajtulajdonságokból számítani.

- Az előforduló talajok tulajdonságai:
 - porozitás
 - a szilárd váz összenyomhatósága
 - makrodiszperzió-tenzor
 - * transzverzális együttható
 - * longitudinális együttható
 - telített hidraulikai vezetőképesség

- hidraulikai vezetőképesség más adatok függvényében
 - * telítetlen vezetőképesség (pl. Maulem paraméterekkel)
- telítettség és hidraulikai potenciál összefüggése (pl. Gardner paraméterekkel)
- az $(\epsilon - h)$ és $(K - \epsilon)$ görbék paraméterei helyett megadható a szemcsefrakció-összetétel, szervesanyag-tartalom, térfogattömeg (lásd 2.2.3).
- A szennyezőanyagok tulajdonságai:
 - bomlási ráta
 - sűrűség
 - viszkozitás
 - adszorpciós izotermák (Henry, Langmuir vagy Freundlich paraméterekkel).

2.6.3. Lokális és geometriai adatok

Az áramlást, transzportot meghatározó egyéb adatok a tér pontjaihoz köthetőek. Itt egyrészt a talajgeometriáról, vagyis talaj- és kőzetrétegek, valamint egyéb tereptárgyak elhelyezkedéséről van szó. Mivel ezen adatok felmérése fúrásos módszerrel történhet, a réteghatárok egyes pontjai lesznek adottak. Ez jól megfelel a végeelem-modell adatigényének, amennyiben biztosítjuk azt, hogy a pontok által meghatározott réteghatár-felületekre illeszkedjenek a végeelem-háló elemei, vagyis ne legyen a talajtípus szempontjából inhomogén elem. Másrészt a számított változókat, vagyis a hidraulikai potenciál és a szennyezőanyag-koncentrációk kezdeti értékeit, valamint a szükséges peremfeltételeket is a háló elemeihez kell csatolnunk. Mivel ezek az adatok többnyire mérési pontokban állnak rendelkezésre, szintén jól illeszkednek a modellbe. A lokális adatok leírása tehát egy térbeli ponthalmaz, és az abban felsorolt pontokhoz kapcsolódó talajgeometriai és transzport-adatok, illetve idősorok megadását igényli.

A lokális adatok a következőképpen csoportosíthatók.

- Végeelemek megkívánt mérete.
- Talajtípus, talajréteg-határok.
- A talajvíz szivárgására vonatkozó adatok:
 - kezdeti víztartalom, talajvízszint
 - peremfeltételek
 - * források és nyelők
 - * beszivárgás, beáramlás, kiáramlás a vizsgált térrész határfelületein
 - * ismert, kötött hidraulikai potenciál-értékek.

- A szennyezőanyag áramlására vonatkozó adatok, anyagonként:
 - kezdeti koncentráció-eloszlás
 - peremfeltételek
 - * források
 - * ismert, kötött értékek.

A program a bemeneti pontokból háromdimenziós Delaunay végeselem hálót állít elő. A felbontás az alkalmazott javító algoritmusoknak köszönhetően illeszkedni fog a réteghatárookra, követi a lokális pontossági kritériumokat, illetve kedvező tulajdonságú bázisfüggvényeket implikál. A hálóra felírt egyenleteket a Galjorkin módszerrel oldjuk meg. Tekintve, hogy a program platformfüggetlen, megfelelő számítási kapacitás esetén az algoritmus tetszőlegesen bonyolult feladatokra is alkalmazható.

2.6.4. Számított értékek

A számítás eredményeképpen a hidraulikai potenciál és az anyagkoncentrációk a végeselem háló csúcsaiban, az áramlási sebességek és anyagfluxusok pedig elemenként, minden számítási időlépcsőre rendelkezésre állnak. Nagy súlyt helyezünk arra, hogy ezek az eredmények három dimenzióban, folytonos megoldásként megjeleníthetők legyenek. Alapvető szempont, hogy a vizualizációt az adatfeldolgozás eszközeinek tekintjük, tehát nem az a cél, hogy a kiszámított értékek tömkelegét maradéktalanul a képernyőre vigyük, hanem az, hogy a felhasználó a saját kérdéseire interaktív módon kaphasson választ.

Minden tudományos célú számítás eredményeit értékelni kell valamilyen módon. Ez egy szinten elvégezhető a számszerű adatok tanulmányozásával vagy elemzésével. Előfordulhat az, hogy csak arra kíváncsi a szimuláció futtatója, hogy egy bizonyos pontban mi lesz a szennyezőanyagok koncentrációjának legnagyobb mértéke. Az ilyen eset azonban viszonylag ritka. Ha egy konkrét kérdés megválaszolása volt is a cél, az eredmények egészét érdemes felhasználni ahhoz, hogy a folyamatokat áttekinthető módon lehessen nyomon követni, és így az eredeti kérdésvetésben esetleg nem figyelembe vett, nem várt hatásokat is fel lehessen fedezni. Különösen fontos ez akkor, ha a modell holisztikus szemléletű vizsgálat céljait szolgálja, és az egyes számszerű értékek mellett a minőségi jellemzők is jelentőséggel bírnak. Ahhoz tehát, hogy a modelltől számított eredményt hatékonyan lehessen felhasználni, azt az emberi elemző számára befogadhatóvá kell tenni.

A végeselem módszerrel végzett számítások eredménye számtalan rácsponthoz és elemhez rendelt skalár és vektoros adatok idősora. Ez hatalmas mennyiségű, emberi értékelésre kevésbé alkalmas, nem szemléletes formában rendelkezésre álló

információt jelent. A megjelenítés feladata ezért messze túlmutat azon a célon, hogy a látványos és kényelmes programfelületet biztosítsunk. A vizualizáció önmagában egyfajta adatfeldolgozás, az információhalmaz lényeges aspektusainak kiválasztása. Az elemzésben az emberi felfogóképesség, figyelem jelenti a szűk keresztmetszetet, és az adatok képernyőre vitele közben pontosan az a cél, hogy a túl sok, viszonylag kevés hasznos információt hordozó adat helyett kevesebb, a lényegi információt tartalmazó, könnyen felfogható adatot tárjuk az elemzést végző ember elé.

2.7. Összefoglalás

Célunk egy olyan számítógépes modell megalkotása volt, amellyel a víz és a benne oldott szennyezőanyagok mozgását a két- és háromfázisú talajban egyaránt követni és előre jelezni tudjuk. A modell bemenő paramétereiként a talaj egyes tulajdonságaira és a szennyezőanyag egyes paramétereire van szükségünk. A modell használata során a kapilláris vezetőképesség kiszámításához több módszert is igénybe vehetünk. Vízben oldódó, összetett reakciókban nem résztvevő, és a talaj áteresztő képességét nem befolyásoló szennyezőanyagokra működő implementációt hoztunk létre. A többi – a környezetszennyezésben egyébként jelentősebb szerepet játszó – szennyezőanyag transzport modelljében az anyag további kémiai paramétereinek ismeretére is szükségünk lesz. A szerves és szervetlen vegyületekkel végzett kísérletek egyenlőre nem tudnak általános érvényű következtetéseket – nemhogy konkrét paramétereket – megadni a vegyületek hidraulikus vezetőképességére gyakorolt hatásával kapcsolatban. Különösen nehéz akár csak tendenciákat is adni a vezetőképesség változásáról abban az esetben, ha több fajta szennyeződés éri egyidejűleg a talajt.

A következő feladatunk a modell verifikálása, azaz egy már megtörtént szennyeződés-terjedés mért eredményeinek összevetése az általunk megalkotott modell által kiszámolt 3 dimenziós terjedéssel.

Az alkalmazott jelölések

∇	$\left(\frac{\partial}{\partial x} \frac{\partial}{\partial y} \frac{\partial}{\partial z} \right)$
A^T	A transzponáltja
\otimes	mátrixszorzás
b_1, b_2	Freundlich paraméterek (1)
C	szennyezőanyag-koncentráció (ML^{-3})
A_C	szennyezőanyag-transzportra vonatkozó A mennyiség

f_r	viszkozitási együttható, relatív viszkozitás (1)
g	a gravitációs gyorsulás (LT^{-2})
h	hidraulikai potenciál (L)
I	egységmátrix (1)
j	anyagfluxus
j_C	szennyezőanyag-fluxus ($ML^{-2}T^{-1}$)
k_1, k_2	Langmuir paraméterek (1)
k	a sűrűlási feszültség-tenzor inverze (L^2)
K	a hidraulikai vezetőképesség, vízáteresztő képesség, permeabilitás (LT^{-1})
K₀	a telített talaj hidraulikai vezetőképessége, permeabilitása (LT^{-1})
K_{kapillris}	kapilláris vezetőképesség
$L(\Psi)$	a Ψ -re megoldandó egyenlet
M_C	a szennyezőanyag tömege (M)
f	az anyag belső keletkezésének üteme
Q	anyagbevitel üteme
Q_p	vízbevitel üteme (MT^{-1})
Q_C	szennyezőanyag-forrás hozama ($ML^{-3}T^{-1}$)
r_C	a szennyezőanyag-mennyiség autonóm változása ($ML^{-3}T^{-1}$)
v	a talajvíz áramlási sebessége (LT^{-1})
γ	a víz összenyomhatósága (L^{-1})
ε	a talaj víztartalma (1)
ε_0	a telített talaj víztartalma, a talaj porozitása (1)
ε_r	a talajból nem távozó maradék víztartalom (1)
κ	a talaj szilárd vázának összenyomhatósága (L^{-1})
χ	adszorpciós izoterma (1)
χ_H	Henry adszorpciós izoterma (1)
χ_L	Langmuir adszorpciós izoterma (1)
χ_F	Freundlich adszorpciós izoterma (1)
μ	viszkozitás ($ML^{-1}T^{-1}$)
μ_0	referencia-viszkozitás ($ML^{-1}T^{-1}$)
Ψ	a mérlegben potenciál; C vagy h helyett szerepel
\mathfrak{R}	adszorpciós ráta, megoszlási tényező (1)
\mathfrak{R}_d	derivatív megoszlási tényező (1)

ρ	sűrűség (ML^{-3})
ρ_0	referencia-sűrűség (ML^{-3})
A_p	talajvíz-szivárgásra vonatkozó A mennyiség
σ	hidraulikai feszültség ($ML^{-1}T^{-2}$)
σ'	a belső súrlódásból származó feszültség ($ML^{-1}T^{-2}$)
$\sigma^{\text{felületi}}$	a folyadék-talaj kölcsönhatásból származó feszültség ($ML^{-1}T^{-2}$)
Θ	relatív sűrűség, súly-faktor (1)
ϑ	a szennyezőanyag kémiai bomlásának rátája (T^{-1})
ξ	a gravitációs irányvektor (L)

\ddots	Ψ	Υ	Φ	Γ	Ξ	Q
Szivárgás	h	S	0	$\mathbf{K}f_\mu$	0	$Q_p + \nabla \cdot (\mathbf{K}f_\mu \Theta \xi)$
Transzport	C	\mathfrak{R}_d	$\varepsilon\nu$	$\varepsilon\mathbf{D}$	$\varepsilon Q_p + \mathfrak{R}\vartheta$	Q_c

3

Tér-idő mintázatok szerepe a természetvédelmi szempontú állapot-értékelésben

Pestiné Rácz Éva Veronika

3.1. Mintázatok és modellek

A körülöttünk lévő világ megértése az univerzum léptékétől a molekuláris folyamatokig egyaránt a térben és időben változó mintázatok szabályszerűségeinek feltáráshoz kapcsolódik. Ha a természet bármely mintázatára meg tudnánk mondani, hogy (meghatározott körülmények között) hová vezet néhány perc, nap, év vagy évszázad leforgása alatt, akkor képesek lennénk minden folyamat és tetszőleges beavatkozás következményeinek pontos előrejelzésére.

Az elmúlt évtizedekben a természettudományok legkülönbözőbb területén egyre több kutató fordult a mintázatok vizsgálatára (Wolfram, 2002) és (Czárán, 1998). A különböző skálákon vizsgált mintázatok megértése az ökológiában is kulcskérdéssé vált (Levins, 1969). Új tudományterületek születtek kifejezetten mintázatok vizsgálatára, mint például a folszerűen elhelyezkedő élőhelyek együttesét vizsgáló metapopuláció biológia (Hanski, 1999) vagy a térbeli mintázatok és folyamatok tájszintű leírásával foglalkozó, a természetföldrajz és az ökológia kölcsönhatásából a technikai fejlődés eredményezte új módszerek (pl. távérzékelés, GIS ... stb.) által katalizálva kibontakozó tájökológia (Turner et al., 1999). Az új (sub)diszciplínák születésével párhuzamosan a már tradicionálisnak tekinthető területek fő csapásvonalában is kimutatható a térbeliség megjelenése, egyre fontosabbá válása (Czárán, 1998).

A természetes életközösségek vizsgálata – különösen megőrzés, fenntartás céljából – elképzelhetetlen az emberi eredetű hatások figyelembevétele nélkül. Még az ember által nem lakott, háborítatlan trópusi területekre is jelentős befolyással bír a levegőszennyezés, az ózonlyukak következtében megnövekedett UV sugárzás és a szintén nagymértékben emberi hatások által generált globális klímaváltozás. Közép-Európában a természetesnek tekinthető életközösségek – amelyek valójában az elmúlt egy-két évezred emberi tevékenységének a természettel való kölcsönhatásának eredményeként alakultak ki – kiemelten fontos meghatározó tényezője az emberi tájhasználat és a különböző tevékenységek hatására bekövetkező élőhelyvesztés (esetleg kialakítás, helyreállítás). Az elmúlt évtizedekben egyre inkább világgossá vált a természet és az emberi társadalom igényei összehangolásának szükségessége ill. ennek problémái, valamint a megoldás sürgőssége. Ehhez azonban egyaránt meg kell értenünk az ökológiai rendszerekben zajló folyamatokat és az emberi tevékenységek ezekre gyakorolt hatását.

Az ökológiai rendszereken végrehajtott beavatkozások jóval kevésbé megfordíthatóak mint az épített környezetben végrehajtott változtatások. Például infrastrukturális elemek eltüntetése, más helyen való létrehozása csupán pénzkérdés, viszont egy feltört ősgyep vagy kivágott esőerdő helyreállítása akadályokba ütközik. Az ökológiai rendszereken végzett beavatkozásokat ezért egyszerűnek, megismételhetetlennek és visszafordíthatatlannak tekintjük – legalábbis tájleptékben. Ha tehát szeretnénk megtudni, hogy számos lehetőség közül melyik a legjobb, vagy éppen több beavatkozás közül melyik a legkevésbé káros az ökoszisztémára nézve, nincs lehetőségünk arra, hogy az összes lehetőséget kipróbáljuk. A rendszer tulajdonságaira vonatkozó adatok és a rendszerben lejátszódó folyamatok ismerete alapján létrehozott modellekkel azonban szimulálhatók az egyes alternatívák. Rövid idő alatt becsülhetők évtizedes, évszázados távlatokban bekövetkező változások.

A tér-idő folyamatok modellezésére számos (matematikai) eszköz használatos. Ezek egy lehetséges csoportosítását mutatja az 3.1. táblázat, néhány modellcsaládot példaként besorolva.

3.1. táblázat. Tér-idő modellek csoportosítása

IDŐ \ TÉR	Diszkrét	Folytonos
Diszkrét	sejtautomaták	differencia egyenletek
Folytonos	IPS ¹	parciális differenciálegyenletek

¹ Interacting Particle Systems (Durrett and Levin, 1994)

Az alkalmazásoknak megfelelően a modellek egy része a teret összefüggő, megszámlálhatatlan sok pontból, részből vagy élőhelyből álló sokaságnak tekinti (térben diszkrét modellek), míg más modellcsaládokban a vizsgált élőhelyfoltok száma véges, sokszor meghatározott (térben diszkrét modellek). Hasonlóan a rendszeridő is tekinthető folytonosnak vagy diszkrétnek.

Első megközelítésben a diszkrét, „gongütésszerűen ugró” rendszeridő idegenek tűnik számunkra, belegondolva azonban, hogy a tájat, az életközösséget meghatározó növénytakaró – amely egyébként a természetvédelmi szempontú állapot-értékelés legfontosabb pillére – számára az évszakok váltakozása jelenti a leginkább érzékelhető időskálát, ez a diszkrét idő valóban reális. Növénypopulációk, -közösségek vizsgálatára gyakran használnak térben és időben egyaránt diszkrét modelleket. A tér diszkrét volta az egyedek, populációk vagy élőhelyfoltok véges száma miatt magától értetődő. Az idő-diszkrétizációt a fent említett okokon kívül az is indokolja, hogy a gyűjthető és rendelkezésre álló adatok szintén időben diszkrétek. A továbbiakban ilyen modellek egy típusával, a sejtautomatákkal foglalkozunk, illetve azok, a természetvédelmi szempontú állapot-értékelés vonatkozásában érdekes tér-idő mintázatok vizsgálatában való alkalmazásaival.

3.2. Sejtautomaták – egy hatékony eszköz a mintázatok vizsgálatára

A sejtautomaták az elmúlt évtized tér-idő modellezésre legszélesebb körben használt és legsikeresebb módszerei. Nemcsak egyedek, populációk és társulások térbeli modellezésben, hanem intraindividuális szintű (élettani, biokémiai) vizsgálatokban, molekuláris és részecskék szintjén zajló kémiai és fizikai (Wolfram, 1986), sőt szocioökonómiai folyamatok megértésében is jelentős eredményekkel járultak hozzá a tudomány fejlődéséhez. Széleskörű alkalmazásainak sikere minden bizonnyal abban rejlik, hogy szemben a differenciálegyenlet(rendszerek)kel, nem globális, – az egész modellezendő rendszerre vonatkozó – törvényszerűségeken alapul, hanem lokális kölcsönhatásokra építve következtet a rendszer globális viselkedésére. Az ebben rejlő lehetőségeket Neumann János már akkor megérezte, amikor az első sejtautomata kidolgozásán fáradozott (Burks, 1970; Neumann, 1966). Tudta, hogy a sejtautomaták a természet megértésében fontos szerepre hivatottak. A sejtautomata szimulációnak, mint a természettudományos vizsgálódás új módszerének csupán a számítógépek fejlődése és elérhetősége szabott határt – egy ideig. A sejtautomaták napjaink hatékony eszközei, amelyek a tudományos alap kutatáson kívül számos gyakorlati alkalmazásban is nélkülözhetetlenek. Segítségükkel úthálózatokat terveznek, áramlási folyamatokra, növény- és állatpopulációk, valamint betegségek

terjedésére adnak előrejelzést (Gaylord and Nishidate, 1996; Campari and Levi, 2002).

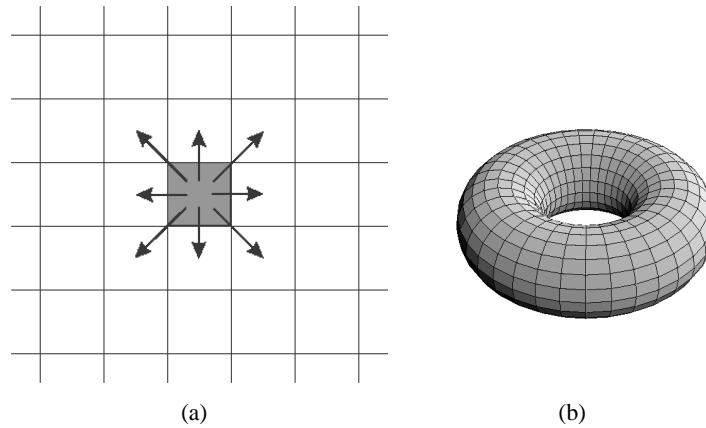
A sejtautomata $\mathcal{A} = \langle L, S, \rho, f \rangle$ az alábbi részekből épül fel; sejtter L , amelyen adott egy szomszédsági reláció ρ , állapothalmaz S és a lokális átmenetfüggvény (vagy átmenetszabály) f . A sejtter egy n -dimenziós rács (általában kétdimenziós esetleg egy- vagy háromdimenziós legtöbbször négyzet- vagy hatszögrács). A leggyakrabban használt szomszédsági relációk kétdimenziós négyzetrácson az ún. Neumann-féle (É, K, D, NY) és az 3.1(a). ábrán látható Moore-féle szomszédság, amely a négy fő égtáj mellett a négy mellékégtájat is figyelembe veszi. A sejtter minden eleme (cellája) a diszkrét idő minden lépésében az állapothalmaz valamely elemének megfelelő állapotban van: $s_t(x) \in S$ ($t = 0, 1, 2, \dots$). A cella következő időpillanatbeli $s_{t+1}(x)$ állapotát az f átmenetszabály határozza meg a cella és szomszédainak állapota alapján:

$$s_{t+1}(x) = f(s_t(x), \{s_t(y) : (x, y) \in \rho\}). \quad (3.1)$$

Ez az átmenetfüggvény lehet determinisztikus vagy sztochasztikus, a modellel szemben támasztott elvárásoknak megfelelően. Az átmenetfüggvény alkalmazható a sejtter minden elemére egyszerre (szinkron átmenet), vagy aszinkron módon (akár szabályszerűen végigmenve a sejtteren vagy véletlenszerűen). Nagyobb időléptékű, növényekre vonatkozó modellekben gyakran használunk szinkron átmenetet, ami mögött az a feltételezés húzódik meg, hogy a növények az éves ciklusban nagyjából egyszerre csíráznak ki ill. hoznak termést. Számos esetben a sejtterben játszódó folyamatokról nem feltételezhető, hogy egyszerre zajlanak, ekkor célszerűbb aszinkron átmenetű modelleket használni. Az általunk vizsgált modellek Moore-féle szomszédsággal rendelkező, véges négyzetrácson definiált sztochasztikus sejtautomaták szinkronizált átmenettel és periodikus peremfeltételekkel. Ez utóbbi azt jelenti, hogy a sejtter topológiailag nem egy papírlapra, hanem egy gumitömlőre hasonlít (tórusz), ld. 3.1(b).

3.3. Az élőlények tér-idő mintázatának vizsgálata

Az élőlények térbeli mintázatán az egyes fajok egyedeinek jelenléti mintázatát értjük, amit természetesen mindig adott térskálán vizsgálunk. A megfelelő skála kiválasztása az ökológia egy fontos kérdése, amelyre nincsenek minden esetre egyformán alkalmazható válaszok (Turner et al., 1999). A vizsgálatok során levont következtetések is skálafüggők, mind elméleti, mind kísérleti eredmények esetén. Ezért sajnos az esetek nagy részében az egyik léptékben nyert eredményeket csak korlátozottan lehet alkalmazni más skálákra.



3.1. ábra. A Moore-féle szomszédság reprezentációja négyzetrácsos sejttérben tórusz topológiával: (a) egy adott cella nyolc szomszédja a négy fő- és négy mellékégtáj irányában helyezkedik el; (b) tórusz

Az élőlények térbeli mintázata állandóan változik, részben természetes ökológiai folyamatok, részben pedig az emberi tevékenységek direkt vagy közvetett hatására. A természetvédelmi célú állapot-értékelés feladata ezen mintázatváltozás leírása oly módon, hogy következtetéseket lehessen levonni az élőlények környezetiükre való visszahatására ill. előrejelzéseket lehessen tenni a mintázatok jövőbeni alakulására. Ennek megfelelően az élőlények tér-idő mintázatának adekvát modelljére van szükség. A modell létrehozásánál két dolgot kell szem előtt tartanunk. Egyrészt nem ismerjük az élővilágban (és a környezetében) lejátszódó folyamatok teljes tárházát, sem az összes emberi tevékenység közvetlen és közvetett hatását az élővilágra. Másrészt az ilyen ismereteink mennyisége mérhetetlenül meghaladja az egy kezelhető modellbe beépíthető jelenségek körét. A modellépítésnek azt az útját követjük, amelyben egy egyszerűbb alapmodellből kiindulva, újabb részleteket beépítve igyekszünk viszonylag általános érvényű következtetéseket levonni, egyre pontosabban.

Az élőlények tér-idő mintázatát meghatározó legfontosabb folyamatok hatását vizsgáljuk, az egyszerűség kedvéért először egyetlen fajra, majd két faj versengésre.

3.3.1. Élőhelypusztulás és az invazív fajok

Az élőlények térbeli mintázatát legdrasztikusabban és leginkább szembetűnő módon befolyásoló hatás az élőhelypusztulás (Standovár és Primack, 2001). Az emberi

társadalom egyre nagyobb területet követel. Ezzel párhuzamosan az emberiség által használt területek egyre kevesebb élőlény számára maradnak akárcsak korlátozott mértékben is használhatók.

Az élőhelypusztításnak elsődleges következményén – az érintett területek használhatatlanná válásán – kívül másodlagos hatásai sem elhanyagolhatók. A „természtől elvett” területdarabok diszkontinuitása miatt a még érintetlen területek felszabdalódnak, ezáltal megnövekszik a használhatatlan területekkel határos részük. Ezek a határterületek számos faj számára nem egyenértékűek a belső területekkel. A fragmentáltság növekedésével keletkeznek olyan darabok is, amelyek ugyan minőségükben megfelelőek volnának, de méretük nem elegendő egy életképes populáció eltartásához. A hasznos terület nagyságának csökkenése így nagyobb, mint az elvett területek nagysága.

A határterületek mennyiségének növekedése befolyásolja a populációk közötti kölcsönhatásokat is. A határterületek gyakran alkalmasak a gyom jellegű, a parazita fajok megtelepedésére, túlszaporodására, ami súlyos kárt tehet az eredeti életközösségben.

A természetvédelmi biológia szakembereinek többsége egyetért abban, hogy az élőhelyvesztés mellett a biológiai sokféleségre a legnagyobb veszélyt az invazív fajok jelentik (Allendorf and Lundquist, 2003). Ezek a fajok – akarattal, vagy sok esetben az ember minden igyekezete ellenére, de minden esetben emberi „segítséggel” – eredeti élőhelyüktől távoli területekre eljutva, ott rendkívüli mértékben elszaporodva kiszorítják a hasonló igényű bennszülött fajokat. Bár a legismertebb esetek az Amerikába és Ausztráliába behurcolt fajok által okozott súlyos károkról szólnak, az invazív fajok világszerte komoly problémát jelentenek (Pimentel et al., 2000; Pimentel et al., 2001). A világ összes védett fajának mintegy 80 %-át elsősorban a behurcolt idegenhonos fajok veszélyeztetik. A különböző invazív fajok évről évre jelentős gazdasági és természetvédelmi kárt okoznak Európában is. Magyarországon például a korábban behurcolt bálványfa (*Ailanthus altissima*), a fekete fenyő (*Pinus nigra*) (Bartha, 2000; Priszter, 1997) és a látványosan végigvonuló selyemkóró (*Asclepias scyriaca*) jelenleg is több nemzeti parkban súlyos problémát jelent. A vizeinkben élő, a Fekete- és a Kaszpi-tengerbe ömlő néhány folyóban őshonos vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) által a vízben lévő tárgyakon (hajókon, stégekben, csövekben . . . stb.) okozott gazdasági kár több milliárd Ft-ban lenne mérhető, emellett természetesen a vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatása is szembetűnő.

Az invazív fajok visszaszorításának lehetőségei a természetvédelem egyik legnagyobb kihívása. Különösen az Amerikai Egyesült Államokban rendkívüli erőfeszítéseket tesznek a terjedő idegen fajok kiirtására, visszaszorítására. Annak ellenére,

hogy ma már sok kötetnyi ismeret áll rendelkezésünkre az invazív fajok különböző biológiai sajátosságairól, meggyőző evolúciogenetikai magyarázatok születtek a terjedés alátámasztására, mégis a betolakodók megállítására tett kísérletek csak az esetek kis hányadában – mintegy 20 %-ában – vezettek eredményre.

Az invazív fajok terjedésének sejtautomata modellje

Az invazív fajok visszaszorításának elméleti lehetőségeit vizsgáltuk a 3.2. fejezetben bemutatott sejtautomata modellek segítségével (Rácz and Karsai, 2003b; Rácz and Bulla, 2003). Az vizsgált területet reprezentáló sejtterén Moore-féle szomszéd-ságot és két lehetséges állapotot (ti. üres (0) és a faj által elfoglalt (i)) feltételezve az alábbi szabályokkal leírt átmenetfüggvényt definiáltuk.

- Egy elfoglalt cella a kihalási rátának (e) megfelelő valószínűséggel válik a következő időlépésre üressé.
- Annak a valószínűsége, hogy egy üres cella a következő időpillanatra a faj által elfoglalttá válik (C) függ az elfoglalt szomszédos cellák számától és a (fajra jellemző) kolonizációs rátától.

Ez a szabály a Levins-féle klasszikus metapopuláció modellen (Levins, 1969) alapul. Az eredeti modell végtelensok egyforma habitat foltot feltételez, ezek elfoglaltságát vizsgálja folytonos időben. Az elfoglalt foltok aránya (p) az alábbi differenciál-egyenlet által leírt módon változik:

$$\frac{dp}{dt} = c p(1 - p) - e p, \tag{3.2}$$

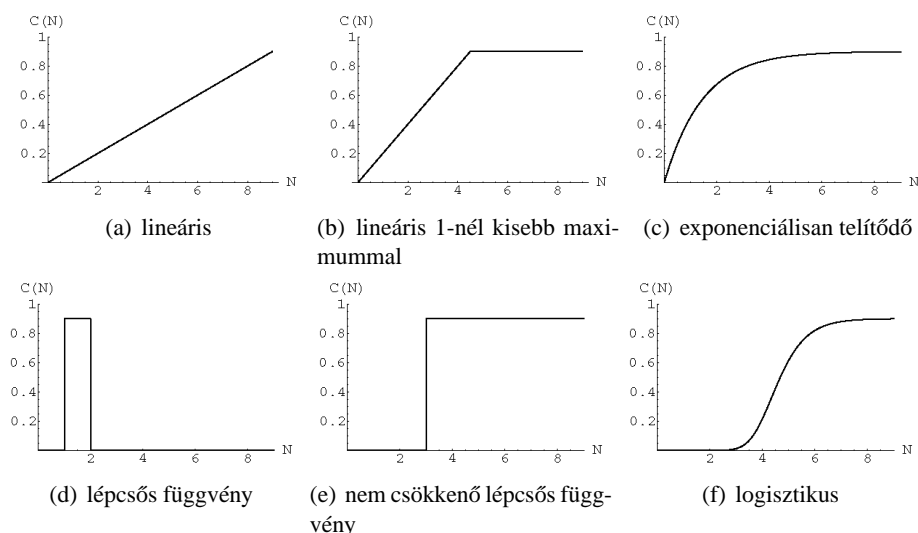
amelyben a kolonizáció arányos az elfoglalt és az üres foltok arányával, $p(1 - p)$ -vel, a kihalás pedig magával a foglalt foltok p arányával. A faj kolonizációs és kihalási rátáját rendre c és e jelöli.

A modell sejtautomata változatában a globális kolonizációs ráta helyett lokális kolonizáció-függvényről beszélhetünk, amely függ a faj terjedőképességét jellemző kolonizációs rátától és a lokális denzitástól, (azaz az elfoglalt szomszédos foltok számától – ezt N_s -el jelöljük). A szimulációkban többféle kolonizációs függvényt használunk, néhány példa a 3.2. ábrán látható.

Az átmenetfüggvény

$$\Psi(0, \mathbf{n}) = \begin{cases} 0 & P(0 \rightarrow 0) = 1 - C(N_s) \\ i & P(0 \rightarrow i) = C(N_s) \end{cases}, \tag{3.3}$$

$$\Psi(i, \mathbf{n}) = \begin{cases} 0 & P(i \rightarrow 0) = e \\ i & P(i \rightarrow i) = 1 - e \end{cases}, \tag{3.4}$$



3.2. ábra. Kolonizációfüggvények: (a) $C(x) = \min\{1; 0,1N\}$; (b) $C(x) = \min\{0,9; 0,2N\}$; (c) $C(x) = 0,9(1 - 0,5^x)$; (d) $C(x) = 0,9$ ha $1 \leq x \leq 2$, egyébként 0; (e) $C(x) = 0,9$ ha $x \geq 3$, egyébként 0; (f) $C(x) = 0,9 \left(\frac{e^{1,43x}}{100 + e^{1,43x}} \right)^5$

ahol n az adott cella szomszédságát jelöli, $P(a \rightarrow b)$ annak a valószínűségét, hogy a jelen pillanatban a állapotú folt a következő időlépésre b állapotú lesz.

A különböző irtási stratégiák a modellben kétféleképpen jelennek meg; egyrészt az invazív faj egyedeinek irtásával, területek megtisztításával a kihalási ráta növekszik, másrészt a szaporodás (termés érés) előtt elpusztított egyedek miatt a terjedőképesség is csökkenhet. Eszerint csoportosítva két kategóriát különíthetünk el:

- olyan beavatkozások, amelyek az invazív faj kolonizációját nem, vagy csak elhanyagolható mértékben befolyásolják, (pl. kései kaszálás, dominánsan ivartalanul szaporodó növények kaszálása),
- olyan kezelések, amelyek jelentősen csökkentik a faj terjedési valószínűségét.

Ettől a csoportosítástól független szempont az irtás időbeli dinamikája. Az esetek többségében az invazív fajok visszaszorítására tett intézkedések csak akkor kezdődnek, amikor a terjedő faj már nagy területeken feltűnő mennyiségben van jelen – ezeket az eseteket *későn induló beavatkozásnak* nevezzük.

Annak ellenére, hogy számos esetben az adventív faj egy adott területen való megjelenésekor már más régiókban való gyors elszaporodása és kártétele ismert,

mégis viszonylag ritkán kezdődik el a visszaszorításra irányuló tevékenység röviddel az idegenhonos faj megjelenése után – ekkor *korai beavatkozásról* beszélünk.

A különböző kezelési stratégiákat sejtautomata modellünkbe időben változó kihatási ráták és kolonizációs függvények segítségével építettük be.

A kolonizációt nem befolyásoló kezelések. A kolonizációt (kolonizációs függvényt) nem befolyásoló kezelések csupán a kihalás valószínűségét növelik meg. A sejtautomata modellben a konstans kihalási ráta helyett időben változó kihalási rátát tekintünk ($e(t)$) a különböző irtási stratégiáknak megfelelően.

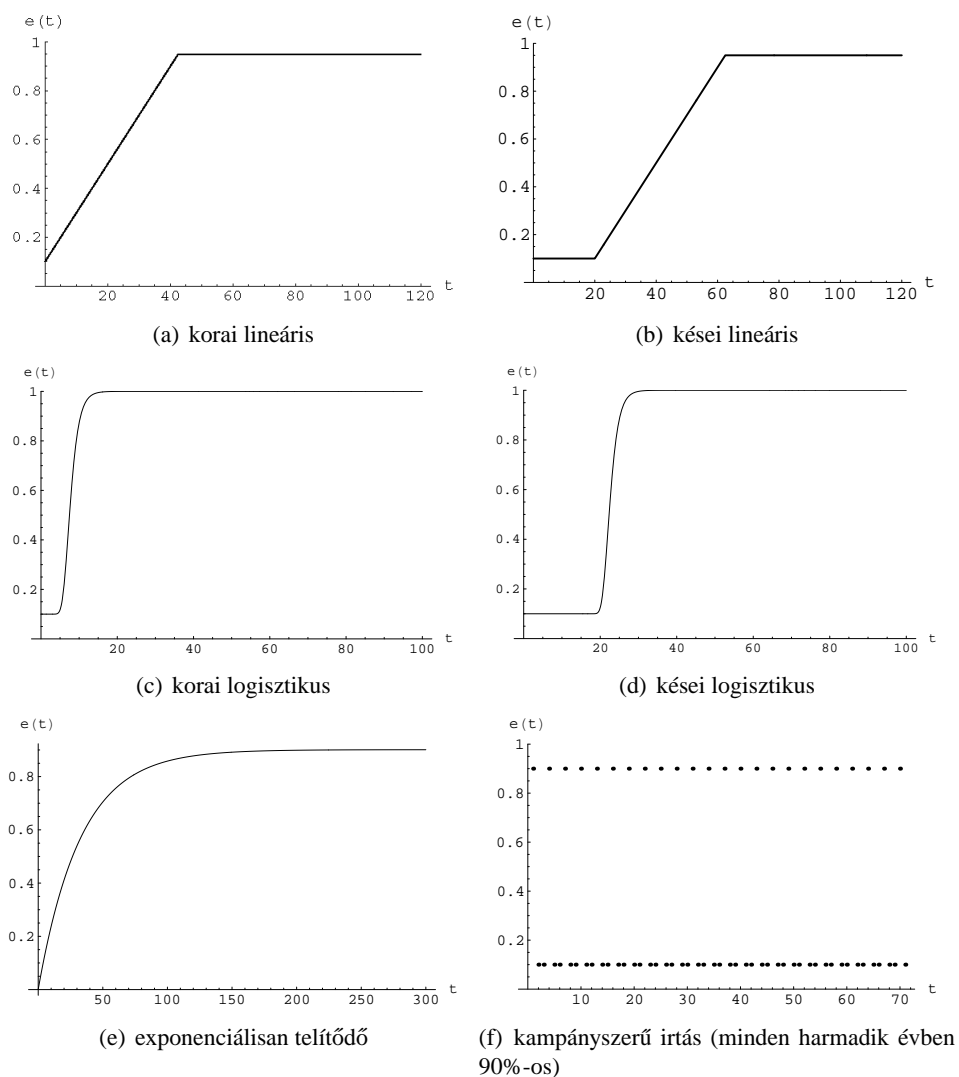
Megvizsgáltuk a különböző (lineárisan növekvő/csökkenő, exponenciálisan telítődő) függvényeket és összehasonlítottuk a konstans és rendszeres időszakonként (pl. minden második, harmadik évben) fellépő irtással. A 3.3. ábra az alkalmazott kihalásfüggvények közül mutat be néhány példát.

Szimulációs eredményeink alapján megállapítottuk, hogy nincs markáns különbség a különböző kihalásfüggvényt tartalmazó modellek között (3.4. ábra). A kezelés dinamikája sem befolyásolja jelentősen az invazív faj hosszútávú egyensúlyi borítását, tehát nem sokat segít az sem, ha hamar kezdjük el az irtást. Ha a terjedő faj kolonizációs képessége megfelelően magas, akkor még a 95%-os hatékonyságú irtás sem elegendő annak megállítására. Évről évre hatalmas befektetéssel csupán azt érhetjük el, hogy az egyensúlyi egyedszámot valamelyest csökkentjük.

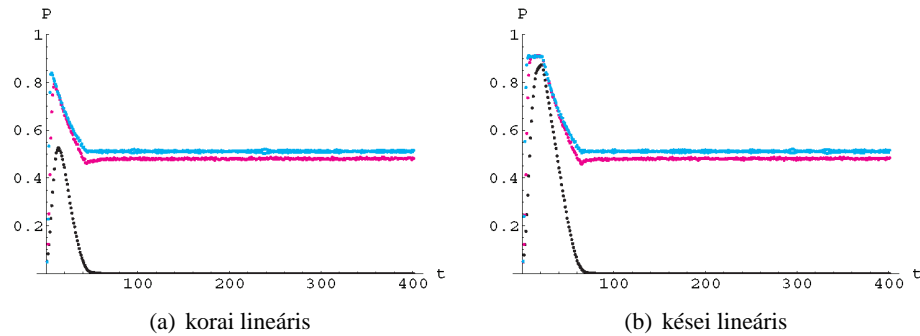
A faj terjedési képességét befolyásoló kezelések. Az invazív faj kiirtása érdekében végzett kezelések gyakran csökkentik annak kolonizációs sikerét. A terjesztőképletek (pl. magok, gyöktörzs, lárvák . . . stb.) elpusztítása csökkenti annak a valószínűségét, hogy a következő évben az adott helyen és annak környékén előfordul a faj. Az ilyen beavatkozások sokkal sikeresebbek, amit az a szimulációs kísérletekből is kitűnik (3.5. ábra). Ebben az esetben mind ökológiai, mind gazdasági szempontból messze nem mindegy, hogy a kezelést mikor kezdik el. A későn kezdett beavatkozás esetén a kezelés előtti szakaszban a területen igen nagy egyedsűrűséget ér el a megfékezendő faj, ami nemcsak a kezelés költségét növeli meg, de az ökoszisztémában okozott kárt is (beleértve az idegen faj által közvetlenül okozott kárt és a kezelés mellékhatását is).

3.3.2. Két faj versengése

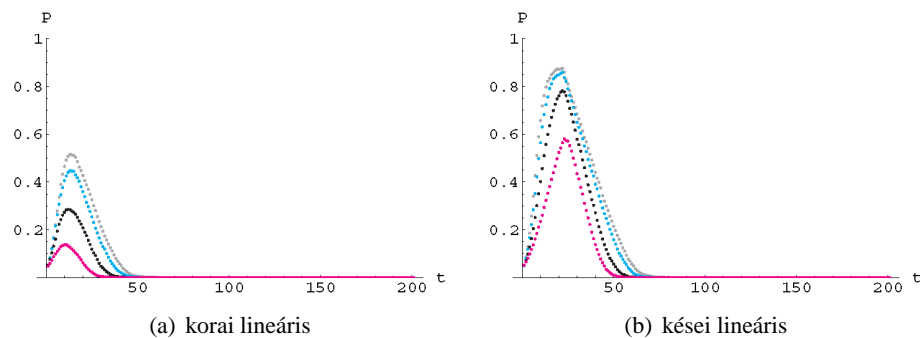
Az emberi tevékenységek közvetlenül és közvetve hatnak az ökoszisztéma folyamataira. Nemcsak az egyes fajok terjedését és azok egyedeinek fennmaradását (pusztulását), hanem a különböző fajok közötti kölcsönhatásokat is befolyásolják.



3.3. ábra. Kihalásfüggvények: (a) $e(x) = \min\{0,95; 0,1 + 0,02(x - 20)\}$; (b) $e(x) = 0,1$ az első 20 lépésben, majd (a)-nak megfelelő irtás; (c) $e(x) = 0,1 + 0,9 \left(\frac{e^{0,67x}}{5 + e^{0,67x}}\right)^{24}$; (d) $e(x) = 0,1 + 0,9 \left(\frac{e^{0,67x}}{10^5 + e^{0,67x}}\right)^{24}$; (e) $e(x) = 0,9(1 - 0,97^x) + 0,001$.



3.4. ábra. A faj által elfoglalt foltok arányának időbeli dinamikája különböző kolonizációs képességű fajokra. A kolonizációt nem befolyásoló kezelés esetén. A fekete szín $c = 0,1N_s$, a lila $c = 0,2N_s$ ill. a kék $c = 0,5N_s$ kolonizációs függvény esetén kapott eredményt jelöli. A korai és a kései beavatkozás egyformán sikertelen, kivéve ha eleve gyér a faj terjedőképessége (fekete).



3.5. ábra. A faj által elfoglalt foltok arányának időbeli dinamikája különböző csökkentett kolonizációs képességű fajokra. A szürke szín $c = 0,1N_s$, a kék $c = 0,09N_s$, a fekete a $c = 0,07N_s$ ill. a lila $c = 0,05N_s$ kolonizációs függvény esetén kapott eredményt jelöli.

Az élőhelyvesztés hatását térbeliséget implicit módon feltételező differenciálegyenlet-rendszer modellek² segítségével részletesen tanulmányozták Nee és munkatársai (Nee and May, 1992; Nee et al., 1996). Modelljeik alapján kimutatták, hogy egy gyomszerű (jó terjedési képességekkel rendelkező, de a versengésben

² ezek a modellek a (3.2) egyenlettel leírt Levins-modell általánosításai két fajra

gyengébb faj) és egy kevésbé szapora, de szuperior kompetítor faj versengése az élőhelyvesztés előrehaladtával egyre inkább a gyom jellegű faj javára dől el.

Az élőhelyfoltok használhatatlanná válását a ragadozó-zsákmány rendszerben először a ragadozó faj érzi meg, a zsákmány faj egyensúlyi denzitása a modellek egy viszonylag tág családjában sokáig nem változik, csak azután kezd el csökkenni, miután az élőhelyvesztés meghaladta azt a mértéket, amikor a ragadozó faj egyáltalán nem képes megélni.

A térben explicit sejtautomata modellek kvalitatív azonos eredményekre vezettek mind a ragadozó-zsákmány, mind pedig kompetitív rendszerben (Dytham, 1994; Rácz and Karsai, 2003b).

Két versengő faj sejtautomata modellje

Két faj versengésének tér-idő mintázatát az előző részben bemutatott sejtautomata modell általánosított változatának segítségével vizsgáltuk.

A sejteret változatlanul négyzetrácsnak tekintjük, Moore-féle szomszédsággal és tórusz topológiával. Az egyes cellák állapota két faj esetén már nemcsak kétféle lehet. Attól függően, hogy ökológiailag releváns-e két faj egy adott élőhelyfolton való együttélése, az üres állapoton kívül kettő ill. három állapotot feltételezünk. Ha a modell időléptéke megfelelően nagy, és hasonló ökológiai igényű fajok versengését vizsgáljuk, általában nem tekintjük megengedettnek a modellben egy cellában két faj együttes előfordulását, azaz csak két nemüres állapotot értelmezünk annak megfelelően, hogy melyik faj foglalja el az adott élőhelyegységet. Ennek megfelelően a lehetséges állapotokat rendre 0 – üres, 1 – egyik faj által elfoglalt és i – másik faj által elfoglalt jelöli.

Egy valamelyik faj által elfoglalt cella állapota a következő időpillanatban maradhat változatlan, lehet üres, ha kihal belőle az adott helyen élő lokális populáció, vagy amennyiben a másik faj képes felülkolonizálni³, átválthat a másik faj által elfoglalt állapotúvá. Ennek megfelelően a ψ átmenetfüggvényt az alábbiak szerint definiáljuk, $P(a \rightarrow b)$ -vel jelölve annak a valószínűségét, hogy egy a állapotú folt a következő lépésben b állapotú lesz. Egy cella szomszédainak állapotát \mathbf{n} vektor jelöli, N_1 és N_i pedig rendre a sejt azon szomszédainak a számát, amelyek 1 ill. i állapotúak.

³ Egy időegység alatt megtelepedni és kiszorítani az eredetileg ott élt fajt.

$$\psi(1, \mathbf{n}) := \begin{cases} 0 & P(1 \rightarrow 0) = e_1 \\ i & P(1 \rightarrow i) = (1 - e_1) r_i(N_i) \\ 1 & \text{egyébként,} \end{cases} \quad (3.5)$$

$$\psi(i, \mathbf{n}) := \begin{cases} 0 & P(i \rightarrow 0) = e_i \\ 1 & P(i \rightarrow 1) = (1 - e_i) r_1(N_1) \\ i & \text{egyébként,} \end{cases} \quad (3.6)$$

Ahol e_1 , e_i a fajra jellemző kihalási rátákat, és r_1 , r_i a felülkolonizáció valószínűség-függvényét jelöli.

Az üres cellák sorsának meghatározása jóval összetettebb, mint a foglalt foltoké, mivel két faj verseng értük. Akárcsak a természetben el kell dönteni, hogy melyik faj győz az egyes esetekben. Meg kell határozni, hogy adott szomszédság mellett milyen valószínűséggel fogja elfoglalni az egyik vagy a másik faj az élőhelyfoltot ill. milyen valószínűséggel marad üres. A kérdéses valószínűségek nemcsak a szomszédságban található propagulum⁴-források számától (N_1 és N_i) függenek, hanem a két faj terjedési – pl. hány alapító egyedet küld – és a kompetíciós képességétől is.

Tételezzük fel, hogy a propagulumok terjedését nem befolyásolja a másik faj⁵. Ha a rendszerben nem lenne jelen a másik faj, akkor az egyes fajok $C_1 = C_1(N_1)$ ill. $C_i = C_i(N_i)$ valószínűséggel kolonizálnák az adott üres foltot – amelynek \mathbf{n} szomszédságában N_1 ill. N_i darab az indexben jelölt faj által elfoglalt cella van. Azaz $1 - C_1$ (ill. $1 - C_i$) valószínűséggel nem foglalják el. Tehát annak a valószínűsége, hogy pontosan az 1 (az i) faj kolonizálja a foltot $C_1(1 - C_i)$ ($C_i(1 - C_1)$). Hasonlóan $(1 - C_1)(1 - C_i)$ valószínűséggel a folt üres marad.

Csak akkor van „ütközés” a két faj között, ha mindketten megtelepedtek volna a másik faj hiányában, ld. a 3.6. ábrán a kolonizációs mátrix kiemelt elemét.

Ekkor az alapító egyedek közötti versengés dönti el, kié legyen a folt. Modelünkben kompetíciós súlyfüggvényeket (w_1 és w_i) használunk a versengési képesség leírására ($w_1 + w_i = 1$). Mindezeket figyelembe véve az átmenetfüggvény az üres foltokra az alábbiak szerint definiálható:

⁴ terjesztőképlet (mag, rajzó egyedek ... stb.)

⁵ Ez számos versengő fajra feltehető, bár könnyen találhatunk ellenpéldát is; a fák nagy kiterjedésükkel megváltoztatják a mikroklimatikus szélviszonyokat, ezáltal a szél szállította magok nem jutnak olyan messzire, vagy állatok esetében, ahol a „terjedőképlet” fiatal vándorló egyedeket vagy lárvákat jelent, ezek kerülhetik a másik faj egyedeit.

		i	
		C_i	$1 - C_i$
1	C_1	$\begin{matrix} ? \\ 0 \rightarrow 1, i \end{matrix}$	$0 \rightarrow i$
	$1 - C_1$	$0 \rightarrow 1$	$0 \rightarrow 0$

3.6. ábra. A kolonizációs valószínűségek mátrixa. Az 1 faj propagulumai C_1 valószínűséggel telepednek meg az üres folton, ha a másik faj utódai nem telepednek meg itt (ennek valószínűsége $C_1(1 - C_i)$), ekkor a folt állapota 1 lesz. Előfordulhat, hogy egyik faj sem kolonizálja az élőhelyfoltot ($(1 - C_1)(1 - C_i)$ eséllyel), ekkor az üres marad. A legbonyolultabb eset, ha mindkét fajnál fennáll, hogy megtelepedne a folton, ha nem lenne a rendszerben a másik faj. Ekkor csupán a kolonizációs képesség és a szomszédság ismeretében nem dönthető el, melyik faj nyer. A versengés kimenetelét ekkor a kompetíciós súlyfüggvények határozzák meg.

$$\psi(0, \mathbf{n}) := \begin{cases} 0 & P(0 \rightarrow 0) = (1 - C_1(N_1))(1 - C_i(N_i)) \\ 1 & P(0 \rightarrow 1) = C_1(N_1)(1 - C_i(N_i)) + C_1(N_1)C_i(N_i)w_1(\mathbf{n}) \\ i & P(0 \rightarrow i) = C_i(N_i)(1 - C_1(N_1)) + C_1(N_1)C_i(N_i)w_i(\mathbf{n}) \end{cases} \quad (3.7)$$

Az alapító egyedek közötti versengést leíró függvények lehetnek például

$$w_1(\mathbf{n}) = \frac{C_1(N_1)}{C_1(N_1) + C_i(N_i)}, \quad w_i(\mathbf{n}) = \frac{C_i(N_i)}{C_1(N_1) + C_i(N_i)} \quad (3.8)$$

alakúak⁶.

A továbbiakban vizsgált modellekben feltesszük, hogy a fajok közül legfeljebb az egyik képes felülkolonizálni a másikat (azaz r_1 és r_i közül legalább az egyik 0 az (3.5) ill. (3.6) kifejezésekben). Ha $r_1 \equiv r_i \equiv 0$, felülkolonizációt nem tartalmazó (null)modellhez jutunk, ezt használjuk összehasonlítási alapul. A nullmodellben

⁶ ha $C_1(N_1) + C_i(N_i) \neq 0$, mivel azonban $C_1, C_i \geq 0$, összegük csak akkor lehet 0, ha mindkettő 0, ebben az esetben azonban nincs kolonizáció ($\psi(0, \mathbf{n}) := 0$ (3.7) egyenletben)

legtöbbször a (3.8) egyenletekkel definiált súlyfüggvényeket használjuk. A felülkolonizációt tartalmazó modellekben indokolt a versengésben domináns (másikat felülkolonizálni képes) fajról feltételezni, hogy a propagulumok közötti kompetícióban is teljes a fölénye, azaz $w_{sup} = 1$ (ill. $w_{inf} = 0$). Modellünkben az élőhelypusztulás kompetícióra való hatásának vizsgálatakor ilyen kolonizációs súlyfüggvényt használunk. Ez azonban nem analóg a nullmodellel, ezért az összehasonlításához a (3.8) súlyfüggvény-párt használjuk. (Szimulációs kísérleteink alapján kiderült, hogy a súlyfüggvények alakja nem befolyásolja jelentősen a modell viselkedését.)

Két versengő faj együttélése és az élőhelyvesztés

Az előző pontban bemutatott sejtautomata modell egy gyorsabban terjedő, de a kompetícióban gyengébb faj⁷, valamint egy lassabban terjedő, de erősebb kompetitor faj⁸ versengése esetén a Nee - May modell (Nee and May, 1992) egy térben explicit kiterjesztése, így alkalmas az élőhelyvesztés hatásának vizsgálatára (Rácz, 2000).

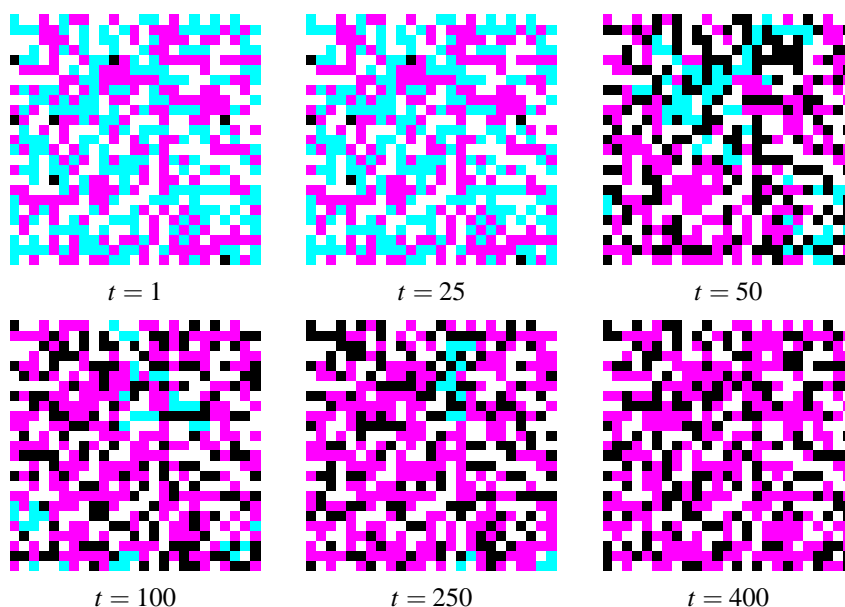
A használhatatlan foltokat egy új állapot (h) bevezetésével építjük be a rendszerbe. Ez az állapot a többivel ellentétben statikus, az ilyen foltok minden időpontban mindkét faj számára kolonizálhatatlanok maradnak: $\psi(h, \mathbf{n}) := h$. A 3.7. ábrán a sejtter egy-egy részletének random elhelyezkedésű 40%-os élőhelypusztulás esetén tapasztalt fejlődésének térbeli mintázata látható.

Szimulációs kísérleteink azt mutatják, hogy az élőhelyvesztés a versengésben előnyösebb helyzetbe juttatja a kompetitív inferior, de jobb terjedőképességű „gyom jellegű” fajt (3.8. ábra). Az élőhelyvesztés hatására növekszik a gyomok által elfoglalt foltok aránya, annak ellenére, hogy összességében kevesebb használható folt áll a két faj rendelkezésére. Ezek a természetvédelmi szempontból kevésbé értékes fajok magasabb fokú élőhelydegradációt képesek túlélni, mint kevésbé terjedő őshonos versenytársaik – amint ezt a természetben is megfigyelhetjük.

Eredményeink összhangban vannak más kutatók eredményeivel (Nee and May, 1992; Nee et al., 1996; Dytham, 1994) is. Calvin Dytham (Dytham, 1995) hasonló sejtautomata modellel összehasonlította a különböző mintázatú élőhelypusztítás hatásait. Kvalitatív hasonló adatokat kapott random, gradienses, blokkos és utakat mímelő vonalás élőhelypusztulás esetén; a terjedőképesebb faj által elfoglalt foltok száma egy ideig nő a destrukció előrehaladásával, míg a másik faj egyre kevesebb cellát képes elfoglalni. Az élőhelyvesztés mintázata azonban jelentősen befolyásolja an-

⁷ nem képes a versenytársa felülkolonizálására (inferior)

⁸ képes a másik faj felülkolonizálására (szuperior)



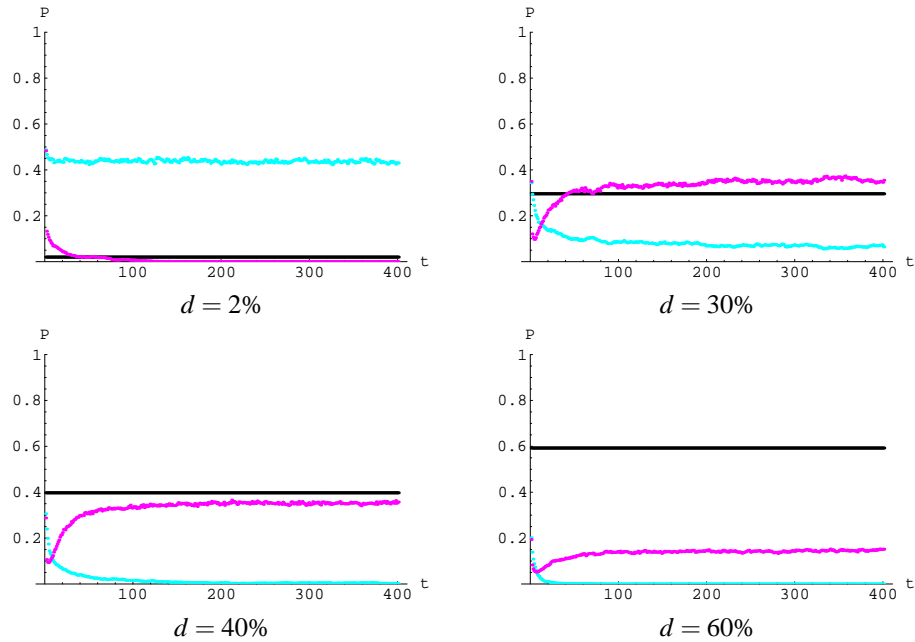
3.7. ábra. A sejtter egy 25×25 cellás részletének tér-idő mintázata. Jól látható, hogy a fehérrel jelölt használhatatlan foltok helyzete és száma nem változik. A kék szín a kompetícióban erősebb faj által elfoglalt foltokat jelöli, a lila pedig a jobb terjedőképességű faj foltjait. Az utóbbi faj kiszorítja az előbbit az idő (t) előrehaladtával.

nak hatását. Míg a random és gradienses⁹ élőhelypusztítás esetén az üres foltok száma alig változik, addig a blokkos és vonalas destrukció-növekedés az üres foltok számának folyamatos csökkenését vonja maga után. Ez utóbbi mintázatok esetén a gyom jellegű faj térhódítása kevésbé markáns és a superior versengő faj is túléli még a 75%-os élőhelyvesztést is (a random eloszlású destrukció 30-40%-os mértéke már lehetetlenné teszi a gyengébben terjedő faj fennmaradását).

A felülkolonizáció hatása

A felülkolonizációs modellt összehasonlítva felülkolonizációt nem tartalmazó modellekkel, az együttélésre vonatkozóan fontos következtetéseket vonhatunk le. Szimulációs kísérletek alapján azt mondhatjuk, hogy az együttélés feltétele, hogy legalább az egyik faj képes legyen a másikat felülkolonizálni. Ennek hiányában ugyanis

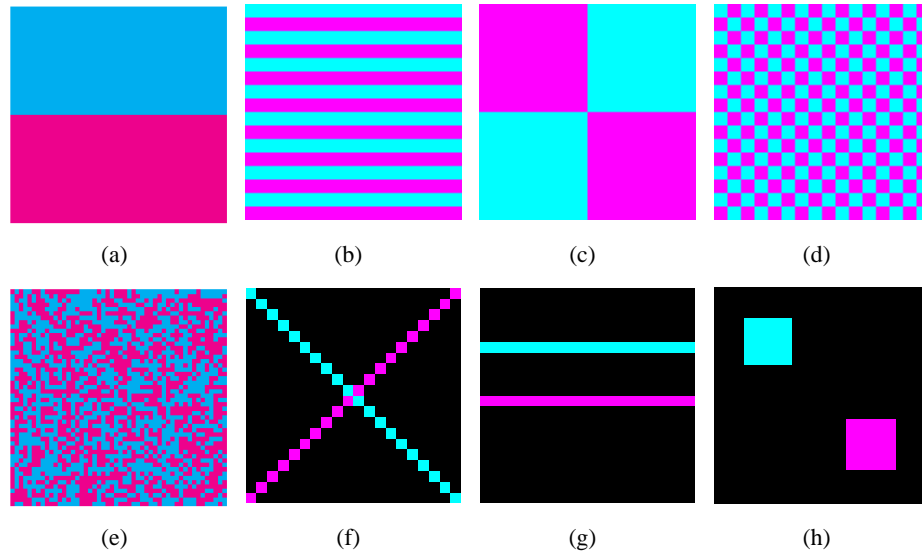
⁹ egy sávon belül egyenletes eloszlású



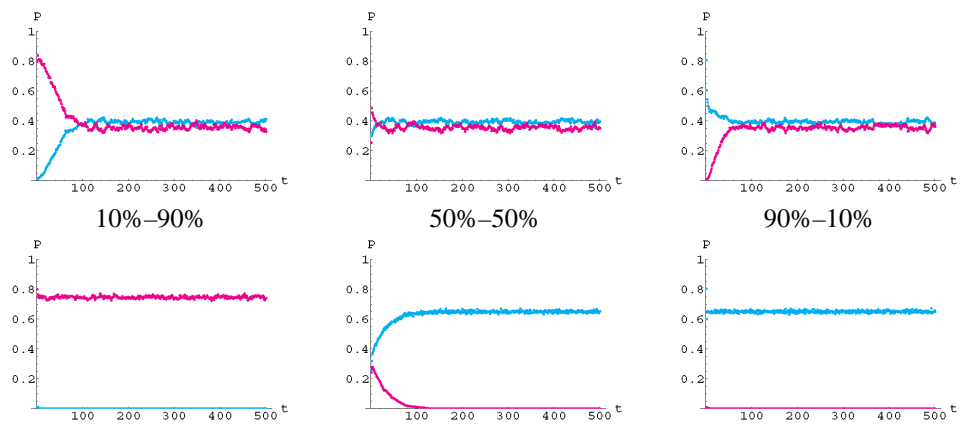
3.8. ábra. Egy versengésben erősebb és egy jobban terjedő (gyom jellegű) faj által elfoglalt foltok aránya az idő függvényében különböző élőhelypusztulási szint esetén. Az egyes grafikonok egy-egy olyan sejtterben futtatott szimuláció során számolt elfoglaltsági arányokat mutatnak, amelyekben adott mértékű az élőhelypusztulás, azaz a sejtter d %-a mindkét faj számára használhatatlan foltokból áll. Ezek helyzete véletlenszerű (egyenletes eloszlású), időben állandó. A fekete a használhatatlan foltok, a kék a superior faj által elfoglalt, a lila pedig a „gyom jellegű” faj által elfoglalt foltok arányát mutatja.

a sejtterben az azonos állapotú cellák nagyobb foltokba csoportosulnak (csomósodás), a két faj között frontvonal alakul ki. A nagyobb foltok belsejében kihalással keletkező üres helyeket mindig a területet uraló faj foglalja el, az egyes fajok által elfoglalt területek arányát érintő változás csak a frontvonalon történik. Amelyik fajnak kisebb a kihalási valószínűsége vonatkoztatott, a frontvonalon lévő várható szomszédszámhoz (ξ) tartozó kolonizációs valószínűsége¹⁰ ($C(\xi)/e$), az előbbutóbb ki fog halni.

¹⁰ $\xi \approx 4$, több tényező befolyásolja



3.9. ábra. Kezdeti konfigurációk.

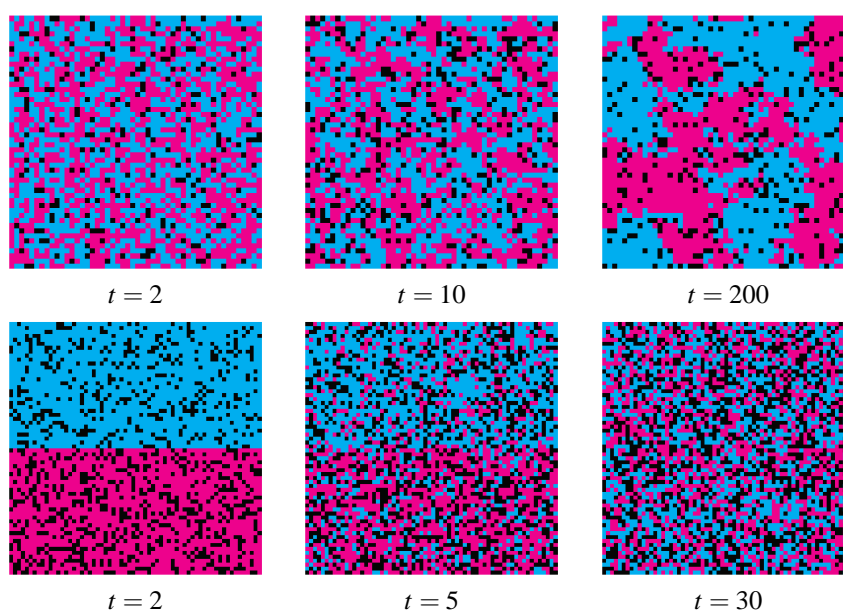


3.10. ábra. A felülkolonizációs modell és a nullmodell fajdenzitásra való érzékenységeinek összehasonlítása.

Az aszimmetrikus kolonizációs súlyfüggvények sem biztosítják a két faj együttélésének lehetőségét, még akkor sem, ha a propagulomok közötti versenyben az egyik faj teljes fölényben van. Lineáris kolonizációs függvények (pl. a 3.2(a). ábrán

$C_s = k_s N_s, k_s \in (0, 1], s = 1, 2$ esetén konstans (e_s) kihalási valószínűségekre a teljes k_1, k_2, e_1, e_2 paraméterteret átfésülve¹¹ nem találtunk olyan paraméter-kombinációt, amely együttélésre vezet.

A felülkolonizáció tehát szükséges az együttéléshez. Szerepét magyarázza, hogy míg a gyorsabban terjedő faj az üres helyek megszerzésével előbb-utóbb visszatorzítaná a lassabban terjedő fajt, az utóbbi úgy marad fenn, hogy képes magának helyeket szerezni a másiktól.



3.11. ábra. Mintázatfejlődés szomszédságfüggő és szomszédságfüggetlen kolonizációs függvény esetén. A felső képsor egy 50–50%-os telítettségű random kezdeti konfigurációból (ld. 3.9(e)) kiindulva mutatja egy mindkét fajra lineáris kolonizációs függvényeket tartalmazó modell mintázatának változását (csomósodás). Az alsó képsor egy ugyanakkora (64×64), ugyanolyan fajdenzitású, de aggregált mintázatból (ld. 3.9(a)) indulva szomszédságtól függetlenül konstans kolonizációs függvényekkel rendelkező modell mintázata.

¹¹ 0,01 lépésközzel

A térbeli mintázat jelentősége

A két faj versengését leíró sejtautomata modell különböző változatait szimulációkkal részletesen megvizsgáltuk. A különböző kezdeti konfigurációk, kolonizációs függvények, kihalási állandók és kompetíciós függvények esetén kapott modellek által generált tér-idő mintázatokat elemeztük, ill. megvizsgáltuk a modellek érzékenységét a különböző paraméterekre.

Számos kísérletet futtattunk különböző kezdeti mintázatokkal (3.9. ábra). Összehasonlítottuk az azonos típusú mintázatot (pl. egyenletes eloszlású random elrendezésű), de más-más fajdenzitású kiindulási állapotú, ill. az azonos fajdenzitású, de különböző térbeli elrendezést mutató mintázatokból indított kísérletek eredményeit.

A felülkolonizációs modell robusztusnak bizonyult a kezdeti konfiguráció, a kezdeti fajdenzitás, de még a kolonizációs függvény alakja tekintetében is, ezzel szemben a nullmodell sokkal érzékenyebb ezekre (3.10. ábra).

A felülkolonizáció tehát nagymértékben stabilizálja a rendszert, nem csak az együttélés lehetőségét biztosítja. A felülkolonizációnak a sejtautomata modellben különleges szerepe van. Azzal, hogy egy faj képes a másikra rátelepedni, csökkenti a lokális terjedésből és -denzitásfüggésből eredő csomósodást.

A nullmodellben ez a csomósodás kimutatható az egyes cellák szomszédságának időbeli változása segítségével. Ha minden időlépésben kiszámoljuk, hogy az első faj által elfoglalt cellák hányadrészének van üres l és i állapotú szomszédja, és hasonlóan a másik két állapotra is, jól látható, hogy csökken azoknak az elfoglalt foltoknak az aránya, amelyeknek idegen szomszédja van (Rác and Karsai, 2003a). A csomósodás „sebességét” befolyásolja az is, hogy a kolonizációs függvény milyen erősen denzitásfüggő.

A lokális denzitásfüggés a csomósodás legfontosabb meghatározója. Hiányában (azaz a megfelelő faj által foglalt szomszédok számától független kolonizációs függvényt alkalmazva) a kezdeti konfigurációban lévő csomósodás is eltűnik. A 3.11. ábra alsó képsora egy 64×64 nagyságú, két egyenlő sávból álló kezdeti mintázattól (ld. 3.9(a)) kiindulva, mindkét fajra nézve konstans kolonizációs függvények esetén kapott tér-idő mintázat fejlődését mutatja.

A nullmodell a kezdeti konfigurációra is érzékeny. Nem mindegy, hogy milyen eloszlású térbeli mintázattól indítjuk a szimulációt. Szélsőséges esetben a kezdeti mintázat akár meg is változtathatja a két faj versengésének kimenetelét.

A 3.2(d). ábrán látható lépcsős kolonizációs függvényekkel rendelkező, $e_1, e_i = 1$ nullmodell esetén könnyen konstruálhatunk olyan kezdeti mintázatokat (mint pl. 3.9(f) ill. 3.9(g)), hogy az egyik az egyik faj, a másik a másik fajgyőzelmére vezet.

Realisztikusabb (nem csökkenő) kolonizációs függvények esetén is jelentősen befolyásolja a térbeli mintázat az egyensúlyi helyzet megközelítésének sebességét. Mivel a felülkolonizációt nem tartalmazó modellekben csak egy faj élhet, a gyengébb fajt az erősebb előbb-utóbb kiszorítja. Az azonban, hogy milyen gyorsan következik ez be, a kezdeti elrendezés aggregáltságától erősen függ.

Rögzített kolonizációs függvényekre és kihalási konstansokra¹² elvégeztünk egy kísérletsorozatot, amelyben random és sakktáblaszerűen rendezett, mindkét fajra nézve 50–50%-os telítettségű kezdeti konfigurációkból indulva a gyengébb faj kihalásáig futtatva a rendszert rögzítettük a kihalás időpontját. Egy 128×128 cellából álló sejtterben a lehetséges hétféle sakktábla konfigurációból¹³ indulva 250–250 futást végeztünk. Ezeket statisztikailag kiértékelve jelentős különbségeket figyelhetünk meg a gyengébb faj kihalásának becsült várható idejére vonatkozólag. A kísérletsorozatot elvégeztük „csíkos” mintázatokra is, amely hasonló eredményekre vezetett. A legegyszerűsebb eloszlású (1×1 cellás mezőkből álló, 128×128 -as) sakktábla esetén kapott átlagos kihalási idő (1279) egy nagyságrenddel alacsonyabb, mint a két tartományra osztott (ld. 3.9(a). ábra) ugyanekkora sejtterből kiindulva várható kihalási idő (15396,4).

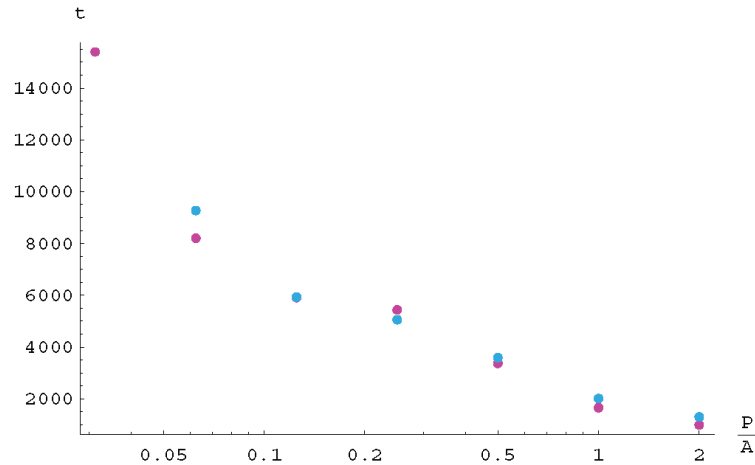
A várható kihalás ideje a kezdeti mintázat aggregáltságának egy a tájökológiában is széleskörűen használt mértékével hozható kapcsolatba (Turner et al., 1999). A kerület-terület arányra vonatkoztatva összevethető a sakktáblaszerű és a csíkos kezdeti mintázatokból kapott eredmények (3.12. ábra). Szimulációs kísérletsorozatunk tehát alátámasztja a kerület-terület arány, mint tájökológia mérték fontosságát.

A rendkívül hosszú ideig elhúzódó versengés gyakorlati szempontból együttélésnek tekinthető, hiszen a természetvédelmi tervezés sem lehet néhány száz évnél hosszabb távú. Évezredek léptékben a klimatikus változások és az evolúciós folyamatok nagyobb szerephez jutnak, ezért ilyen hosszú távra nem ad megfelelő becslést ezeket figyelembe nem vevő egyszerű modellünk. Tehát annak ellenére, hogy a nullmodell nem vezet együttélésre, az általa leírt rendszerben hosszú ideig fennmaradhat egymás mellett a két faj.

A kezdeti mintázat a várható együttélés idejére gyakorolt hatása természetvédelmi szempontból is fontos. Számos esetben szimulációs modellek használatakor – mivel nem ismert a valós térbeli mintázat, vagy általános modellt tekintenek – random kezdeti konfigurációból indulnak ki. Ez azonban a kísérletsorozat eredmé-

¹² $e_1 = 0,3$, $C_1 = \min\{0,1N_1; 1\}$ és $e_i = 0,1$, $C_i = \min\{0,04N_i, 1\}$

¹³ 1×1 , 2×2 , 4×4 , 8×8 (3.9(d)), 16×16 , 32×32 és 64×64 (3.9(c)) cellából álló mezőkkel rendelkező sakktáblák lehetségesek, a sötét és a világos az 1-es és az i fajnak felel meg.



3.12. ábra. A gyengébb faj kihalásának várható ideje a kerület-terület arány függvényében. Minden pont egy adott elrendezésből kiinduló 250 futás átlagát mutatja. A kék pontok a sakktáblaszerű, a piros pontok pedig a csíkos mintázatokból nyert eredmények.

neyi alapján láthatóan alábecsüli a várható kihalás időpontját. Pontosabb becslést lehetne adni egy közepes aggregátságú sakktáblaszerű mintázattól kiindulva.

A szimulációs kísérletsorozat alapján egyértelmű, hogy amennyiben a védelem célja a kiszorulóban lévő faj(ok) megmentése (azaz minél hosszabb idejű fennmaradásának biztosítása), fontos, hogy nagy összefüggő állományok kerüljenek védelem alá. Ez a rezervátum tervezés egyéb megfontolások (mint pl. a szigetbiogeográfia elmélet (MacArthur and Wilson, 1967), vagy a határterületek mennyisége) alapján is alátámasztott szabályával összhangban áll, miszerint általában jobb egy nagyobb összefüggő terület, mint több apróbb foltból álló.

Egy adott faj nagy, összefüggő állományokból indulva jobb eséllyel áll ellen viszonylag hosszú ideig az invazív versenytársa támadásának is. A 3.3.2 pontban tárgyalt habitat destrukcióra visszautalva, annak mintázata is befolyásolja a védeni kívánt faj fennmaradási esélyeit (Cumming, 2002). A szétszórt (egyenletes eloszlású random eloszláshoz közeli) térbeli mintázatú élőhelyvesztés jóval nagyobb kárt tehet, mint a ugyanolyan mértékű aggregált destrukció.

A mintázatok a több fajból álló közösségekben is fontos szerepet játszanak. Silvertown és munkatársai (Silvertown et al., 1994) öt fajból álló közösség sejttau-

tomata modelljében az egyes fajok által elfoglalt foltok sávjait felcserélve a fajok kihalási sorrendje megváltozik.

3.4. Összefoglalás

A bemutatott sejtautomata modellek számos ponton leegyszerűsítik a valóságot. Csupán egy vagy két fajt vizsgáltunk, nem vettük figyelembe az egyes foltokon lévő egyedek mennyiségét, csak jelenlétét . . . stb. Mindezek ellenére több olyan tényre rávilágítanak, amelyek fontos következményekkel járnak a természetvédelmi szempontú állapot-értékelés számára. Szimulációs eredményeink alátámasztják, hogy az explicit térbeliség rendkívül fontos tényezője az állapot-értékelésnek.

A sejtautomaták lokális szabályai által generált mintázatok jól közelítik a természetben tapasztalható térbeli mintázatokat (Wootton, 2001; Wolfram, 2002).

Mivel a 3.3.2. pontban definiált sejtautomata modellek tetszőleges számú fajra kiterjeszthetők, elvben tetszőleges környezeti hatások figyelembe vehetőek, könnyen és rugalmasan beépíthetőek (pl. kihalási függvények segítségével), ezért alkalmasak arra, hogy egy (a talajban, vízben levegőben zajló folyamatokat is figyelembe vevő) integrált rendszerben leírják az életközösségekben végbemenő változásokat.

Az általuk jóslott mintázatváltozás megfelelő paraméterértékek esetén kiindulási állapot adhat konkrét esetekben is a természetvédelmi célú állapotértékeléshez. A paraméterek megfelelő pontosságú közelítéséhez azonban adekvát terepi adatok is szükségesek.

4

A környezetben lejátszódó folyamatok elemzése Soft Computing módszerekkel

Dr. Bulla Miklós, Dr. Keresztes Péter és Dr. Kóczy T. László

4.1. Bevezetés

A környezet állapota folyamatosan változik, alakul. Részben a szüntelenül tartó vagy folytonosan ismétlődő geomorfológiai, valamint bioszféra-formáló események miatt, részben – ma már talán túlnyomórészt – az antropogén eredetű, tehát társadalmi, gazdasági tevékenységek hatásai következtében.

Meg kell teremteni tehát a növekvő civilizációs igények és a természeti erőforrások közötti egyensúlyt. Ez a feladat a környezetgazdálkodásra hárul. Mindehhez meg kell szervezni az irányítást, azaz: környezetpolitikát kell kialakítani, mégpedig oly módon, hogy a környezetgazdálkodás a tevékenységek részévé tegye a környezetvédelmet, felszámolva így a különálló „environmental policy”-t.

Fejlesztő kutatás kezdődött a Széchenyi István Egyetem Környezetmérnöki Tanszékén együttműködve az egyetem Informatikai és Villamosmérnöki Intézetével. A kutatás témája az összetett, nem-lineáris és nem-determinisztikus/nem-kauzális környezeti folyamatok modellezése, ellenőrzése/nyomonkövetése.

4.2. A környezetállapot-értékelés követelményei

A felmerülő feladatok ellátásához nélkülözhetetlen a környezet minőségét alakító változások megismerése, a változásokat előidéző okok és azok várható következményeinek feltárása.

Információk szükségesek, melyek:

- megadják a környezet mindenkori állapotát,
- feltárják az ok-okozati összefüggéseket,
- jelzik a változások várható irányait.

Mindez azt jelenti, hogy a környezetpolitikai célok és eszközök megfogalmazása, a környezeti politika (policy) kidolgozása nem lehetséges az állapot és változásainak feltárása, a környezeti erőforrások egyre egzaktabb értékelése és mindezek háttérében lévő társadalmi ismeretek nélkül. Az első, és egyben alaplépés tehát a környezetállapot-értékelés. Ennek a feladatnak a megoldása – összetett jellegénél fogva – különböző szaktudományok, alap, alapozó és alkalmazott kutatási eredmények együttes interdiszciplináris szemléletű integrálását teszi szükségessé. Kutatásfejlesztési célkitűzésünk szerint (a regionális fejlesztés fenntarthatóságának vizsgálata), a környezetállapot-értékelés az átfogó környezetgazdálkodás része, amelynek keretében szükséges elvégezni a környezeti médiumokban és rendszerekben (talajban, vízben, levegőben) végbemenő állapotváltozások és az ezeket nagyrészt kiváltó gazdasági, társadalmi folyamatok kölcsönhatásainak elemzését. Mindezek ismeretében a végbemenő folyamatok megismerhetők, leírhatók, és így a hatások számíthatók, prognosztizálhatók.

Mivel az adatforrások, információ-készletek sokrétűek, azok együttes szemléltetése, elemzése és a modellek levezetése információs rendszereket, azon belül is térbeli információs rendszereket követel meg.

A döntések meghozatalát támogató állapotértékelésekhez megfelelő szempontrendszerek szükségesek – amelyekben a kritériumok megválasztása értékválasztást is jelent –, továbbá értékelő módszerek (szakértői rendszerek) alkalmazása. Ki kell tehát dolgozni az értékelés szempontrendszerét.

Az értékelési szempontok szerinti követelmények azok, melyek alapján valamely környezetállapot vagy környezeti folyamat jónak, rossznak stb. tekinthető. Ezek tehát az értékelés vonatkoztatási alapjai. Ebben a minősítési rendszerben az embernek a környezettel szemben támasztott hosszú távú biológiai és gazdasági-társadalmi igényeit tekintjük értékelési kritériumnak. E szempontrendszer érvényesítése természetesen több, egymástól viszonylag jól elkülöníthető szempont együttes, optimalizált figyelembevételét teszi szükségessé.

Az értékelési szempontokban a környezet állapotára, minőségére vonatkozó követelmények fogalmazódnak meg. Az ökológia, a humán-ökológia és a gazdaság mint értékelési szempont lefedti a környezettel szemben támasztható igények teljes spektrumát.

Mindezen szempontok környezetállapot (változásai) értékelő alkalmazhatósága három további feladat megoldását jelenti:

- Egyrészt meg kell határozni azt a paraméterkészletet, amely segítségével az adott szempontok szerint a változás minősíthető (és e paraméterek aktuális értékei be is szerezhetők!).
- Másrészt e paraméterek lehetséges aktuálisan felvethető értékeihez (érték)skálát kell rendelni, amely mentén az állapot nem csak leírható, hanem minősíthető is.
- Harmadsorban, – minél nagyobb mértékben gépesíthető – értékelő algoritmusokra van szükség, amelyekkel egyfelől megismételhető, objektívvé, ellenőrizhetővé tehető a minősítés, másfelől kezelhetővé válnak a csak nagy paraméterkészlettel jellemezhető kölcsönhatások, és így számos lehetséges következmény vizsgálható a döntések hitelének növelésével.

Mindezzel együtt, lényegkiemelő eljárások beépítése is szükséges ezen algoritmusokba.

Olyan korszerű matematikai alapokon nyugvó szakértői rendszer létrehozásán, fejlesztésén dolgozunk, amely alkalmas a környezet állapotát tágabb értelemben is értékelni. A cél a környezetet érő (káros) hatásokra bekövetkező állapotváltozások, és túl ezen: a hatások okait jelentő társadalmi, gazdasági, technológiai folyamatok összefüggéseinek elemzése. Segítségével a környezetterhelések változásaitól függő állapotváltozások előre jelezhetőek, a környezet és hatásvizsgálatok kiterjeszhetőek, továbbfejleszhetőek. A regionális programok és fejlesztések során a környezethasználatok szabályozását célzó politikai programok várható hatásai prognosztizálhatóak, így megvalósíthatók. A költségeket illetően lehetséges a (leg)kedvezőbbek, az ésszerűen célravezető kiválasztása, kidolgozása. Ily módon megvalósítható a „policy”-támogató rendszer, melynek létrehozása teljes mértékben illeszkedik az EU 6. K+F keretprogram célkitűzéseibe, prioritásához, hiszen támogatja a fenntartható gazdálkodást (Európa) környezeti erőforrásaival. A rendszer az alábbiakat hivatott kihangsúlyozni:

- a környezetvédelmet: a kémiai anyagok, a zaj etc. hatásait a környezeti rendszerekre (föld, víz levegő stb.);
- az alkalmazható technológiák értékelését a (környezet) politikai döntések támogatásának (megalapozása, segítése) szempontjából, különös tekintettel a várhatóan kellően hatásos, de ugyanakkor a költségeket illetően előnyös (technológiai) megoldásokra a környezeti előírások betartásában (stb.). (Különös tekintettel a főnti kritériumoknak megfelelő környezetpolitikai szabályozó eszközök kimunkálásában.)

Az alábbi pontokban a fentebb említett folyamatok modellezésére és szabályozására is alkalmas két, egymással összefüggésben álló módszert mutatunk be röviden, melyek a döntés támogató rendszer alapjául szolgálhatnak. Mindkettő, a celluláris neutrális hálózatok és a fuzzy szabálybázisú rendszerek is, a soft computing módszerek kategóriájába tartozik. Alkalmazhatók külön-külön, de együttesen is.

4.3. A celluláris neutrális hálózatok alkalmazása a környezeti folyamatok modellezésére

A CNN¹ paradigma az elmúlt évszázad során jelentős szerepet játszott a digitális jel- és képfeldolgozásban. A CNN a neurális hálózatok tágabb területén belüli speciális architektúra (Kerekes and Bulla, 1994), (Bulla, 1992c).

A CNN valamely fizikai implementációja a processzorok többdimenziós tömbjének tekinthető, melyben a feldolgozó egységek kizárólag a szomszéd egységekhez kapcsolódnak. Ebből következik, hogy kommunikáció is csak a szomszédos processzorok között zajlik.

A szomszédos processzorok közötti kapcsolatok súlyait az úgynevezett template mátrixok elemei képviselik. A klasszikus síkbeli gridek esetében, ha a szomszédosági sugár egységnyi, a template mátrix kilenc súly-elemet tartalmaz.

Az állapot kimenetű CCN-re vonatkozó állapotegyenlet és a minden egyes integrálási lépést követő limitáció kifejezése az alábbi egyenletekben adottak:

$$\begin{aligned} \dot{x}_{ij}(t) &= -x_{ij}(t) + \sum_{kl} \mathbf{A}_{kl} x_{ij}(t) + \sum_{kl} \mathbf{B}_{kl} u_{ij} + z_{ij} \\ x'_{ij}(t) &= \frac{1}{2} (|x_{ij}(t) + 1|) - (|x_{ij}(t) - 1|) \end{aligned}$$

Ahol az $x_{ij}(t)$ az időtől függő állapot-változó, az $x'_{ij}(t)$ határolt (limitált) állapot, u_{ij} a bemeneti változó, a z_{ij} pedig konstans, amely nem függ az időtől. \mathbf{A} és \mathbf{B} template mátrixok. A W_{rij}^x és az W_{rij}^u tartományok fejezik ki az x_{ij} és u_{ij} r sugarú környezetét.

A CNN modellek alkalmazásának egyik legígéretesebb iránya a fizika parciális differenciál egyenleteinek numerikus integrálása. Mivel a környezetvédelem a transzport folyamatokat tér-időbeli egyenletekkel írja le, a modell generálásához célszerű többretegű megközelítést alkalmazni.

Példaként vizsgáljuk a folytonossági egyenletet egy szennyezőanyagra nézve, egyetlen CNN modell rétegben. A folytonossági egyenlet írja le az adott szennye-

¹ celluláris neutrális hálózatok (cellular neutral networks), a továbbiakban CNN

zőanyag a tér egy pontjában mért koncentrációjának időtől való függését, feltételezve a szennyezőanyag pontbeli generációs, rekombinációs rátáját, egy adott irányban való sodródását és diffúzióját.

$$\dot{c} = g - r + h \operatorname{div} \mathbf{D} + k \operatorname{div} \operatorname{grad} c \quad (4.1)$$

A c a koncentráció, a g a generációs ráta, az r a rekombinációs ráta, a \mathbf{D} a szennyezőanyag mozgásának áramlási vektora, a h és k pedig konstans értékek.

Egy két-dimenziós sík rácsán az egyenlet alkotóelemeinek térbeli diszkretizálásához jutunk. Az egyenlet jobb oldalán lévő áramlást és a diffúziót leíró kifejezéseket az alábbi két template mátrixban lehet meghatározni.

Ahol $h \operatorname{div} \mathbf{D} \rightarrow T_{ij}^D$, $k \operatorname{div} \operatorname{grad} c \rightarrow T_{ij}^c$, ahol

$$T_{ij}^D = \begin{pmatrix} h & 0 & 0 \\ 0 & -h & 0 \\ 0 & 0 & 0 \end{pmatrix}, T_{ij}^c = \begin{pmatrix} k & k & k \\ k & -8k & k \\ k & k & k \end{pmatrix} \quad (4.2)$$

A fenti template-eket felhasználva, a CNN-féle folytonossági egyenletek a következőképpen alakulnak:

$$\dot{c}_{ij} = g_{ij} - r_{ij} + \sum_{w_{ij}} T_{kl}^D c_{kl} + \sum_{w_{ij}} T_{kl}^c c_{kl}$$

Ahol w_{ij} az (i, j) pont egységnyi sugarú környezete, amely az alábbi mátrixot jelöli ki.

$$\begin{pmatrix} c_{(i-1)(j+1)} & c_{i(j+1)} & c_{(i+1)(j+1)} \\ c_{(i-1)j} & c_{ij} & c_{(i+1)j} \\ c_{(i-1)(j-1)} & c_{i(j-1)} & c_{(i+1)(j-1)} \end{pmatrix}$$

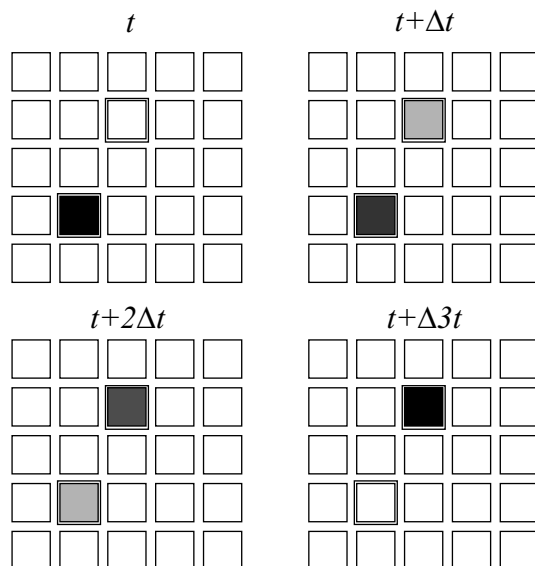
A folytonossági egyenlet CNN alakjának legegyszerűbb numerikus integrálása Euler szerint:

$$c_{ij}(t + \Delta t) = c_{ij}(t) + \Delta t \left(g_{ij} - r_{ij} + \sum_{w_{ij}} T_{kl}^D c_{kl}(t) + \sum_{w_{ij}} T_{kl}^c c_{kl}(t) \right)$$

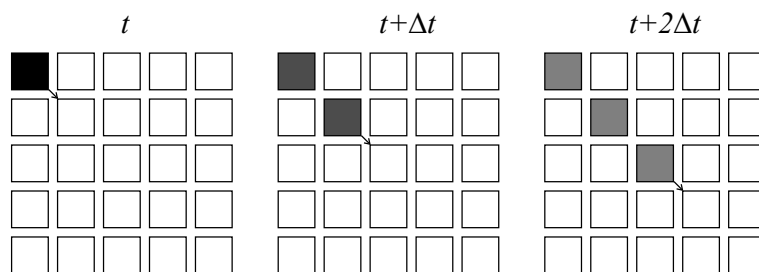
Illusztrálva:

4.4. Fuzzy szabálybázisú rendszerek

A komplex, nem lineáris és nem determinisztikus természeti folyamatok modellezésének igen eredményes módja a fuzzy logika **if...then...** alakú szabályainak

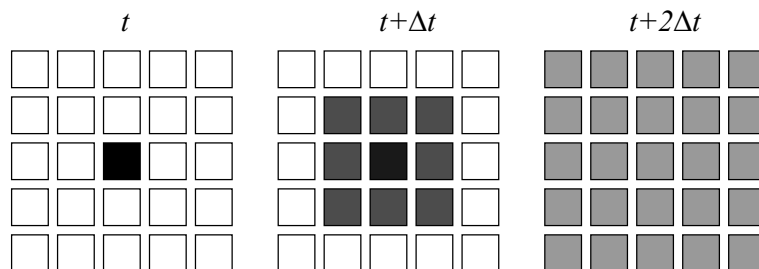


4.1. ábra. Generáció és rekombináció. Generáció: a rács szürke pontjai idővel (t) egyre sötétebbek lesznek. Rekombináció: A rács sötét (fekete) pontjai idővel (t) egyre világosodnak.



4.2. ábra. Áramlás egy sötét (súlyosan szennyezett) pontból dél-keleti irányba

alkalmazása, a környezeti állapot felvételére vonatkozó következtésekre pedig a megfelelő algoritmusok kidolgozása. E technikák kiindulási ötletét Zadeh (Zadeh, 1973) alapvető cikke szolgáltatta, melyben javaslatot tett az akkor már klasszikusnak számító szakértői rendszerekben használatos szabálybázisok és a bemeneti és kimeneti állapotváltozók tere, mint univerzum feletti fuzzy halmazok által megjelölt lingvisztikai változók és értékek kombinálására, mellyel igen bonyolult



4.3. ábra. Diffúzió a rács egy sötét (súlyosan szennyezett) pontjából minden irányba

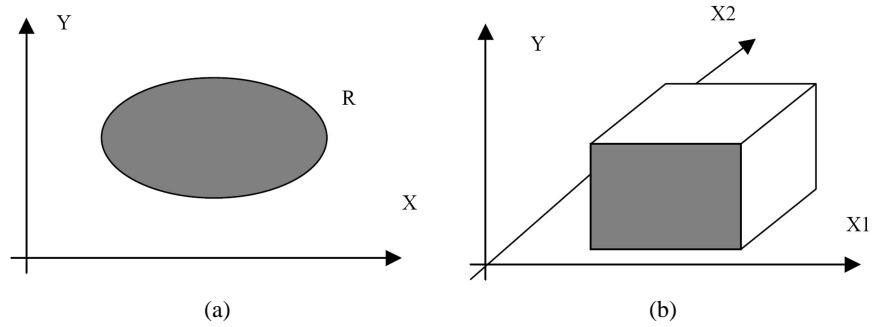
rendszereket lehetett leírni. Ebben a megközelítésben az újdonságot az jelentette, hogy a szimbolikus logika és a diszkrétizált állapottér reprezentáció helyett, ezek rendezési és folytonos távolság struktúrája megengedte az aktuális szimbólumok és kifejezőkészlet elemek számának csökkentését, amely a részleges átfedés segítségével egy interpolációs típusú közelítő számítási technikát eredményezett. Ezt követően Mamdani (Mamdani and Assilian, 1975) az előbbi technikát kiegészítve, hamarosan egy fuzzy halmazokra és relációkra alapozott ortogonális leképezéseket alkalmazó változatot javasolt, és munkatársaival egy megfelelő hatékonyságú, nem lineáris típusú gőzgépes rendszer szabályozóját sikerült létrehozni. A leglényegesebb elképzelés az, hogy amennyiben adott egy input univerzum $X = \prod_{i=1}^k X_i$ ahol X_i az input állapot változó, és az Y az output univerzum, akkor bármilyen „Ha x az A akkor y az B ” alakban fölírható szabály kifejezhető az $X \times Y$ tér R relációjaként. Ld. 4.4(a). ábra.

Mamdani megközelítésében a lehetséges fuzzy relációk korlátozottak, mivel-hogy csak a Descartes-féle rendszerben előállított ortogonális leképezések szorzatai megengedettek- mindazonáltal ez a korlátozás sokkal jobb számítási bonyolultságot enged meg. A szabálybázis ebben az esetben a következőképpen néz ki:

$$\text{Ha } x_1 A_1 \text{ és } x_2 A_2 \text{ és } \dots \text{ és } x_k A_k \text{ akkor } y B$$

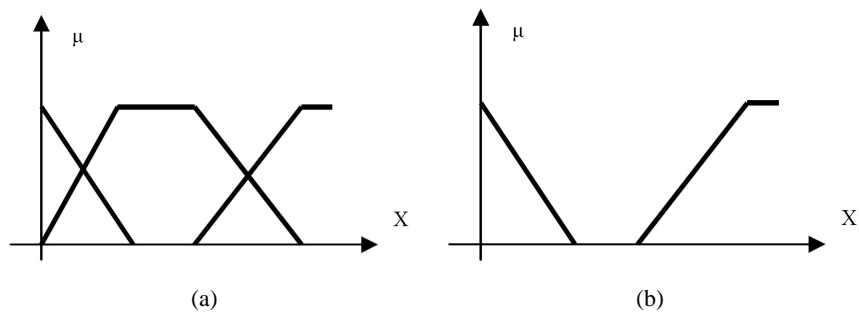
A 4.4(b). ábra egy egyszerű két dimenziós esetet mutat be.

Mamdani algoritmusát alkalmazva egy sor tényleges gyakorlati alkalmazás került piaci termékekbe, és elsőként Japánban jelentkezett az úgynevezett „fuzzy boom”. Mindazonáltal hamarosan világossá vált, hogy öt-tíz bemeneti változónál nagyobb dimenziószámnál valóságos kivitelezés nem lehetséges, a modell magas számítási bonyolultsága miatt: O_t^k , ahol a t a maximális szimbólumszámot jelenti az egyes dimenziók tekintetében. A nagyobb dimenzionalitás elérése érdekében bevezettük a szabályinterpolációs algoritmust (Chua and Roska, 1993), végül pedig a szabálybá-



4.4. ábra. Relációk

zisek hierarchikus szerkezetét kombináltuk a ritka szabálybázisoknál alkalmazható megoldásokkal.



4.5. ábra.

A hierarchikus módszer többszintű szabályszerkezeten alapul, ahol a meta-szintű szabályoknak szimbolikus kimenete van:

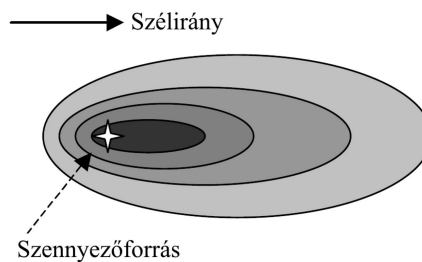
$$R_0 : \text{Ha } z_0 A_i \text{ akkor } R_i.$$

Ahol

$$R_i : \text{Ha } x_i A_{ij} \text{ akkor } y B_j$$

Ez utóbbi, szabályalapú megközelítés elfogadható pontossággal írja le az igen bonyolult rendszereket is. Azt javasoljuk, hogy a szennyezés áramlás, szétterjedés, stb. modellezése ez utóbbi; bonyolultabb ám sokkal hatékonyabb technikával történjék. Amennyiben lehetséges a változókat célszerű módon csoportosítani egy

vagy több kulcsfontosságú változó alterében, akkor a modell particionálhatóvá válik, és ezzel egyidejűleg k értéke lokálisan csökkenhet. A különböző szennyezők földrajzi térben való elterjedését fuzzy halmazok írják le. Ezek időbeli viselkedése a fent említett szabály alapon modellezhető.



4.6. ábra. Tagsági érték szintek

4.5. Összefoglalás

- (i) A fenntartható fejlődés megvalósításához alapvető feladat a környezet állapotában bekövetkező változások jellemzése, előrejelzése.
- (ii) Mivel a környezeti folyamatok összetettek, távolról sem lineárisak és másodlagos reakciók is bekövetkeznek; a feladat számítógépes összetettsége folytán a kauzális fizikai-kémiai-biológiai transzmissziók figyelembevétele sem lenne elegendő, ha azok pontosan is ismertek lennének.
- (iii) Következésképpen a modellezés azokon a területeken szükséges, ahol nem csak a változások eredményét, hanem a szabályokat is előállítják a modell algoritmusok.
- (iv) Véleményünk szerint, a környezeti folyamatok modellezéséhez a soft computing módszer, – ebben az esetben – a GRID alapú CNN és a FUZZY SZABÁLYOK alkalmazása, ígéretes eljárásnak tűnik.
- (v) Kitézött kutatási célunk tehát: a környezettel kapcsolatos döntés támogató rendszer eszközkészletének kidolgozása.

Irodalomjegyzék

- Allendorf, F. W. and Lundquist, L. L. (2003). Introduction: Population biology, evolution, and control of invasive species. *Conservation Biology*, 17(1):24–30.
- Aujeszky, P., szerk. (1998). *Környezetstatisztikai adatok 1996*. KSH.
- Aujeszky, P., szerk. (2000). *Környezetstatisztikai adatok 1999*. KSH.
- Aujeszky, P., szerk. (2003). *Környezetstatisztikai adatok 2001*. KSH.
- Averjanov, S. (1950). About permeability of subsurface soils in case of incomplete saturation. In *Eng. Collect.* 7.
- Bartha, D. (2000). A magyarországi dendroflóra adventív taxonjai. *Tilia*, 9:232–240.
- Bela, G., Fucskó, J., Kajner, P., és Marossy, Z. (2001). *A környezetterhelési díjak bevezetésének vizsgálata*. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem KTI Tanulmányai 7. BKÁE, Budapest.
- Brooks, R. H. and Corey, A. T. (1966). Properties of porous media affecting fluid flow. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering, ASCE*, 92:61–88.
- Brutsaert, W. (1967). Some methods of calculating unsaturated permeability. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering, ASCE*, 10:400–404.
- Bulla, M., szerk. (1989). *Tanulmányok hazánk környezeti állapotáról*. KVM.
- Bulla, M. (1990). Környezetállapot m. inósis követelményei. In *Környezetállapot változás és információs rendszere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Erdészeti és Faipari Egyetem (Sopron).
- Bulla, M. (1992a). *Környezetelemzés műhely*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Bulla, M. (1992b). A környezet állapota Magyarországon. In Kerekes, S., Bochinarnar, Z., and Kindler, J., editors, *Environment and Development in Hungary*

- (*Környezet és fejlődés Magyarországon*). Az átmenet vezérfonala. BKE-KTTSZ, Budapest, Minnesota.
- Bulla, M. (1992c). State of the environment in Hungary. In Bochiniarz, Z. and Kerekes, S., editors, *Environment and development in Hungary. A blueprint for transition*. University of Minesota, Minneapolis USA.
- Bulla, M. (1993). *Környezetelemzés, a környezetgazdálkodás: a környezet-gazdaságtársadalom összefüggésrendszerének vizsgálata*. MTA, Kandidátusi értekezés, Budapest.
- Bulla, M. (2000). Környezetvédelmi kulcsproblémák. In Enyedi, G., szerk., *Magyarország településkörnyezete. Magyarország az ezredfordulón IV. A területfejlesztési program tudományos megalapozása* In Stratégiai kutatások az MTA-n. MTA, Budapest. Sorozatszerkesztő: Glatz F.
- Bulla, M. (2004a). Environmental applications. Summer School of Bioinformatics, New Zealand.
- Bulla, M. (2004b). Environmental engineering. Singapore. Nanyang Technological University.
- Bulla, M. (2004c). Environmental engineering modeling of environmental processes. Canberra. Australian National University.
- Bulla, M. (2004d). Modeling of environmental processes. applying soft computer methods. In *Incentives of Soft Computing*, California. State University of California.
- Bulla, M. et al. (1990). Komplex környezetértékelési eljárások kidolgozásának megalapozása. *Vízügyi közlemények*, LXXII(1):24–40.
- Bulla, M. és Guzli, P. (2003). A fenntartható fejlődés indikátorai. In *Módszertani fejlesztési koncepció kidolgozása Magyarország környezeti és természeti állapotának komplex értékeléséhez*. MTA-KvVM.
- Bulla, M., Láng, I., és Vári, A. (1994). *Magyarország környezeti jövőképe*. A Környezet és fejlődés különszáma. MTA-KTM, Budapest.
- Bulla, M., Péter, K., and Kóczy, T. L. (2003). Modeling of environmental processes by soft computing methods. In *IEEE International Conference on Computational Cybernetics*, Siófok.
- Bulla, M. and Széchy, L. (2003). Basic theory of an environmental support system and implementation using GIS. In *REGIONET III. Workshop*. University of Manchester.
- Bulla, M. és Tamás, P., szerk. (2003). *Magyarország környezeti jövőképe*. OKT-MTA, Budapest.

- Burks, A. W. (1970). Von Neumann's self-reproducing automata. In Burks, A. W., editor, *Essays on cellular automata*, pages 3–64. University of Illinois Press, Urbana.
- Campari, E. G. and Levi, G. (2002). A realistic simulation for highway traffic by the use of cellular automata. *Lecture Notes in Computer Science*, 2329:763–772.
- Chua, L. O. and Roska, T. (1993). The CNN paradigm. *IEEE Trans. Circuits and Systems*, 40:147–156.
- Chua, L. O. and Young, T. (1988). Cellular neural networks, theory and applications. *IEEE Trans. Circuits and System*, 35:1257–1290.
- Csibi, L. (1987). A kockázatelemzés szerepe a beruházási célú vállalkozásokban. *Vezetéstudomány*, (2).
- Cumming, G. S. (2002). Habitat shape, species invasion, and reserve design: insights from simple models. *Conservation Ecology*, 6(1):3.
[online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art3>.
- Czárán, T. (1998). *Spatiotemporal models of population and community dynamics*. Chapman & Hall, London.
- Detrekői, A. és Szabó, G. (2002). *Térinformatika*. Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest.
- Di Girolamo, P. A., Hallisey, Hendrix, E., and Yin, Z.-Y. (2000). Students produce GIS databases for web mapping. *Arc User*, pages 18–21.
- Diersch, H.-J. G. (1999). Discrete feature modeling of flow, mass and heat transport processes by using FEFLOW. Technical report, WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd., Berlin.
http://www.wasy.de/eng/prodinfo/feflow/white_papers/frac/frac2.html.
- Durrett, R. and Levin, S. A. (1994). The importance of being discrete (and spatial). *Theoretical Population Biology*, 46:363–394.
- Dytham, C. (1994). Habitat destruction and competitive coexistence: a cellular model. *Journal of Animal Ecology*, 63:490–491.
- Dytham, C. (1995). The effect of habitat destruction pattern on species persistence: a cellular model. *OIKOS*, 74:340–344.
- European Environmental Agency (1998). *Europe's Environment: the Dobbris Assessment 1995*. Office for official publications of EC/EU, Luxemburg, the second assessment edition.
- Gardner, W. R. (1958). Some steady state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Sci.*, 85:228–232.

- Gaylord, R. J. and Nishidate, K. (1996). *Modeling nature: cellular automata simulations with Mathematica*. Springer-Verlag, New York.
- Goodchild, M. F. and Marble, D. (Winter 1999/2000). Some thoughts on the future of GIS education. (*ESRI*) *Arc News*, 21(4).
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Johnson, J. (Winter 2000/2001). Building national GIS infrastructures using the geography network. (*ESRI*) *Arc News*, 22(4):10.
- Kóczy, T. L. and Hirota, K. (1997). Interpolation in hierarchical fuzzy rule bases with sparse meta-levels. *Tokyo Institute of Technology*, 97(3):12.
- Kerekes, S. (1998). *A Szigetköz térség természeti tőke értékváltozása*. Budapesti Közgazdaságtudományi Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék, Budapest.
- Kerekes, S. and Bulla, M. (1994). Environmental management in Hungary. *Environmental Impact Assessment Review*, 14(2–3):95–101.
- Kerekes, S. és Kiss, K. (1998). *Környezetpolitika és uniós csatlakozás*. III. in Magyarország az ezredfordulón stratégiai kutatások az MTA-án. Budapest.
- Kindler, J. (1987). A kockázat döntéselméleti közelítése. In *Kockázat és társadalom. Rendszerkutatói tanulmányok*, p. 13–24. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kiss, I. és Gyovai, A. (2000). Levegőtisztaság-védelmi döntés-előkészítő és elemző eszközrendszer. (Budapesti és győri esettanulmányok.). Előadás/kézirat.
- Kohlheb, N. és Pataki, G. (2002). *A környezetvédelmi felügyelőségek mint „Street-level Bureaucracy” szerepe a környezetpolitikában*. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem KTI Tanulmányai 14. BKÁE, Budapest.
- Kovács, B. (1998). *Szennyezőanyag-terjedési számítások környezetvédelmi alkalmazásai*. PhD thesis.
- Kovács, N. és Paulovits, G. (2001). *Ökológiai kockázatelemzés és becslés (mint vizes élőhelyek kezelését megalapozó metodológia)*. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem KTI Tanulmányai 4. BKÁE, Budapest.
- KTM Stratégiai Iroda, szerk. (1995). *Tájékoztató a Miniszter Tanácsadó Testülete számára a Magyarország környezeti állapotának felmérésére kezdeményezett program koncepciójáról*. KTM Stratégiai Iroda.
- Lafferty, W. M. (2000). Democratic parameters for regional sustainable development. the need for a new demos with a new rationality. Symposium on Making regional sustainable development visible, Seggau, Austria. ENSURE/SUSTAIN.
- Levins, R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15:237–240.

- Levins, R. and Culver, D. (1971). Regional coexistence of species and competition between rare species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 68(6):1246–1248.
- Lászlóffy, G. és Bozó, P. (1999). *A térinformatika és lehetőségei a környezetvédelemben*. Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár, Budapest.
- MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Makó, A. (1995a). Szerves folyadékokkal telített talajok hidraulikus vezetőképessége 1: Összehasonlító vizsgálatok. *Agrokémia és Talajtan*, 44(1–2):181–202.
- Makó, A. (1995b). Szerves folyadékokkal telített talajok hidraulikus vezetőképessége 2: A becslés lehetőségei. *Agrokémia és Talajtan*, 44(1–2):203–219.
- Makó, A. és Máté, F. (1992). Szerves folyadékok beszivárgásának vizsgálata talajszlopokon. *Agrokémia és Talajtan*, 41(3–4):214–225.
- Mamdani, E. H. and Assilian, S. (1975). An experiment in linguistic synthesis with a fuzzy logic controller. *International Journal of Man-Machine Studies*, 7:1–13.
- Márk, E. (1992). A szerves és szervetlen kémiai komponensek hatása az agyagos képződmények kőzetfizikai jellemzőire. Master's thesis. Kézirat, P131.
- Mc. Guire, M. (1999). MAD GIS helps visualize natural hazard risks. (*ESRI Arc News*, 21(1)).
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, 12:513–522.
- Nee, S. and May, R. R. (1992). Dynamics of metapopulations: Habitat destruction and competitive coexistence. *Journal of Animal Ecology*, 61:37–40.
- Nee, S., May, R. R., and Hassel, M. P. (1996). Two-species metapopulation models. In Hanski, I. and Gilpin, M. E., editors, *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*, pages 123–147. Academic Press, San Diego.
- Neuhauser, C. (2001). Mathematical challenges in spatial ecology. *Notices of the AMS*, 48(11):1304–1314.
- Neumann, J. (1966). *Theory of self-reproducing automata*. University of Illinois Press, Urbana.
- Petrik, O. (1986). *Rendszertechnika*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Pimentel, D., Lach, L., and Zuniga, R. (2000). Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, 50(1):53–65.
- Pimentel, D., McNair, S., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, E., Zern, J., Aquino, T., and Tsomondo, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbial invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84:1–20.

- Pál, E. (1999). A szigetközben az erdőgazdálkodással összefüggő természeti tőke értékváltozásának becslése. *Gazdaság, vállalkozás, vezetés*, 99(1):182–191. Szerzési és Tudományos Társaság kiadványa, Budapest.
- Priszter, S. (1997). A magyar adventív flóra kutatása. *Botanikai Közlemények*, 84(1–2):25–32.
- Rácz, É. V. (2000). Metapopulációs kísérletek számítógéppel. Szakdolgozat, Szegedi Tudományegyetem, Szeged.
- Rácz, É. V. P. and Bulla, M. (2003). Cellular automata models of environmental processes. Proceedings of the International Conference in Memoriam John von Neumann, pages 109–119, Budapest, Hungary.
- Rácz, É. V. P. and Karsai, J. (2003a). Computer simulation results for cellular automata models of some ecological systems. *Folia FSN Universitatis Masarykianae Brunensis, Mathematica* 13:213–221.
- Rácz, É. V. P. and Karsai, J. (2003b). Computer simulations on cellular automata models of metapopulations in conservation biology. *Hungarian Electronic Journal*, (ENV-011125-A).
- Rajkai, K. (1981). A pF-görbék számítása a talaj mechanikai összetétele és térfogattömege alapján. *Agrokémia és Talajtan*, 30:409–438.
- Rajkai, K. (1984). A talaj kapilláris vezetőképességének számítása a pF-görbe alapján. *Agrokémia és Talajtan*, 33(1–2):50–59.
- Rajkai, K. (1987–1988). A talaj víztartó képessége és különböző talajtulajdonságok összefüggésének vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan*, 36–37(1–4):15–30.
- Rajkai, K. és Várallyai, G. (1978). Háromfázisú talajok kapilláris vízvezetőképességének közelítő számítása a pF görbékéből. In *Mezőg. Vízg. Kut. Magyarországon. Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet*.
- Rajkai, K., Várallyai, G., Pacsepszki, J. A., és Scserbakov, R. A. (1981). pF-görbék számítása a talaj mechanikai összetétele és térfogattömege alapján. *Agrokémia és Talajtan*, 30(3–4):409–435.
- Ress, S. (1989). A környezet és ezen belül a természeti erőforrások társadalmi és gazdasági értékelése. Kutatási jelentés, KGI, Budapest.
- Ring, J. (1988). *Többkritériumos döntési eljárások*. A vízgazdálkodás K+F eredményei 9. OVH, Budapest.
- Ring, J. és Rákosi, J. (1988). A kockázat figyelembevétele a KHV során. Kutatási jelentés, VITUKI, Budapest.
- Rostás, J. és Bulla, M. (1990). Komplex környezetértékelési eljárások kidolgozásának megalapozása. *Vízügyi közlemények*, LXXII.(1).

- Samuelson, P. A. és Nordhaus, W. D. (1986). *Közgazdaságtan III.* KJK-KERSZÖV Kft., Budapest.
- Silvertown, J., Holtier, S., Johnson, J., and Dale, P. (1994). Cellular automaton models of interspecific competition for space – the effect of pattern on process. *Journal of Ecology*, 80:527–534.
- Standovár, T. és Primack, R. (2001). *A természetvédelmi biológia alapjai.* Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Stefanovits, P. (1992). *Talajtan.* Mezőgazda kiadó. P380.
- Szabó, E. and Pomázi, I. Környezeti adattár OECD environmental data: Compendium 1997, 1999, 2001. KvVM.
- Szabó, E. és István, P., szerk. (2000). *Magyarország környezeti mutatói.* Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest.
- Szabó, E. és István, P., szerk. (2002). *Magyarország környezeti mutatói.* Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest.
- Szabó, L. (1999). A természeti tőke értékváltozásának számítási megfontolásai. *Gazdaság, vállalkozás, vezetés*, 99(1):171–182. Szervezési és Tudományos Társaság kiadványa, Budapest.
- Szabó, I. (1999). *Hulladékelhelyezés.* Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc. P440.
- Szlávik, J. (2002). *A helyi-kisregionális szint szerepe a fenntarthatóságban.* Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem KTI Tanulmányai 17. BKÁE, Budapest.
- Tilman, D. (1994). Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology*, 75(1):2–16.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., and O'Neill, R. V. (1999). *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process.* Springer-Verlag, New York.
- van Genuchten, R. (1979). Calculating the unsaturated hydraulic conductivity with a new closed-form analytical model. Technical Report 78-WR-08.
- Várallyai, G. (1979). A pF-görbék matematikai leírása. *Agrokémia és Talajtan*, 28:3–14.
- Vári, A. és Vecsenyei, J. (1987). *Döntéstámogató módszerek szerepe a társadalmi kockázatelemzésben.* Kockázat és társadalom. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Wolfram, S., editor (1986). *Theory and application of cellular automata.* World Scientific, Singapore.
- Wolfram, S. (2002). *A new kind of science.* Wolfram Media, Champaign, IL.
- Wootton, T. J. (2001). Local interactions predict large scale pattern in empirically derived cellular automata. *Nature*, 413:841–844.

Yong, Mohamed, and Warkentin (1992). *Principles of Contaminant Transport in Soils*. Elsevier, Amsterdam-London-New York-Tokyo. P327.

Zadeh, L. A. (1973). Outline of new approach to the analysis of complex systems and decision process. In *IEEE Trans. on Systems. Man and Cybernetics SMC-3*.