

Bevezetés a restaurációs ökológiába

*SZIE Környezettudományi PhD kurzus
anyaga, jegyzet*

Török Katalin, 2004. szeptember
ÖBKI, Vácrátót

Bevezetés a restaurációs ökológiába

SZIE Környezettudományi PhD kurzus anyaga, jegyzet

Török Katalin, 2004. szeptember
University of Wisconsin-Madison oktatási anyag, és Whisenant 1999 nyomán
(1+1 kredit= 15óra előadás + 15 óra gyakorlat, SZIE)

Tartalomjegyzék

BEVEZETŐ, A TUDOMÁNYÁG TÖRTÉNETE	2
MI A RESTAURÁCIÓS ÖKOLÓGIA?	2
MIÉRT KELL A RESTAURÁCIÓ?	3
ÖKOLÓGIA ÉS RESTAURÁCIÓ: KAPCSOLATUK, EGYMÁSRA HATÁSUK	5
Biotikus tényezők.....	9
Flora	9
Fauna	12
Abiotikus tényezők.....	14
Hidrológia.....	14
Talaj.....	15
TÁJÖKOLÓGIAI MEGFONTOLÁSOK	17
Heterogenitás.....	18
Fragmentáció	18
Foltdinamika.....	18
Konnektivitás, folyosók	19
A RESTAURÁCIÓ HATÁSA AZ ÖKOLÓGIA ELMÉLETÉRE	20
ADAPTÍV RESTAURÁCIÓ	21
GYAKORLATI MEGFONTOLÁSOK	22
Célok	22
Referencia modellek.....	23
KIVITELEZHETŐSÉG	25
Ökológiai szempont.....	25
Gazdasági szempont.....	25
Társadalmi szempont.....	26
ÉRTÉKELÉS	26
A FOLYAMAT-KÖZPONTÚ RESTAURÁCIÓ LÉPÉSEI	28
A primer folyamatok sérülésének becslése	28
A primer folyamatok restaurációja.....	29
A vegetációfejlődés irányítása	29
A növényi anyag kiválasztása	30
A terület előkészítése	31
Ültetés.....	31
Tájléptékű restauráció	32
IRODALOM	32

BEVEZETŐ, A TUDOMÁNYÁG TÖRTÉNETE

A restaurációs ökológia kialakulása a 20. század elejére tehető, előzményei visszanyúlnak a 19 sz. végére, amikor az USA-ban a tájrendezések során természetes préri és vizes élőhely utánpótlást próbáltak kialakítani. Ezek az új megközelítések az ökológia egyik alkalmazott ágaként fejlődtek, melyekre jelentős hatást gyakorolt a tájrendezés, a konzerváció biológia, a földrajz, a mezőgazdaság és a környezetgazdálkodás (Jordan et al. 1987; Egan and Howell 2001). Az első valódi restauráció a Wisconsin Madison arborétumban 1935-ben - Aldo Leopold vezetésével történt, amikor prérít próbáltak helyreállítani felhagyott szántón. (Ötven évvel később még nem sikerült önfenntartó rendszert kialakítani.)

Az utóbbi 40 évben a restaurációs ökológia gyorsuló fejlődése figyelhető meg, főleg Ausztrália, É-Amerika és Európa területén. Az ökológia alkalmazott területeihez kapcsolódva terjeszkedik a tudományág (Journal of Applied Ecology, the Journal of Environmental Management, Ecological Applications). 1981-ben a Wisconsin Egyetem Arborétuma kiadja az első szakmai folyóiratot: "Restoration and Management Notes" címen (ez ma az *Ecological Restoration*) az aktív beavatkozással foglalkozó szakemberek részére. 1987-ben az USA-ban megalakul az Ökológiai Restaurációs Társaság (Society of Ecological Restoration), mint szakmai szervezet, 1991-től kiadja az *Restoration Ecology* lektorált folyóiratot. A szervezet évente szakmai konferenciát rendez, számos regionális csoportot hozott létre, köztük az Európai Szervezetet, mely 2002-ben Magyarországon alakult meg. Az utóbbi két évben nemzetközi szervezetté alakult, neve SER International. Számos szakember részvételével elkészítették a restaurációs ökológia alapelveit, céljait és főbb lépéseit megfogalmazó álláspontra (*SER Primer*). A kurzus ennek az anyagnak a definícióit használja.

MI A RESTAURÁCIÓS ÖKOLÓGIA?

„Azt a tevékenységet nevezzük ökológiai restaurációnak, amely során a degradált, sérült, vagy elpusztított ökoszisztémák helyreállítását segítjük” (SERI)

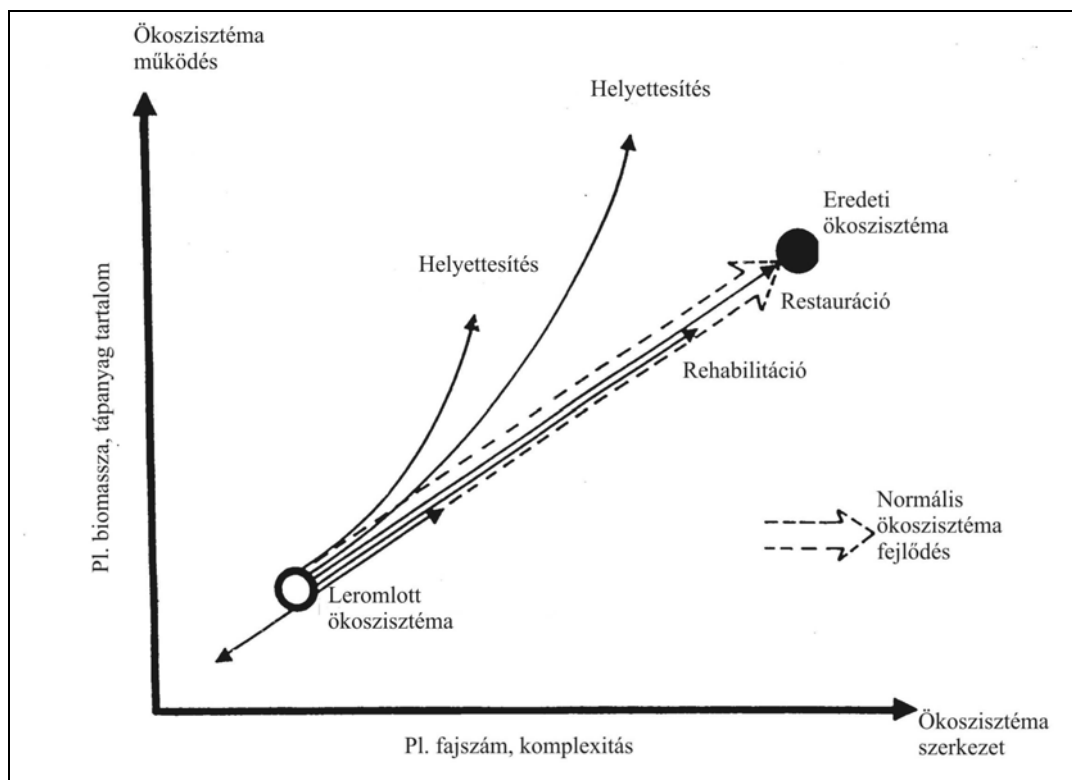
Ugyanakkor nem csak tevékenység, hanem tudomány is (restaurációs ökológia): megteremti az elméleti alapokat, és a gyakorlati megvalósítást az ökológia törvényszerűségeinek felhasználásával segíti. Az ökológiai restauráció pedig hozzájárul az ökológiai elméletek teszteléséhez, így arra visszahat (acid test of ecology, Bradshaw 1987)

A fenti definíció elég tág, ezért az ökológiai helyreállítás számos típusa "belefér":

- *restauráció* - az eredeti, vagy történelmi állapot visszaállítása; ez többnyire nem sikerül teljes mértékben, azonkívül felveti azt a problémát, hogy melyik is az "eredeti", természetes állapot, ill. az igazi referencia információ hiánya; feltételezi a klímá állapotot, holott az nem feltétlenül létezik (egyensúlyi, nem-egyensúlyi szemlélet),
- *rehabilitáció* - az eredeti ökoszisztéma funkció helyreállítása megmaradt maradványok alapján (más megközelítéssel a funkció inkább csak az emberi szükségletek kielégítését, az ökoszisztéma szolgáltatásokat jelenti),
- *élőhely létesítés* (creation)- nem az eredeti rendszer visszaállítása, de lehetőleg természetes közösség létrehozása a cél, általában vegetáció-mentes területen,

- *rekultiváció* - bányák helyén gazdasági vagy egyéb hasznot hozó életközösség létrehozása, agrártevékenység visszaállítása, itt valójában az eredeti élőhely *helyettesítése* történik meg,
- *kárenyhítés* (mitigation) - valamilyen létesítmény miatt elpusztított, vagy degradált életközösség állapotának javítása, esetleg kompenzálása más élőhely kialakításával,
- *ökológiai tervezés* (ecological engineering) - a tájrendezés során élő anyagot is használ, a tervezés jósolható fejlődési irányra fókuszál, nem az ökológiai integritás a fő szempont,
- *állapot javítás* (enhancement, USA) - nem az eredeti, hanem egy alternatív ökoszisztéma helyreállítása a cél, hanem a meglévő állapot természeti állapotának, valamilyen funkciójának javítása.

Ebbe a definícióba nem fér bele a természetes szukcesszió ill. *regeneráció*, bár több kutató ezt a természetes folyamatot is a restauráció egyik típusának tartja (pl. K. Prach).



1. ábra. A restauráció típusai az ökoszisztéma szerkezet és működés szintje alapján (Bradshaw 1987)

MIÉRT KELL A RESTAURÁCIÓ?

A Föld szárazföldi területeinek 43%-a nem képes az eredeti ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtani (Urbanska és mtsai 2000). Ismertek a túlhalászból következő, az óceánok életközösségei egyensúlyát felborító folyamatok is. A degradáció folytatódik a gyorsan növekvő emberi populációval és az ipari fejlődéssel ("fenntartható fejlődés" helyett "fenntartható használat" a cél). Fajkihalások, biogeokémiai ciklusok módosulása, elsivatagosodás stb. Ilyen szintű degradációval a megőrzés önmagában nem képes

megbirkózni, restaurációra van szükség, a két megközelítés nem alternatíva, hanem egymást kiegészítő stratégia.

Az ökoszisztémák természet- és ember központú értékelése létezik: belső érték (*intrinsic value*, etikai kérdések, természetiszelet), szolgáltatás érték (*ecosystem goods and services*) - mindkettő restaurációja a cél. Néhány példa az ökoszisztéma szolgáltatásokra: víztisztítás, pollináció, tápanyag-körforgás, klíma stabilizáció, rekreáció stb.

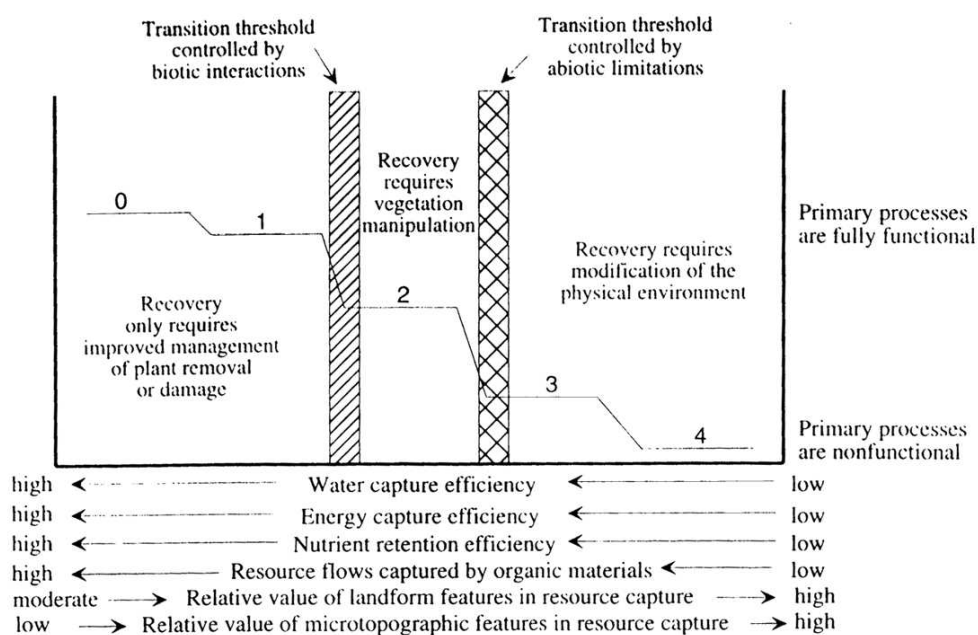
A természetes rendszereket veszélyeztető főbb tényezők:

- élőhelyek elpusztítása
- őshonos biodiverzitás pusztulása
- fragmentáció
- invázív fajok előretörése
- fajok pusztulása, melyek a rendszer más komponenseihez kapcsolódnak (pollinátorok)
- globális ciklusok módosulása
- agrár-ökoszisztémák pusztulása
- édesvízkészlet pocskolása
- szennyezés
- túl-használat (halászat, erdészet, más elvileg megújuló források).

Okaik:

- emberi populáció növekedése
- fogyasztás-növekedés (per capita)
- környezeti hatások növekedése (új technológiák fejlesztése)
- rövid és hosszú távú érdekek ütközése
- ökoszisztéma szolgáltatások alulbecslése, negligálása.

Természetes rendszerek degradációja és ennek lépései (Whisenant 1999), a restauráció lehetőségei a 2. ábrán láthatók.



2. ábra. Egy hipotetikus vegetáció degradációs lépései két átmeneti küszöbvel, melyek elválasztják a vegetációs típusokat a regenerációs potenciáljuk szerint (Whisenant 1999).

ÖKOLÓGIA ÉS RESTAURÁCIÓ: KAPCSOLATUK, EGYMÁSRA HATÁSUK

A restauráció során ökológiai törvényszerűségeket használunk ki:

- alapvető elméleteket,
- az ökoszisztémák működésére vonatkozó megfigyeléseket,
- a restauráció során az ökológiai tudást teszteljük "*You don't know how it works 'til you try to put it back together*" (Leopold) "*acid test of ecology*" lsd. később (Bradshaw 1987).

A restauráció során gyakorlatilag minden ismert ökológiai összefüggést, törvényszerűséget hasznosíthatunk. Az ökológia számos részterülete segíti a restaurációt, pl.: populáció biológia, közösségi ökológia, tájökológia, sziget-biogeográfia. Gyakran használt elméletek: szukcesszió, kompetíció, tápanyag körforgás, produktivitás, mikro-klíma, stressz, földdinamika, ökológiai folyosók, mátrix (tájszerkezet), széli hatás, diszturbancia, fragmentáció, izoláció. Az ökológiai elméleteket felhasználják az ökoszisztémák regenerációjának elemzésénél, a terület történetének megértésében, a restauráció során működő folyamatok leírásánál, és az összefüggések feltárásánál, a modell építések során (Pickett & Parker 1994). Az ökológia hozzájárulása az egyes fajok viselkedésétől a komplex biotikus és abiotikus rendszer megértéséig terjed a restauráció során. Egyedek, populációk, közösségek és ökoszisztémák szintje egyaránt érintett (MacMahon 1998).

Az ökológiában lezajlott **paradigmaváltás** jelentős hatással volt a restaurációs tevékenységek tervezésére: az egyensúlyi, zárt, önszabályozó rendszerek (klimax állapot) helyett a nem egyensúlyi paradigma eluralkodása. Ezért a struktúra és kompozíció helyett a *folyamatokra* és *kapcsolatokra* való összpontosítás szükséges (de az egyensúlyi szemlélet sem teljesen elvetendő!). "Flux of nature paradigm" szerint a rendszerek nyitottak, külső hatásoktól, diszturbanciától nem mentesek, számos végállapotuk lehet (multiple endpoints) és az ember által többnyire befolyásoltak (Pickett & Parker 1997, Standovár & Primack 2001).

Az *ökoszisztéma elmélet* is sokat segített a restauráció tervezése során. Az ökoszisztémák többet jelentenek az élőlények közösségénél, bennük dinamikus folyamatok zajlanak, mint pl. a biomassza produkció, vagy energiaáramlás (Pickett & Parker 1997). Mivel az ökoszisztémák komplexek és dinamikusak, nem csak egy célállapota lehet a restaurációnak (Wyant et al. 1995). Egyes célok a rendszeren belüli folyamatokra alapozhatnak (pl. a magbank természetes fajai meghatározzák a vegetációfejlődést), mások a területen kívüli faktorok hatását veszik alapul (inváziós veszély). A restauráció során számos ökoszisztéma attribútumot kell figyelembe venni: fajösszetétel, struktúra, mintázat, heterogenitás, funkció, dinamika, reziliencia (Hobbs és Norton 1996).

Modellek is felhasználhatók a restauráció során (matematikai, elméleti, dinamikai szimulációk), de ezek többnyire nem adnak precíz jóslatokat a restauráció kimenetelére, viszont segíthetnek megérteni a folyamatokat és a tudásunk hiányosságait felfedni (MacMahon 1998). Ehrenfeld és Toth (1997) szerint a restauráció során a következő ökoszisztéma szintű problémákkal kell megküzdeni: a folyamatok szabályozása, az ökoszisztéma struktúra és funkció összefüggése, a dinamika folyamatos kontrollja, a környező tájjal kapcsolatos anyag- és energiaáramlás. Ha az ökoszisztémák folyamatosan változnak, akkor a célok és a referencia területek állapota is folyamatosan változik. Mindezek indokolják a célállapot irányába való elmozdulás hosszú távú megfigyelésének, becslésének fontosságát.

A zavarás (diszturbancia) és a *dinamika* is a természetes ökoszisztéma folyamatok része, melyek gyakran eszközei lehetnek a restaurációnak. A restauráció célja gyakran a szukcesszió felgyorsítása, vagy éppen a folyamat megállítása egy bizonyos ponton (MacMahon 1998). Ehhez a szukcesszió és diszturbancia folyamatának és a beavatkozás módjának ismerete szükséges. Amennyiben a restauráció a természetes folyamatokat fel tudja használni, a beavatkozás olcsóbbá válik és az önfenntartó állapot elérése valószínűbb lesz, így nagyobb területek restaurációja válik lehetővé (Bradshaw 1996).

Diszturbanciának nevezünk minden olyan időben diszkrét folyamatot, amely során a struktúra (populáció, közösség vagy ökoszisztéma) módosul, és megváltozik a források elérhetősége, vagy a fizikai környezet (Turner 1989). A zavarás típusa és intenzitása befolyásolja a következő *szukcessziós* folyamatokat. A zavarás után többnyire szekunder szukcesszió indul meg, mivel, ellentétben a primer szukcesszióval (pl. vulkán kitörések), az eredeti közösségnek bizonyos tagjai (propagulumok), szerves anyag ill. abiotikus folyamatok fennmaradnak (Dobson és mtsai 1997). Ilyen másodlagos szukcesszió zajlik pl. tüzek, árvíz, vagy széltörés esetén. A zavarás léptéke nagyon különböző lehet (több km²-től a vakondtúrásig), származhat a rendszeren belülről és kívülről is. A környezet heterogenitása erősen befolyásolja a zavarás kiterjedését, területi hatását: csökkentheti vagy éppen növelheti azt a zavarás és a táj típusa szerint. Olyan zavarást, mely pl. fajspecifikus (patogének), a táj mozaikossága gátolhatja. Az élőhelytípustól független zavarások esetén a heterogenitás kevésbé befolyásolja a diszturbancia terjedését (pl. tűz). Ezek az összefüggések rávilágítanak arra, hogy a folyamatok legtöbbször egyedi, az adott területre érvényesek (Pickett & Parker 1997).

A zavarás után többnyire gyors szukcesszió indul meg. A túlélő fajok és a környezetből származó propagulumok előzönlük a területet. Egyes fajok megmaradnak, mások kipusztulnak, a megmaradtak komplex kapcsolatokat építenek ki egymás között (mutualizmus, kompetíció, táplálék-láncok stb.) az abiotikus körülményeknek megfelelően (fényviszonyok, tápanyag-ellátottság stb. MacMahon 1998). Ezeknek a kapcsolatoknak a fejlődése, új fajok érkezése és az élőhely zavarás utáni állapota mind módosíthatják a szukcesszió irányát és időbeli lefutását. A változások üteme lelassul, majd a folyamatos alkalmazkodás, „összeszokás” eredményeképpen a élőhely viszonylagos egyensúlyba jut (fajcserék, kisebb zavarások, területi inhomogenitás tovább is jellemző).

A restauráció során a természetes folyamatokat (diszturbancia, szukcesszió) *manipuláljuk* egy bizonyos cél elérése érdekében. A szukcesszió menetét meghatározza az élőhely megléte, a fajok elérhetősége és azok megtelepedése (Hobbs & Norton 1996). A szukcesszió irányítására alkalmas (Luken 1990): a szándékos zavarás a megfelelő élőhely biztosításával, vagy egyes fajok megtelepedésének vagy szaporodásának segítése ill. gátlása. Általában valamilyen szándékos zavarásra szükség van a restaurációs terület előkészítése során. Máskor ez a zavarás már lezajlott. A fajok kolonizációja indulhat a talaj magbankjából vagy a környező vegetációból, de ez gyakran nem biztosítja a célközösség összetételét, ekkor telepítésre van szükség (vetés, ültetés, Hobbs & Norton 1996). A faj(ok) kiválasztásával a szukcesszió folyamata a cél irányába indítható (MacMahon 1998).

A megfelelő zavarás (típus, gyakoriság) megtervezése a restauráció egyik legnagyobb kihívása, mivel „a zavarások természete és szerepe nem világos, és a megfelelő zavarás biztosítása nehézségekbe ütközik” (Palmer et al. 1997). A „megfelelő” zavarás jelenti annak kiterjedését, gyakoriságát, megjósolhatóságát, területét, intenzitását és hatását (Turner 1989). A térbeli és időbeli vonatkozások egyaránt fontosak. A helyzetet bonyolítja, hogy a természetes diszturbanciák (aszály, árvíz, rágás stb.) befolyásolják a restauráció sikerét (Erhenfeld & Toth 1997). Ugyanakkor nincs szükség a természetes zavarás pontos másolására, elegendő annak főbb vonalait követni (Palmer et al. 1997).

A *közösségi szabályok* (fajok érkezése, fennmaradása, kipusztulása okainak) ismerete nagyban elősegítheti a szukcesszió menetének tervezését olyan rendszerekben, melyekben erős faji interakciók vannak, a zavarások pedig ritkák ill. jósolhatók. A kevésbé jósolható ökoszisztémáknál a különböző *guildek* létrehozása lehet a restauráció célja, ekkor nem szükséges a faj szintre fókuszálni, elég bizonyos funkciók ellátását biztosítani (Palmer et al. 1997).

Tervezett zavarásokkal és a közösségi szabályok alkalmazásával a restaurációs beavatkozás egy bizonyos végcél elérését a minimális erőfeszítéssel és elfogadható idő alatt érheti el. Sajnos a legtöbb ökoszisztéma esetében a szukcessziós folyamatok és útvonalak nem kellően ismertek és nagyon változatosak. A sztochasztikus folyamatok miatt az egyes beavatkozások eredményessége helyenként és időben is változhat (Hobbs & Norton 1996). Bár a szukcessziós folyamatok megerősítése elősegítheti a restaurációt, de az eredmény jósolhatósága limitált.

Az *ökoszisztéma funkciók* az organizmusok közötti ill. az organizmusok és a környezet közti kölcsönhatások következményei. Ide tartozik a komponensek közti energia- és anyagáramlás (Turner 1989). A funkciók közé tartoznak a spontán folyamatok, melyek a rendszerek működését és megújulását biztosítják, ezzel a fluktuáló környezetben a fennmaradást lehetővé teszik (Palmer et al. 1997). Az ökoszisztéma struktúra restaurációja fajok vagy anyag hozzáadásával a funkciók figyelmen kívül hagyásával nem feltétlenül eredményez öfenntartó rendszert. Ugyanakkor csak a funkciók restaurációja a szerkezet figyelembevétele nélkül olyan közösséget eredményezhet, mely új vagy nem tipikus az adott régióra. A struktúra és funkció visszacsatolás révén kapcsolt, vagyis azok a funkciók, melyek a rendszert mozgatják, a struktúra következményei és egyben alakítói. Példa a funkció figyelembevételére: ha egy lebontókra épített táplálékhálózat restaurációja a cél, akkor a szerves anyag adagolása meg kell, hogy előzze a lebontók betelepítését (Palmer et al. 1997). Vagy, az egyes fajok restaurációja kevésbé fontos, ha a kiindulási állapotban bizonyos funkcionális szerep ismétlése (redundancia) fordul elő.

A struktúra és funkció kapcsolata a restauráció során a *kulcsfajok* (keystone species) esetében is nyilvánvaló. Ezek a fajok biomassájukhoz mérten aránytalanul jelentős szerepet játszanak az ökoszisztémákban. Ezen fajok azonosítása nehéz, különösen, ha a legjelentősebb funkciót játszó fajok hiányoznak, vagy szerepük nem ismert. A kulcsfajok visszatelepítése fontos célja és egyben kihívása a restaurációnak, melyek megtelepedése elősegítheti a rendszer funkcióinak visszaállítását és így a restauráció eredményességét (Palmer et al. 1997). Funkcionálisan helyreállított egy rendszer, ha az energia megkötés az eredeti szerint folyik, ha a tápanyagvesztés minimális, és ha a hidrológiai folyamatok megfelelően működnek (Whisenant 1999). Más kutatók az ökoszisztéma funkciókat máshogy értelmezik, de abban egyetértenek, hogy három fő csoportba sorolhatók: anyagáramlás, fizikai és biológiai struktúra (Ehrenfeld 1997).

Ugyanakkor a *funkció és struktúra* közti kölcsönhatásokat kevésbé ismerjük, az eredmények sokszor ellentmondásosak: pl. a produktivitás egyszer magasabb biodiverzitáshoz kötött (Tilman et al. 1996), máskor éppen alacsonyabbhoz (Ehrenfeld 2000), akár hasonló élőhelytípusok különböző régióban máshogy viselkedhetnek, így nehéz megjósolni, hogy az adott beavatkozás elvárásainknak megfelelő hatású lesz-e. A funkciók komponensei közötti kölcsönhatások komplexek, és a típusok közt variabilisek.

Az ökoszisztéma funkciók restaurálása specifikus projekttervezést tesz szükségessé, a hatások megfelelő skálán történő becslésével. Bár minden élőhely és lokalitás különböző, a legfontosabb funkciók mérhetők: energiaáramlás, tápanyag körforgalom és produkció (Ehrenfeld 2000).

Alap kutatásra van szükség az energiafelvétel típusának és mennyiségének ökoszisztémákra gyakorolt hatása feltárására. Az *energiaáramlás* becsülhető a légzés vagy a lebontás intenzitásával, a táplálékhálózat szerkezetével, alternatív energiaáramlási útvonalakkal (Ehrenfeld 2000). Az ökoszisztémák energiát vehetnek fel a napból, szélből, hőből és vízáramlásból. Mindezek a restaurációs manipuláció célpontjai lehetnek (Ehrenfeld és Toth 1997).

A terület napenergia gazdálkodása függ a hosszúsági foktól, a klímától, a lejtőszögtől és a kitétségtől. Pl. dajkanövények (itt árnyékoló fajok) alkalmazása lehetőségek nyújt a beérkező napenergia befolyásolására. A szélenergia a szerkezettől, szélereősségtől, klímától, széliránytól egyaránt függ. Széltörőket alkalmazhatunk növények vagy egyéb létesítmények felhasználásával. Az érkező hőenergia függ a talaj albedojától (fényvisszaverő képesség), víztartalmától, növényzeti borításától és más adalékanyagoktól. Az érkező hőenergia módosítható a talaj színének, vízvisszatartásának módosításával, vagy világos/sötét mulcsozással (növényi anyag terítésével, Ehrenfeld és Toth 1997).

A vízáramlás fontos energiaforrás vizes élőhelyeken és a vizekben. Az áramló vizekben az élőhely struktúráját alapvetően ez határozza meg. Állóvizekben az áramlást a geomorfológiai viszonyok, a klíma és a vízgyűjtő szerkezete határozza meg. Édesvízi rendszereket a medence alakjának módosításával, a vízmozgás szabályozásával, kapcsolatok létesítésével, felszámolásával manipulálhatjuk. Sós vízi (pl. szikes) rendszereket az érkező vízminőség és vízmennyiség módosításával alakíthatjuk (Ehrenfeld és Toth 1997).

A *tápanyag körforgalom* mérhető: a mineralizáció és lebomlás szintjével, a szervesanyagok és tápanyagok elérhetőségével és minőségével, a tápanyagmozgás folyamatával (kationcsere, nitrogén immobilizáció stb.), és a tápanyag veszteséggel (kimosódás, erózió, gázok távozása). A tápanyag körforgalom jelenti „a tápanyag mozgás sebességét, az egyes strukturális elemek relatív jelentőségét, mint a rendszer hosszú távú tápanyagraktárait, valamint a rendszer tápanyag hasznosítási hatékonyságát” (Ehrenfeld & Toth 1997). Tápanyagok érkezése és távozása az ökoszisztéma környezetétől és a rendszer anyagvisszatartó képességétől függ. A tápanyagok mennyisége anyagvisszatartással/eltávolítással manipulálható. Vastag avarréteg gátolja az eróziót, így segíti a szervesanyag felhalmozódását. A talaj szervesanyag tartalma biztosítja a szén és nitrogén forrását, és akár a nehézfém szennyezést is megkötheti. A nitrogén visszatartás nő a talajmikróbák gyarapodásával (Ehrenfeld és Toth 1997).

A tápanyag körfogalom és –elérhetőség időben változik az anyagáramlással ill. a fajkompozíció változásával. Degradált és üres talajfelszín megkötő szervesanyag hiányában nem képes a tápanyagok visszatartására. Ugyanakkor fiatal, mesterséges mocsarakban magasabb a nitrogén akkumuláció, és a tápanyag körforgalom nyitottabb, mint a természetes mocsarakban (Craft et al. 1999). A talajfauna változásai módosíthatják a lebontást és a tápanyagok átadását (Ehrenfeld és Toth 1997). Ezeket a komplex összefüggéseket figyelembe kell venni a restauráció és a kezelések tervezése során megfelelően funkcionáló, a természeteshez közelítő rendszerek létrehozása érdekében.

A *netto primer produktiót* (net primary productivity, NPP) rendszeresen használták, mint a restauráció sikerének becslését legfőképpen rekultivációs, re-vegetációs projekteknél. Az NPP a konzumensek ill. lebontók számára elérhető források direkt becslése, és számos ökoszisztéma típusra konkrét adatokkal rendelkezünk. A céltársulás NPP szintje a restaurációs cél részévé tehető. Amikor a primer produktió helyreállítása a cél, a produktivitás gátjait kell meghatározni, és a restaurációs tervbe ezek kiküszöbölésére kell beavatkozásokat beépíteni.

Az NPP becsülhető a talajfeletti biomassza időbeli változásával, vagy bizonyos célfajok növekedési rátájával, vagy általánosabban a vegetáció borításának változásával. Az NPP becslése a talajban sokkal bonyolultabb. Másodlagos produktiót (herbivorok), ill. a teljes

ökoszisztéma produktivitást szintén nehéz becsülni, de néhány restaurációs projektben megtörtént (Ehrenfeld 2000).

Az ökoszisztéma szerkezet helyreállítása talán a leggyakoribb restaurációs cél. A struktúra elemei: fajkompozíció, a fajok horizontális eloszlása, a vertikális vegetáció profil (Hobbs & Norton 1996), az élőhely struktúra, a táplálék hálózat szerkezete (Ehrenfeld & Toth 1997; Palmer et al. 1997). A biotikus (flora, fauna) és az abiotikus (hidrológia, szubsztrát) szerkezetet külön elemezhetjük.

BIOTIKUS TÉNYEZŐK

Flora

Az ökoszisztéma struktúrájának restaurációja a *növényeken* alapszik, melyek kialakítják az élőhely mátrixot és a szervesanyagot létrehozzák. Az alapközet fizikai és kémiai jellegzetességei befolyásolják a vegetáció szerkezetét és összetételét, amely azután a rendszer állat- és mikrobiális komponenseinek restaurációját lehetővé teszi (Davy 2002). A restauráció során a honos fajoknak prioritást kell adni. Sokszor az invázív fajok kiszorítják a helyieket zavart területen, mégis a lokális fajok jobban adaptálódtak a helyi viszonyokhoz, vagyis, nagyobb eséllyel szaporodnak és szóródnak szét nem kezelt területeken, így nagyobb eséllyel hoznak létre önfenntartó ökoszisztémát. Ráadásul az őshonos fajok használatával nagyobb az esély, hogy a restaurált közösségek más természetes élőhelyekkel kapcsolatba kerüljenek (ökológiai folyosó kialakítása). A honos fajok többnyire kevesebb törődést igényelnek, mivel az adott körülményekhez adaptálódtak (Handel et al. 1994). Ugyanakkor előfordul, hogy invázív fajok a lokális fajokkal szemben olyan versenyelőnyre tesznek szert, hogy a restaurált élőhely állandó kezelését teszik szükségessé (pl. É-USA: *Phragmites communis*, *Phalaris arundinacea*, *Typha x glauca*; Ny-USA: *Bromus tectorum*).

Az eltérő faj-, élőhely elérhetőség és a fajok megtelepedésének sikere nagyban befolyásolja a vegetáció fejlődés irányát. Egy faj beérkezését a területre befolyásolja annak diszperziós képessége és az aktuális távolsága. A propagulum forrása és a diszperzió fajonként különbözik. A restauráció során az elérhetőséget változtathatjuk magvetéssel, magoncok ültetésével, kifejlett növények ültetésével, vagy madarak megpihenésére szolgáló létesítménnyel, amelyek így magok terjedési vektorai lehetnek.

Túlélő növénypopuláció létrehozása a megtelepedési fázistól függ. A „safe site” elmélet szerint a magok közvetlen környezetének a csírázást és megtelepedést biztosítani kell. A „safe site” jellegzetessége fajonként változik és finom léptékben érvényesül. A vegetáció fejlődés iránya olyan foltok jelenlététől függ, melyeken a „safe site” sűrűség magas (Urbanska 1997).

Az egyes fajok különböző megtelepedése nagyban befolyásolja a vegetáció fejlődésének irányát. Egy faj növekedése és reprodukciója a környezetével, a többi fajjal való interakciók eredménye. Az egyes fajok közötti kapcsolatok lehetnek negatívak, pozitívak vagy neutrálisak. Kompetíció esetén mindkét faj ugyanazt a limitált forrást hasznosítja. A facilitáció pozitív hatás, melynek során az egyik, vagy mindkét fél számára a másik jelenléte előnnyel jár (mutualizmus, MacMahon 1998). A helyi környezeti viszonyok erősíthetik vagy gyengíthetik is a fajkapcsolatokat az egyes fajok toleranciájának függvényében. Az abiotikus faktorok és a fajok közti kölcsönhatások kombinációja egy sor közösségi szabályt eredményez (Davy 2002).

A fajok létrejött közössége az ökoszisztéma fejlődését számos módon befolyásolja, pl. szervesanyag felhalmozódás, talajfelszín hőmérséklete. Ahogy a növényzet lombosodik, a lokális környezet megváltozik, a kolonizáló fajok esetleg már nem képesek megmaradni vagy szaporodni. Fénykedvelő fajok nem képesek megújulni a saját árnyékukban, így új fajok

jelennek meg. A klasszikus szukcessziós elmélet szerinti séma: pionír fajok → környezeti változás → fajcsere jól predikálható (MacMahon 1998), de a restauráció során a *közösségi elmélet* jobban használható a faj-előfordulások kényszerfeltételeinek ismeretével, mivel így kívánatos tulajdonságú fajokból építhető fel a közösség.

A közösség-építő kísérletek megmutatták, hogy a társulás-fejlődésnek alternatív végpontjai lehetnek (Lockwood 1997). A közösségi elmélet szerint a társulások először a stabil végpontok közül az egyik irányába fejlődnek, mely állapot fennmarad, míg egy külső erő el nem mozdítja egy következő stabil állapotba. Az elmélet nagy hangsúlyt ad az egyes fajoknak, a sorrendnek, mely szerint a fajok kolonizálják a területet, valamint az egyes fajok érkezési gyakoriságának. A közösségi elmélet a vegetáció-fejlődés irányítását kontrollálja, és megfelelő sorrendben alkalmazott fajtelepítésekkel, újratelepítésekkel támogatja, míg a szukcessziós elmélet alapján tervezett restauráció az abiotikus környezet manipulálására fókuszál, feltételezve, hogy az autogén folyamatok beindítása elegendő a megfelelő társulásdinamika kialakítására.

A vegetációstruktúra restaurációja során gyakran az ökoszisztéma funkció ellátásában alapvető fajokra, valamint a céltársulás domináns fajára fókuszálnak (Dobson et al. 1997). Ez a megközelítés a fajok többségének spontán betelepedését feltételezi. Mivel sok faj hiányzik a környezetből (diszperziós távolság), a passzív restauráció elhúzódhat és megbízhatatlanná válik. Mivel a referencia élőhely összes fajának közösségben betöltött szerepét nem ismerjük, a hasonló funkciót képviselő fajokból többet betelepítve (*redundancia*) segíthetjük a rendszert, hogy a környezeti stresszel és diszturbanciákkal sikeresen megbirkózzon. Ha néhány faj megismétli mások funkcióját, az ökoszisztéma stabilitása növekszik. Ugyanakkor nagyobb diverzitás és kisebb egyedszámok az egyes fajok kipusztulásának valószínűségét növelik (Palmer et al. 1997).

Grime (1998) megvizsgálta a *diverzitás* és az ökoszisztéma funkciók összefüggését számos projekt alapján. A "tömegarány" hipotézis kimondja, hogy a fajok jelentősége egyenes következménye azok teljes biomasszájának; ez az elmélet ellentmond annak a hipotézisnek, mely szerint a diverzitás befolyásolja a funkciót. Egyre több bizonyíték van arra, hogy még diverz közösségekben is a biomassza nagy része kevés számú domináns fajban összpontosul. Logikusnak tűnik, hogy a kis számú domináns faj nagyobb befolyást gyakorol az ökoszisztéma funkciókra, mint a sok szubordinált faj. Miközben a tömegarány hipotézis mellett komoly érvek szólnak, a diverzitás széles skáláját biztosítja olyan kevésbé szembetűnő szerepeknek, melyek a rendszer stabilitását, fennmaradását biztosítják.

A legtöbb restaurációs projekt nem éri el a referencia élőhelyek diverzitásának szintjét. Az általános célokra megfelelően kell eldönteni, hogy egy adott restaurációs projekt mennyire fókuszáljon magas biodiverzitás elérésére. Ha a hosszú távú stabilitás fenntartása a cél, elegendő lehet a kulcs funkcióval rendelkező fajcsoportok jelenléte. Ha egy veszélyeztetett faj restaurációja a cél, akkor az adott faj számára kritikus feltételek kialakítását kell megkísérlni (Palmer et al. 1997). Általánosságban, a magasabb diverzitás tervezése biztosítékot adhat arra, hogy ismeretlen, de fontos szerepek és folyamatok véletlenül ki ne maradjanak.

Populációk restaurációját nagyrészt a veszélyeztetett növényfajok visszatelepítése vezérelte (Bowles & Wheelan 1994). A populációk túlélése függ az életmenet tulajdonságoktól, mint születési arány, növekedés, mortalitás. Denzitástól független faktorok (pl. időjárás, zavarás) úgy befolyásolják a születési és/vagy halálozási rátákat, hogy nem függenek a populáció sűrűségétől. A denzitás-függő faktorok változnak a sűrűséggel. A hosszú távú túlélést befolyásoló demográfiai folyamatok modellezhetők. Az egyes fajok kihalási valószínűségének meghatározására populáció életképesség elemzést végezhetünk.

Életképesség elemzéseket a kis populációk megőrzésére fejlesztették ki, de használhatók restaurációra is (Bell et al. 2003).

A *kihalás esélyét* befolyásoló faktorok: demográfiai bizonytalanság, környezeti bizonytalanság, természeti katasztrófák és genetikai bizonytalanság (Meffe & Carroll 1997). A demográfiai bizonytalanság leírja a véletlenszerű eseményeket, melyek befolyásolják az egyed túlélését és szaporodását, a környezeti bizonytalanság az előre nem látható eseményekre utal, mely az egész populációra hatással van. A környezeti bizonytalanság extrém eseteit nevezzük környezeti katasztrófáknak. A populáció túlélése a különböző szintű genetikai diverzitástól is függ. A genetikai struktúrák mintázata hierarchikus: a genetikai változatosság megnyilvánul a geográfiai régiók szintjén, a régiókon belül a populációk szintjén, családok között vagy családon belül (Millar & Libby 1989). A genetikai változatosság nem csak a populációk megőrzése során fontos, hanem azok restaurációja esetében is, különösen a ritka fajoknál.

A *ritka és veszélyeztetett fajoknak* kevés és kis populációi vannak, ezért veszélyeztetettek. Beltenyésztés és genetikai sodródás a genetikai változatosság csökkenéséhez, a populációk egészségének romlásához vezet (beltenyésztéses leromlás, vagy depresszió, Fenster & Dudash 1994). Külső kereszteződésből származó leromlás (kikeresztelési depresszió) akkor fordul elő, ha távoli populációk leszármazottai alacsonyabb fitnesst mutatnak. A hibrid utód lokálisan nem adaptálódott egyik szülő élőhelyéhez sem. Még ha a hibridek kezdetben magasabb életképességet is mutatnak, a következő generációkban ez lecsökkenhet, ráadásul egy "genetikai terhet" visznek magukkal (Montalvo et al. 1997).

Mivel a restauráció többnyire igen kis populációkkal kezdődik, a kiindulási populáció genetikai változatossága kritikus lehet. Rövidtávon, a kis populációk restaurációja során a populáció életképességének fenntartásáról gondoskodni kell a genetikai változatosság manipulálásával. Bár a külső forrású leromlás létező probléma, a lokális génállomány megőrzése nem kell, hogy kizárja a távolabbi források alkalmazását a genetikai változékonyság növelésére. A távoli génforrások keverésén túl a genetikai változatosság restaurációjánál magas genetikai diverzitású propagulumforrások alkalmazása vezethet sikerhez. A restauráció hosszú távú célja a fajok evolúciós potenciáljának fenntartása a genetikai változatosság segítségével. A változatosság növekedése növeli az adaptációs képességet (Montalvo et al. 1997). Ez egyrészt a genetikai változatosság populációk közötti, ill. populáción belüli elkülönítésével valósítható meg (Fenster & Dudash 1994).

A genetikai változatosság fenntartása mellett a növényfaj populációjának restaurációja során a genetikai anyag származása és annak a lokális viszonyokhoz való adaptációs képessége fontos probléma. A lokális ökotípusok visszatelepítése biztosítja az adott viszonyokhoz való alkalmazkodást és a szükséges toleranciát. Honos (kereskedelmi) fajkeverékek alkalmazása a mikrokörnyezethez nem adaptálódott genotípusok telepítését eredményezik (Handel et al. 1994). A használatos irányelvek szerint a propagulumok 50-100 km-es távolságból származzanak, ez az önkényes limit azonban nem veszi figyelembe a fajok genetikai változatosságát a tájban. Egyeseknek regionálisan kicsi a változatossága, míg mások kis távolságon belül is különbözhetnek (Millar & Libby 1989).

A restauráció tervezése során a természetes növényfajok genotípusos variációját figyelembe kell venni, különben súlyos genetikai összeférhetetlenség fordulhat elő. Az alacsonyabb túlélés mellett a növekedés és a reprodukció is csökkenhet, ha a genotípusokat rosszul választjuk ki (Handel et al. 1994). Gyakran a rosszul illesztett genetikai anyag eleinte túlél, később azonban nem képes az évszakos fluktuációkat vagy ritka eseményeket, mint pl. az aszály, tolerálni. A genetikai szennyezés komoly veszély forrása, a távoli genetikai anyag behozatala irreverzibilisen átalakíthatja a lokális populációk genetikai összetételét (Millar & Libby 1989).

Fauna

A társulások vagy ökoszisztémák restaurációja során gyakran a növényzet struktúrájának és funkcióinak helyreállítására törekszenek, az állatközösségek betelepítésével kevésbé foglalkoznak, azt feltételezve, hogy azok maguktól kolonizálni fogják a területet, ha a rendszer főbb elemei megtalálhatók. Ennek ellenére az állatközösségek betelepítése és fennmaradása nem feltétlenül valósul meg. Az állatok figyelembevétele a restaurációs tervezésnél nem csak a diverzitás növekedése szempontjából szükséges, hanem a növényfajok terjedését és a vegetáció túlélését is segítheti.

Különösen mutualizmus esetén, az állatok az ökoszisztéma egyes komponenseinek manipulációjában szerepet játszhatnak (Handel 1997). A táji kapcsolatok és a mutualizmus specificitása miatt a szükséges faj nem feltétlenül áll rendelkezésre, különösen, ha művelés alatt álló, vagy lakott terület veszi körül a restaurációs kísérlet helyét. Még a szükséges faj előfordulása esetén is szükség lehet aktív beavatkozásra: betelepítésre vagy az ökológiai kapcsolatok elősegítésére (Handel et al. 1994).

Két példa az állat-növény mutualizmusra a pollináció és a magterjesztés (zoochoria). A mag segítségével történő szaporodás akadályba ütközhet, ha a pollinátor guild nem felel meg a telepített növényfajnak. A pollinátor (re)kolonizációs sikere attól függ, hogy az új élőhely mennyire kedvező a fajnak, ill. annak milyen a terjedési viselkedése (Handel 1997). Ha a növényfaj – pollinátor kapcsolat létrejött, a magterjesztő állatok válnak fontossá a terület növényfaj-összetételének és -eloszlásának meghatározásában. Ezek a „tájépítő mérnökök”, a magok terjesztésével nem csak növelik a megtelepedett faj populációját és kiterjedését, hanem magokat hoznak be a környező területekről. A zoochoria haszna a növényfajok megnövekedett biodiverzitása és genetikai változatossága, bár a behurcolt magok nem kívánatos fajokat, pl. invázivokat is tartalmazhatnak.

Robinson és Handel (1993) megbecsülte fásszárú fajok betelepítését egy 1.5 hektáros feltöltött területen. Egy évvel a feltöltés után a fásszárúak 95%-a a terület környékéről érkezett, ezek többsége (71%) húsos gyümölcsű, madarak által terjesztett, a környező erdőkből származó faj volt. A csíranövények száma a fák környékén magasabb volt, bizonyítva, hogy a madarak leszállásra alkalmas helyeket keresnek. Később ezt mesterséges ülőfák kihelyezésével bizonyították (Handel 1997; MacMahon 1998).

Az állatok visszatelepítésének két módja ismert: az első esetében az élőhelyet alakítjuk úgy, hogy az vonzza az állatokat, a másik módszer a betelepítés, áttelepítés és a fogságban való tenyésztés (Sauer 1998). Az aktív betelepítésre akkor van szükség, ha a környező élőhelyeken az adott populáció sűrűsége túl kicsi, vagy a táji kapcsolatok hiányoznak (barrier) és ha a faj az ökoszisztéma működése szempontjából alapvető fontosságú. Bizonyos kulcsfajok, pl. ragadozók a táplálékhálózat struktúrájának fenntartásához elengedhetetlenek lehetnek. A kezelések manipulálása, pl. herbivoria csökkentése is lehetséges ezen fajok betelepítésével. Alacsony populációsűrűség, fragmentáltság miatt ezeket a fajokat gyakran be kell telepíteni.

Áttelepítés során az állatokat areájukon belül egyik helyről a másikkra telepítik, esetleg a korábbi areájukon kívülre telepítik. A korai állat restaurációs kísérletek során vadászott fajokat telepítettek vagy szaporítottak, mint pl. őzet, szarvast, jávorszarvast, kanadai muflont (Fellers & Drost 1995). Egy felmérés kimutatta, hogy 1973 és 1986 között Ausztrália, Kanada, Új Zéland és az USA területén végzett állat betelepítések 90%-a vadászható fajokra vonatkozott (Griffith et al. 1989). Újabban a telepítéseket természet megőrzési céllal hajtják végre. A legtöbb ilyen erőfeszítés ritka fajok megőrzését és túlélését célozza (Kleiman 1989; Bowles & Wheelan 1994). Ezek közé tartozik a Colorado folyó vízrendszerében a pisztráng, vagy a szürke farkas a Yellowstone Nemzeti Parkban. Egy elemzés kimutatta (Fellers & Drost, 1995), hogy a magasabbrendű állatok többször szerepelnek a restaurációs tervek

listáján, legtöbbször az emlősök (49%), majd a madarak (36%), halak (11%), hüllők (3%), kételtűek (1%), végül az ízeltlábúak (0,1%).

Az állatok betelepítése költséges és alapos tervezést igényel. A tervezés során a faj ökológiáját, a tervezett élőhely minőségét, a befogás és szabadon engedés lépéseit, a betelepített populációt veszélyeztető tényezők felmérését, a restauráció sikerének mérését, kritériumait mind figyelembe kell venni (Fellers & Drost 1995). Az állat-betelepítésekhez a populációdinamika ismeretére van szükség. A legkisebb életképes, vagy effektív populációméret (minimum viable population) megadja annak az izolált populációnak a nagyságát, amely egy megadott időn túl fennmarad adott valószínűséggel (Gilpin & Soulé 1986). Az irányelvek szerint rövid távú túlélést 50 egyed, míg hosszú távút 500 egyed valószínűsít. Természetesen a genetikai változatosság fenntartásához szükséges egyedszám fajonként nagyban különbözhet.

Az állatpopulációk életképességének becsléséhez a genetikai viszonyokat az egyed, a populáció és a metapopuláció szintjén kell ismerni. A genetikai változatosság nagyban függ a forrás-populáció összetételétől. Általánosságban elmondható, hogy a forrás-populációnak a restaurációs területhez közel kell esnie, és lehetőleg az elterjedési terület középső részén, mivel itt a változékonyság nagyobb, mint a marginális területeken. Beltenyészési depresszió és genetikai sodródás kis populációkban nagyobb valószínűségű, és különösen a fogságban szaporított és visszatelepített állatok esetében fontos (Morrison 2002).

Az állatok mozgása bonyolítja a populáció-demográfia és a genetikai kompozíció becslését. A terjedés többnyire egy irányba történik, amikor a fiatalok a születési helytől távolodnak, máskor az élőhelyen belül szabályos időben és térben történik a mozgás a források keresése miatt. Az évszakos vándorlás a különböző tengerszint feletti magasságok ill. biogeográfiai régiók között szintén a forrás keresést ill. a szélsőséges viszonyok elkerülését szolgálja. A robbanás szerű előzőnlés kevésbé kiszámítható módon, a források hirtelen megnövekedése, vagy gyors populáció növekedés miatt fordul elő.

Az állattelepítések jelentős anyagi- és munkaráfordítása miatt a következő szempontokat érdemes figyelembe venni (Fellers & Drost 1995):

- a faj populációjának csökkenését előidéző okokat vissza kell szorítani, ill. meg kell szüntetni,
- megfelelő állapotú élőhelyeket kell kiválasztani a faj elterjedési területének lehetőleg a középső régiójában,
- lehetőleg a restaurációs hely közelében, vadon befogott állatokat és nem fogságban szaporítottakat kell telepíteni,
- nagy méretű, stabil populációból származzanak a telepített egyedek,
- ismételten, jelentős mennyiségű egyedet kell kiengedni,
- a kompetitorok és predátorok számát célszerű csökkenteni.

Vannak sikeres betelepítési programok, melyek az előzők kudarcaiból is tanultak. Ennek ellenére az állatok restaurációját lehetőleg az élőhely módosításával kell megvalósítani. Ennek során több faj, nagyobb területen való betelepítése valósítható meg. Az állatpopulációk a vegetáció megtelepedését és fennmaradását is segíthetik. Ugyanakkor a vegetáció struktúrájának és funkciójának restaurációja nem garantálja az állatok betelepítését. A restauráció mindkét megközelítése, a faj betelepítés ill. élőhely módosítás során figyelmet kell fordítani a populációk életképességére, a genetikai variabilitásra, a forrás populáció jellegzetességeire, a lehetséges betelepülőkre és a restauráció léptékére.

ABIOTIKUS TÉNYEZŐK

Hidrológia

A hidrológiai viszonyok kiemelkedő szerepet játszanak az ökoszisztéma funkciók fenntartásában. A hidrológiai viszonyok nem csak a rendszer vízellátottságát határozzák meg, hanem a tápanyagok mozgását, az üledékképződést is. Ez az anyagáramlás jelentősen befolyásolja a szukcessziót a vegetáció- és a talajfejlődés irányának és sebességének változtatásával. Bár a hidrológiai viszonyok minden élőhelytípus jellegzetességeit szabályozzák, a vizes élőhelyek esetében ezek meghatározó jelentőségűek (Mitsch & Gosselink 2000).

A vizes élőhelyek hidrológiai viszonyai nem csak az abiotikus tényezőket befolyásolják, mint a talaj sajátságok, tápanyag-ellátottság, szalinitás, hanem az élővilág fejlődését is. A vizes élőhelyek élővilága érzékenyen reagál a hidrológiai viszonyok megváltozására, sokszor egészen kis módosulás jelentősen megváltoztathatja a produktivitást, fajösszetételt és a fajgazdagságot (Mitsch & Gosselink 2000). A vizes élőhelyek ökológiai funkcióinak, stabilitásának fennmaradása ezért a vízellátottság függvénye. Számos vizes élőhely sérült mesterséges vízvezetés miatt (mezőgazdasági termelés, erdészet, bányászat stb. miatt).

Minden vizes élőhely-restauráció során a hidrológiai viszonyokat (vízhözam, vízzel borított periódusok stb.) ismerni kell (Labadz et al. 2002). A vízszint évszakos ingadozása a talaj felett ill. a talajban meghatározó. A medence topográfiája, a felszín alatti viszonyok, a beérkező és távozó víz mennyisége befolyásolja a *vízborítás időszakát*. A vízzel borított időszak alapvető a vizes élőhelyek folyamatainak meghatározásában. A legnagyobb különbségek az átfolyó víz mennyiségében a folyó menti ártereken figyelhetők meg, ami lehet szezonálisan ill. periodikusan ismétlődő, és jelentős tápanyag-lökettel és egyben üledék eltávolítással jár. Ezek a vízmozgások a vegetáció összetételét, struktúráját meghatározzák: a rövidebb periódusok változását a lágyszárúak, míg a hosszú távú hidrológiai jellegzetességeket a fás szárú növények jelenléte tükrözi. Extrém viszonyok a fák megtelepedését vagy éppen eltűnését idézhetik elő, ezek inkább a mérsékelt változásokat viselik el (Carter 1986).

A *tartózkodási idő* megmutatja, hogy egy adott vizes élőhelyen a befolyó víz mennyi ideig marad a területen. Ez az átfolyó víz és az átlagos teljes vízkészlet hányadosa. Az élőhely "nyitottsága" számos kémiai és biológiai folyamatot irányít. Sokszor a becsült érték többszöröse a tartózkodási idő, mivel a rendszerben a keveredés egyenetlen (Mitsch & Gosselink 2000).

A *vízfogalom* függ a beérkező, és kimenő vízmennyiségtől: csapadék, felszíni vizek, felszín alatti beérkező vizek, ill. kifolyó felszíni és talajvizek, valamint az evapotranspiráció. A vizes élőhelyek nem egyformán függnek a csapadékmennyiségtől, a topográfia függvényében szerepe változó. A lápok például elsősorban a csapadékból fedezik vízszükségletüket, míg a mocsarak és nádasok főleg a talajvízből.

A restauráció során a hidrológiai viszonyok helyreállítása alapvető, ehhez azonban ismerni kellene annak dinamikáját. Sajnos a helyspecifikus hidrológiai működés leírása ma még gyerekcipőben jár (Zedler 1996). A talajvízmozgás, a talajnedvesség és a vegetáció kapcsolata nagyon változékony lehet adott helyszínen is, ami nehezíti a hidrológiai viszonyok megértését.

A területhasználat különböző módjai változatosan befolyásolják a hidrológiai jelenségeket. A beavatkozások főbb típusai: befolyó/kifolyó vizek csatornába terelése, műtárgyak létesítése. Az eredmény többnyire a vízsebesség növekedése, így az alvízen a beérkező vízmennyiség is nőhet (Thom et al. 2001).

Sokszor a hidrológiai viszonyok hibás megítélése az oka egyes vizes élő-rehabilitációs programok sikertelenségének. A viszonyok jobb megértésén túl jobban kell ismerni a vegetáció tűrőképességét a vízborítás tekintetében a fejlődés különböző szakaszai során. Az évek közötti és az időszakos különbségek miatt a restaurációs tervnek rugalmasnak, időközben módosíthatónak kell lennie. Például ún. fedő növényzet (cover crops) vagy a betelepülő pionírok alkalmazása lehet megoldás arra az időre, amíg a hidrológiai viszonyokat kiismerjük, és csak később célszerű költséges telepítésekbe fogni (Hunt et al. 1999).

Talaj

A talaj az ökoszisztéma-fejlődés alapját képezi. A növények a talajtól függenek, ez biztosítja a csírázás és a gyökérképződés feltételeit, megteremti a talaj feletti növekedés fizikai feltételeit, biztosítja a megfelelő mikroklímát, a vizet, a tápanyagokat, a talaj őrzi meg a magok életképességét. A talaj ezen funkcióinak nagy hányada a talajban élő mikroorganizmusoktól, állatoktól függ (baktériumok, gombák, mikorrhizák, makrofauna). A talaj áteresztő képessége meghatározza a víz és az oldott anyagok mozgását. A működő ökoszisztémában a talaj biztosítja a meg-nem újuló források megőrzését (szervetlen tápanyagok, szervesanyagok) a dekompozíció és a mineralizáció során. A talaj az ökoszisztémák fejlődésének korai szakaszát jelentősen befolyásolja (Bradshaw 1997).

A talajok kialakulását öt tényező határozza meg: alapkőzet, klíma, élővilág, topográfia és az idő. Ezen faktorok kombinációja sokféle talaj kialakulását eredményezhetik, amelyek fizikai (nedvesség, szín, szemcseméret stb.), és kémiai (pH, kationcserélő képesség stb.) paramétereikben különbözhetnek. Ezek alapján a talajokat rendszerezik.

A talajok érzékenyek a *degradációra*, csökkenhet a produktivitásuk, és hátrányos változásokon mehetnek keresztül. A fizikai, kémiai vagy biológiai módosulások befolyásolják a talaj szerkezetét, tömörségét, vízáteresztő- vagy visszatartó képességét, szervesanyag- és sótartalmát (Lal & Stewart 1992). A talaj degradációjának természetes okai is lehetnek: klímaváltozás, vízviszonyok megváltozása stb. A humán eredetű degradáció többnyire a populáció sűrűség, vagy területhasználat (ipari, agrár, útépités stb.) következménye. A globális populáció növekedéssel ez a degradáció újabb területekre terjed ki.

A degradált talaj *restaurációjához* ismerni kell a degradáció okát, ennek fizikai, kémiai és biológiai vonatkozásait (Lal & Stewart 1992). A fizikai struktúra degradációja komoly következményekkel jár. A tömörödés során a pórusok mérete csökken (pl. nehéz járművek, taposás), ilyen állapotban a talaj nem tud vizet felvenni, ezért a víz és tápanyagmozgás a talajban erősen korlátozott, ami gyakran további eróziót eredményez.

Az *erózió* a talajdegradáció legdurvább formája, hiszen magát a termőréteget távolítja el (Logan 1992). A talajrészecskék víz és szél által történő transzportja megváltoztatja a talaj fizikai, kémiai és biológiai jellemzőit: vízmegtartó képességét, a tápanyag körforgalmat, a vegetációborítást (Whisenant 1999). Az erózió csökkentésére a leggyakoribb módszer a gyors növekedésű fajok telepítése. Erre a célra dajkanövényeket (a többi faj megtelepedését elősegítő, árnyékoló fajok), illetve folyamatos felszínborítást biztosító terményeket használnak (pl. lucerna). A dajkanövények nem csak az invazív fajokat szorítják ki és árnyékoló hatásúak, hanem megakadályozzák a talajeróziót. A vékony gyökerek és a fajszálgökerek elősegítik a talajmorzsák kialakulását, ezzel a vízmegtartó képességét és fizikai jellemzőit (pórusméret) javítják (Bradshaw 1997).

A talaj kémiai degradációja a *szennyezésekből* fakad és hatással van a toxicitásra, a pH-ra és a termőképességre (Logan 1992), többnyire lokálisan fordul elő. A mérgezett talajok restaurációja mérnöki és ökológiai módszereket igényel. A mérnöki megoldások a szennyezés eltávolítására, immobilizációjára vagy vegyi átalakítására törekszenek. A beavatkozások

során különböző adalékokat használnak: termőtalaj, szerves anyagok, mint pl. trágya vagy szennyvíz iszap, vagy igazi melléktermékeket, mint pl. fűrészpor, papíripari hulladékok (Marrs 2002). Ezek a mérgező anyagok megkötését vagy koncentrációjának csökkentését szolgálják. Az adalékok segíthetik a növények gyökerezését az ökológiai megközelítésű restauráció során is. Mivel a nehézfém szennyezés általában kizárja a legtöbb faj megtelepedését, a bánya-rehabilitációknál többnyire a spontán betelepülő, toleráns fajokat használják (Smith & Bradshaw 1979). Újabb fajok megtelepedését éppen a koraiak segíthetik elő a talajtulajdonságok átalakításával (facilitáció). Felhalmozzák a szerves anyagot és a tápanyagokat, elősegítik a finom szemcsés por felhalmozódását, így a kevésbé toleráns fajok is betelepülhetnek. A mérgező elemeket akár testükben felhalmozhatják, így összegyűjtésükkel a toxicitás csökkenthető (Marrs 2002). A talaj savasságának kompenzálására a meszezés hatékony módszer.

Azok a talajfolyamatok amelyek a *tápanyag ellátottságot* befolyásolják nagyobb jelentőségűek a restaurációs tevékenység során, mint maga a talajképződés, mivel az előbbi gyorsabban változhat és nagymértékben hat az ökoszisztéma produktivitására, struktúrájára és működésére (Bradshaw 1997). A talaj kívánatos termőképessége a céltársulástól függ. Egyes esetekben az aktuális fertilitás nagyobb a szükségesnél, pl. trágyázás, szennyezés vagy szukcesszió folytán (szárazföldi eutrofizáció). A tápanyag ellátottság csökkentésére szolgáló módszerek: legeltetés, talajzsaroló növények vetése, égetés, talajfelszín eltávolítás, kaszálás (Marrs 2002). Máskor a talaj elszegényedése, különösen a nitrogénhiány jellemző. A talajásványokban szinte semmi nitrogén nem fordul elő, ellenben a talajmikróbák a szervesanyag lebontás során, a mineralizációval felvehető állapotú ammóniumot és nitrátot biztosítanak a növényi növekedéshez. Ez az egyetlen tápanyag, mely szinte teljesen mértékben biotikus folyamatok által szabályozott. Hiánya pótolható természetes vagy mesterséges műtrágya hozzáadásával. Másik lehetőség a terület javítására finom szemcsés adalékok terítése, melyek felületükön megkötik a vizet és a tápanyagokat (Bradshaw 1997). Ezenkívül a nitrifikáló baktériumokkal szimbiózisban élő növények (pillangósok) ültetése biztosíthatja a nitrogénfixáció révén a szükséges tápanyagot. A nitrogénelérhetőség szabályozásában a mikorrhizáknak kiemelkedő jelentőségük van, de erről még keveset tudunk (Haselwandter 1997).

A *talajfauna* fontos funkciót tölt be az ökoszisztémák működésének fenntartásában. Bonyolult kapcsolati hálózatot alakítanak ki, és a talaj biomassza jelentős részét képezik, szoros összefüggésben a lebontással és a tápanyag körforgalommal. A talajfauna összetétele a talajtípustól és a tájhasználatától függ. A tájhasználat szempontjából fontos a természetes vegetáció eltávolításának körülménye, ideje, a takarmánygazdálkodás, növénytermesztés, öntözés, csatornázás, műtrágya és növényvédő szerek alkalmazása (Curry & Good 1992). Általában érvényes az a megállapítás, hogy a talajfauna spontán visszatelepszik (Bradshaw 1997). A restaurációs beavatkozás mérete, alakja ill. a megfelelő kolonizációs forrás jelenléte határozza meg a betelepülés eredményességét. Ugyanakkor a kívánatos fajok megtelepedését segíthetjük. Erre akkor van szükség, ha a degradált területen a produktivitás gyors helyreállítása a cél, hiszen a talajfauna a talajszerkezet kialakulását és a termőképesség fenntartását biztosítja. A talajfauna közösségének rehabilitációja a degradáció mértékétől és az azt követő restaurációs beavatkozástól függ (Curry & Good 1992).

Az új növényzet borítása jelentősen hat a talajfaunára. A fajösszetételnél fontosabb a növényzet produkciója, melynek során szervesanyag jut a talajba, így biztosítja a tápanyagforrást a lebontóknak és egyben kiegyenlített mikroklimát és talajfelszint hoz létre. Ezért súlyosan degradált területen a vegetáció jelentős borításának biztosítása elsődleges. Ennek érdekében szükség lehet a talaj pH beállítására, a területhasználat intenzitásának mérséklésére (pl. csak extenzív legeltetés).

TÁJÖKOLÓGIAI MEGFONTOLÁSOK

A tájökológia a durva léptékű térskálán a térbeli mintázat ökológiai következményeire fókuszál (Turner 1989). Ez a tudományterület az ökológia, szociológia, gazdasági földrajz, tájhasználat és tájépítés elemeti használja fel (Bell et al. 1997). A tájökológia a emberi tájatalakítás káros következményei miatt gyorsan fejlődik, és sokat köszönhet a kárelhárító tevékenységek, mint pl. a restauráció eredményeinek.

A tájökológia a sziget-biogeográfia elméletében gyökerezik (MacArthur és Wilson 1967). A szerzők pozitív korrelációt találtak a különböző méretű, elszigeteltségű és topográfiai diverzitású szigetek fajgazdagsága között, míg a szárazföldről való távolság növekedésével a fajgazdagság csökkent. Kis szigeteken a betelepülés alacsony gyakorisága magas kihalási valószínűséggel jár, így a fajgazdagság alacsony. Az ilyen típusú elemzések vezettek a tájökológia fejlődéséhez, amely az élőhelyfoltokat a fragmentáció következtében kialakult szigetekként értelmezi.

A biodiverzitás fenntartásában az élőhely méretének és a propagulumforrások távolságának alapvető szerepe van a fragmentált tájban. Az ökoszisztémákhoz hasonlóan a tájat is a struktúrája, funkciója és dinamikája határozza meg (Forman & Godron 1986; Turner 1989; Bell et al. 1997). A struktúrát az egyes foltok jellegzetességei, úgy, mint energia-, anyagáramlás, fajösszetétel eloszlás, valamint a foltok mérete, alakja határozza meg (Turner 1989). A tájstruktúra kialakításában számos tényező vesz részt: regionális klímadiadiensek (hőmérséklet, csapadék), talajtípusok eloszlása, topográfia. A zavarás története (koreloszlás, szukcessziós stádiumok) szintén hozzájárul a szerkezet kialakításához (Hobbs 2002).

A foltok közti fizikai, kémiai és biotikus tényezők kölcsönhatásai határozzák meg a táj funkcióit. Ezen folyamatok megszakítása gyakran az ökoszisztémák degradációjához vezet, restaurációjuk alapvető lehet a beavatkozás céljának eléréséhez. A tájdinamika az egyes foltok vagy foltcsoportok, sturktúrájának, funkcióinak időbeli változása. A struktúra, funkció és dinamika egymásra visszaható tényezők révén összekapcsolt. A struktúra erősen befolyásolja a funkciót, mely visszahat a táj struktúrájára és dinamikájára (Hobbs 2002).

A táj leginkább összekapcsolt és kiterjedt elemeit mátrixnak nevezzük (Bell et al.1997). A mátrixon belül az elemek elrendezése meghatározza a fajok mozgását és a táj funkcióját. A táji lépték többnyire több kilométerben mérhető (Aronson & Le Floch 1996a), de ennél finomabb folyamatokat is figyelembe vehet a fajok jellegzetességei szerint, vagyis az a lépték, ahogy a fajok a tájat használják (Bell et al. 1997).

A tájökológia több léptéken átnyúló felhasználása szolgálja leginkább a restaurációs ökológia szükségleteit (térfolyamatok, JNP függvények). A restaurációs metodika a lokális beavatkozások eredményeire építve fejlődött, pedig számos sérült funkció táji léptéken működik (Hobbs 2002). A kísérleti területek gyakran kisebbek és izoláltabbak, mint a természetes viszonyok esetén, ami befolyásolja az ökoszisztéma funkciókat és folyamatokat, így a restauráció sikerét is (White és Walker 1997). A táji kitekintés lehetővé teszi a területi összefüggések kezelését a restauráció során. A táji léptékű restaurációt a feldarabolt táj re-integrációjának tekinthetjük (Hobbs & Saunders 1993; Aronson & Le Floch 1996a). A re-integráció során a funkciós kapcsolatok restaurációját célozzuk meg, amelyek az ökoszisztémák közti anyag- és energiaáramlást szabályozzák.

Általánosságban a tájökológia a „nagyobb jobb” ill. az „összekapcsolt jobb” elvét javasolja a restauráció során (Hobbs and Norton 1996), de az egyes élőhelyfoltok restaurációja esetén is

használható. Segít a restauráció lokalitásainak kiválasztásában, a létező élőhelyek kapcsolatait elősegítő, ill. pufferezóna kialakítását biztosító prioritások meghatározásában, támogatja a referenciaterületek kiválasztását, olyan területi elrendezés megtervezéséhez járul hozzá, mely a maximális esélyt biztosítja a regenerációhoz.

HETEROGENITÁS

A táj térbeli heterogenitása a folyamatostól a foltosig terjedhet, az időbeli heterogenitás pedig a folyamatok, események gyakorisága szerint változó, pl. zavarási gyakoriság, fajok gyakoriságának változása (Vivian-Smith 2001). A heterogenitás becslése során a tájelemek számát, az elemek területét, a foltok kerületét határozzák meg. Más módszerek a fajok eloszlásának, gazdagságának mintázatát, egyenletességét, és ezek különbözőségét elemzik (Hobbs 2002).

A restauráció során a heterogenitás figyelembevétele előnyökkel és nehézségekkel is jár. Az élőhelyek több típusának egyidejű restaurációja a biodiverzitást növeli, különböző életlehetőségeket, talajtípusokat, növényzeti típusokat kínálva az egyes fajok számára. Az élőhelytípusok változatossága egyben az ideális élőhely kialakításának esélyét is növeli. A heterogenitás a fajok közti kompetíció növelésével az egyes fajok életlehetőségeit, dominancia lehetőségeit csökkenti (Vivian-Smith 2001). Ugyanakkor a változatosság növelése megghiúsíthatja a restauráció céljait az adott élőhely térbeli heterogenitásával és időbeli változékonyságával. A heterogenitás a biológiai folyamatokat is akadályozhatja. Kevésbé ismert a heterogenitás szerepe az egyes fajok terjedésében, elősegítheti és gátolhatja is (Gustafson & Gardner 1996).

FRAGMENTÁCIÓ

Az emberi tájhasználat (urbanizáció, mezőgazdálkodás, bányászat stb.) az egész földön jelentős fragmentációt eredményezett. A korábban összefüggő mátrixot alkotó elemek izolált foltokat alkotnak. A szétDarabolódás nem csak jelentős élőhely veszteséget eredményez, hanem egyes típusok és a hozzájuk kapcsolódó fajok teljes eltűnéséhez vezet (Harker et al. 1999). A fennmaradó foltok többsége nem elég nagy ahhoz, hogy a fajok életképes populációinak életteret biztosítson. Ez elsősorban az állatfajokra, különösen a ragadozó gerincesekre érvényes, melyek jelentős életteret igényelnek. A megmaradt foltok egyre inkább elszegényednek, a terjedés az egyes foltok között jelentősen lecsökkenhet. Egy faj hiányozhat egy elszigetelt foltból egyrészt azért, mert nem képes odajutni, másrészt mert a kihalása jelentősebb, mint a betelepődése. Kiseb kompetíciós képességű faj előtérbe kerülhet a jobb diszperziós képessége miatt (White & Walker 1997).

A fragmentált terület a fajok génáramlását is csökkentheti. A populációmérettől függően a populációk közti génáramlás csökkenése elősegíti a genetikai sodródást, ill. a káros allélok felszaporodását (Montalvo et al. 1997). A csökkent genetikai változatosság egyben a változó környezethez való alkalmazkodást is megnehezíti.

FOLTDINAMIKA

Mivel ma már számos élőhely csak mint fragmentum létezik, a táji mátrixban lejátszódó foltdinamikai folyamatok figyelembevétele vezérli a konzervációs tevékenységet. A foltok különböző ökoszisztémákból (tavak, erdők, gyepek), vagy tájhasználati típusokból (mezőgazdasági terület, védett terület stb.) állhatnak. A foltok ezeknél finomabb változatosságot is jelenthetnek, mint pl. társulástípusokat, vagy szukcessziós állapotokat. A folton belüli ill. a táji környezetben lejátszódó folyamatok egyaránt befolyásolják állapotukat (Hobbs 2002).

A foltok szegélye más környezeti hatások alatt áll, mint a folt belő része (Dramstad et al. 1996). A széli hatás megnyilvánul a mikroklíma, a hidrológiai viszonyok és a biológiai folyamatok tekintetében, a szegély megváltoztatja a fényviszonyokat, a széljárást, a vízmozgást, a tápanyagforgalmat, a gyomok inváziós esélyeit és a predációs nyomást (Bell et al. 1997; Hobbs 2002). Faji összetétel és struktúra is különböző a folt szegélyén és belső részében. A szegélyhatás kiterjedése a folt típusától és az adott hatás jellegzetességétől függ. A gyomok inváziója pl. mélyebbre hatol, mint a módosult légmozgás szegélytől mért távolsága. A szegélyhatás mérete a folt kerülete mentén is változhat, az uralkodó szél irányába, vagy a napsütésnek kitett oldalon a szélessége nagyobb lehet (Dramstad et al. 1996). A szegélyhatás mértéke a foltmérettől függ: mivel a kisebb foltoknak területükhöz viszonyítva nagyobb a kerületük, ezeknél a szegélyhatásnak nagyobb a jelentősége. A nagyobb foltokban nem csak kisebb a szegélyhatás, hanem a fajdiverzitás is magasabb (nagyobb az esély a legkisebb életképes populációméret elérésére, Webb 1997).

Ugyanakkor sok kisméretű folt számos élőhelytípust tartalmazhat, így más fajkészlettel rendelkezhetnek. Ezért sok kis folt kevés nagy folttal azonos területen több fajnak adhat otthont. Az „egy nagy” vagy „sok kis folt” vita a védett területek kijelölésében máig nem zárult le, mivel az egyes fajok élőhelyszükséglete különböző (Hobbs 2002). Az általánosan elfogadott vélemény szerint az egy nagy és azt körülvevő számos kisebb védett terület kijelölése kívánatos.

A folt alakja is befolyásolja a széli hatást: kerek foltoknak a legkisebb a kerülete, míg a hosszú, keskeny élőhelyek a betelepítést és a folyosó funkciót segíthetik, de ezekben a széli hatás miatt nem alakulnak ki egyedi típusok (Harker et al. 1999). Ezek nagyobb számú szegélyfajt tartalmaznak ill. erősebb szélnek vannak kitéve (alacsony terület/kerület arány). A kolonizáció esélyének növekedése a foltmérettel, alakkal és irányítottsággal összefüggésben (diszperziós útvonalakra merőleges, szélesebb forma) a konzerváció és restauráció során figyelmet érdemel. Az inváziós fajok fertőzési veszélyeztetése esetén éppen a diszperziós útvonalak blokkolása lehet a cél (Gutzwiller & Anderson 1992).

KONNEKTIVITÁS, FOLYOSÓK

A foltdinamika mellett az egyes élőhelytípusok kapcsolati rendszere, konnektivitása is befolyásolja a fajok mozgását a tájban. A folyosók keskeny élőhelysávok, melyek mentén a foltok között a fajok mozoghatnak (pl. ártér, galéria erdők) (forrás/süllyesztő elv, Hobbs 2002). Egyes esetekben a folyosók éppen a fajok mozgását akadályozzák vagy nehezítik, pl. utak, csatornák, vezetékek (Dramstad et al. 1996). A források keresése során a fajoknak gyakran mozogniuk kell a tájban. Ez a mozgás csökkentheti az élőhelymozaikok fragmentáltságából eredő hátrányokat. Éppen ez a szubpopulációk közötti kapcsolat biztosítja a metapopulációk fennmaradását. A leginkább izolált foltokban élő populációk lokális extinkciója valószínűbb (Hobbs 2002).

Újabban a folyosók kialakítása, fenntartása, a fenntartó tájhasználat fontos elemévé vált (Natura 2000 hálózat). A folyosók funkciójának szabályozása azok szélességének és a konnektivitás mértékének tervezésével valósítható meg (Dramstad et al. 1996). A folyosón belüli kiszélesedő terek, „zsebek” diverzitása többnyire magasabb (pl. folyó kanyarulata). A folyosó folyamatosságának hiányosságai akadályozzák a kapcsolatot, a törés mérete szerint egyes fajok mozgását teljesen megszakíthatja. Az egymáshoz közeli élőhelyfoltok („stepping stones”) a folyosók funkcióját részben átvehetik a fajok szükségletei szerint. Egyes, a látásuk segítségével tájékozódó fajok esetében szüksége, hogy a következő folt látótávolságban helyezkedjen el (Dramstad et al. 1996).

A konnektivitás a restaurációs tevékenységben is fontos szempont. Ha nem vesszük figyelembe a terjedési útvonalakat, ha nem érjük el a konnektivitás minimális szintjét (a táj

fajkészlete és a restaurációs terület között), vagy ha a kritikus tájszerkezet a fajok fennmaradásához nem biztosított, a restauráció sikertelen lesz (Palmer et al. 1997). A táji fajkészlettel való kapcsolat meghatározza, hogy a fajokat mesterségesen kell-e betelepíteni, ill. folyamatosan pótolni, vagy ez természetes úton megvalósul. Másrészt viszont egy gyomforráshoz való útvonal léte befolyásolhatja az invázió fajok kontrolljának sikerét.

A RESTAURÁCIÓ HATÁSA AZ ÖKOLÓGIA ELMÉLETÉRE

Mint láttuk, az ökológia elméletei nagyban hozzájárultak a restauráció elméletének és gyakorlatának fejlesztéséhez, ugyanakkor a restaurációs tevékenység az ökológiai tudásunkat teszteli („acid test of ecology” Bradshaw 1987). Ha a folyamatokat nem értjük a restauráció tárgyát képező ökoszisztémában, igen nehéz egy működő rendszert létrehozni. Ahogy a gépek összerakásához nagyobb tudás kell, mint szétszedéséhez, az egyed feletti biológiai rendszerek „összerakása” a komponensek funkciók szerepének megértését szolgálja (Dobson et al. 1997). Például, amikor a préri restaurációban a tüzet kezdték alkalmazni, az ökológusok felismerték és megismerték a tűz szerepét a növénytársulások kialakulásában (Jordan et al. 1987).

A restaurációs kísérletek jelentősen hozzájárulnak az ökológiai elméletek, és egyben a restaurációs ökológia fejlődéséhez. Például a mikorrhizák szerepét éppen telepítési kísérletek során tárták fel. A telepítés előtt a magoncokat bizonyos rhizobiumokkal ill. mikorrhizákkal fertőzve növelték a túlélőképességet és a biomasszát (Herrera et al. 1993). Más esetben pedig a telepített domináns gypfaj fejlődött jobban mikorrhizával (Richter and Stutz 2002), annak ellenére, hogy az üvegházban ez a különbség nem mutatkozott. A természetes közösségekben a gombák szerepének elemzése nehézségekbe ütközik, hiszen inkább egyes típusok eltávolítására lenne szükség, mint hozzáadásra. Így a restaurációs területek kivételes lehetőséget nyújtanak ökológiai adatok szolgáltatására.

A restauráció tér-idő léptéken keresztül teszteli az ökológiai elméleteket. A kísérletek során a biotikus és abiotikus változókat egyaránt manipulálhatjuk, pl.: a talajtípust, a topográfiát, a genetikai struktúrát, a fajösszetételt, vagy a pollinátorok guildjét, amit a természetes, érintetlen közösségekben nem tehetünk meg (Palmer et al. 1997). A legtöbb ökológiai kísérlet néhány év múlva abbamarad, míg a restaurált élőhelyek megmaradnak a tájban, elegendő időt hagyva az ökológiai folyamatoknak (pl. talajképződésnek). Sok restaurációs projekt a lassú természetes folyamatok gyorsítását célozza. Hosszú távú vizsgálatok lehetőséget nyújtanak az ökológusok számára szukcessziós változások, vagy ökoszisztéma fejlődési folyamatok megfigyelésére (Diamond 1987).

A durva léptékű kísérletek lefolytatására többnyire csak restaurációs projekteken belül van lehetőség a pénzügyi források és a munkabefektetés miatt. A finom léptéken nyert kísérleti eredmények nagyobb léptékre való kiterjesztésének érvényességét is éppen a restaurációs területek tapasztalatai alapján kérdőjelezték meg. Kis négyzetekben nyert eredmények nem feltétlenül érvényesek nagyobb területen. Például egy sós mocsári növényfaj növekedését a nitrogén adagolás csak 2x2 méteres négyzetekben fokozta, míg 20x20 méteres négyzetekben nem, aminek oka, hogy a nagy négyzetekben nem volt kivitelezhető a gyomlálás, így a kompetíció a hatást elnyomta (Boyer & Zedler 1998, 1999). A durva léptékű kísérletek végrehajtása kritikus a restauráció és a veszélyeztetett fajok kezelése érdekében. Az említett kísérletben ugyanis a cél egy veszélyeztetett madárfaj élőhelyének biztosítása volt, melynek fészkelése a növényfajhoz kötött. A finom léptékű kísérlet eredményeire alapozva a táj szintű restaurációt, éppen a faj élőhelyének degradációját eredményezte volna.

A restaurációs kísérletek kiterjesztik az ökológiai kutatások tér- és időskáláját és lehetővé teszik a kutatók számára ökoszisztéma-folyamatokra vonatkozó hipotézisek tesztelését (Jordan et al. 1987), pl. szabályozás, struktúra – funkció kölcsönhatása, anyag- és energiaáramlás a környező táj elemeivel (Ehrenfeld & Toth 1997). A közösségi ökológia tárgyköréből érinthetik a fajkapcsolatokat, populációs kölcsönhatásokat, zavarási dinamikát, a funkció csoportok szerepét, a zavarási mintázatok jelentőségét, a fajdiverzitás szerepét és a társulás stabilitást (Palmer et al. 1997). A populációbiológia is segítséget kaphat a restaurációs kísérletekből. Montalvo és mtsai. (1997) a következő kutatási témákat tartják a legfontosabbnak a restauráció tekintetében:

- a kiindulási egyedszám és genetikai variabilitás szerepe a kolonizációban, a megtelepedésben, növekedésben és az evolúciós potenciálban,
- az adaptáció és az életforma szerepe a restauráció sikerében,
- a tájelemek területi elrendezésének hatása a metapopulációs dinamikára, migrációra, génáramlásra,
- a genetikai drift hatásai, a génáramlás, a szelekció szerepe a populáció fennmaradására a jól meghatározott, gyakran gyorsított szukcesszió során,
- az interspecifikus kapcsolatok hatása a populáció megtelepedésére, kolonizációra, növekedésre, és a közösség kialakulására.

A restaurációs projekteknek így fontos szerepük van az ökológia fejlődésére, beleértve a tájökológiát, ökoszisztéma-, közösségi- és populációökológiát.

ADAPTÍV RESTAURÁCIÓ

A restaurációs területeken rengeteg kérdéssel találkozunk: milyen lehet a céltársulás, hogyan lehet restaurálni és hogyan lehet meghatározni, hogy a célt elértük-e. Az adaptív restauráció olyan megközelítés, melynek során párhuzamosan szerzünk ismereteket és közben a teljes területet restauráljuk (Zedler & Callaway 2003). Nagy területek restaurációját tervezzük és kivitelezünk. A kísérletek alternatív módszereket tesztelnek és közben az eredmények alapján a tervezés módosul a projekt közben. Az adaptív megközelítés különösen hatékony olyan nagy területek restaurációjánál, melyeket modulokra osztva egymás után indíthatjuk a kezeléseket. A korai stádiumokban szerzett ismereteket a következő modulokban felhasználják, amelyek ismét más kísérletek tervezését segítik, így a legjobb módszer használható. Hasonló elvek alapján javasolja Choi (2004) a restauráció korszerűsítését ('futuristic' restoration).

Definíció szerint az adaptív restauráció nem recept-vezérelt. A módszer előnyeit akkor lehet kihasználni, ha a döntéshozók a projekt során rugalmasak és hajlandók a terveket az időközben megszerzett tudás alapján módosítani. Amikor a fontos kérdések a restauráció során tisztázódnak (akár a lokalitáshoz kötötten, akár általánosan), megválaszolásukra a projekten belül kísérletek tervezhetők. A kísérletek az alábbi kritériumokat elégeítsék ki:

- az egymást zavaró változók minimálisak,
- a kezeléseket alternatív restaurációs megközelítéseket jelentsenek,
- kezeléseket ismétlésekkel kell tervezni,
- a kezeléseket hatását (válasz-változókat) körültekintően kell kiválasztani és mérni,
- a gyűjtött adatokat statisztikai értékeléssel kell elemezni, értelmezni, dokumentálni és publikálni olyan formában, hogy a területkezelő szakemberek számára hozzáférhető legyen. A restauráció, mint elmélet és gyakorlat csak a tapasztalatcsere révén fejlődhet.

A "Tijuana torkolat" projekt a mexikói-kaliforniai határon jó példa az adaptív restaurációra. Az elkövetkező kb. 50 évben egy 200 hektáros sós mocsarat szeretnének restaurálni több lépésben. Az első modul (0,7 ha) során 6 sótűrő növényfajt ültettek különböző sikerrel. Az eredmények alapján megállapították, hogy csak 3 faj képes szaporodásra, így ezeket a további kísérletek során ültetni szükséges. A második modult (8 ha) ezen tudás birtokában tervezték, és további kérdések megválaszolását célozták meg: mi a szerepe az ültetési távolságnak, ill. a talajmanipulációknak. Tesztelték továbbá azt a hipotézist, hogy az árapály zónában képződő visszafolyó erek befolyásolják a vegetáció fejlődését (Zedler és Callaway 2003).

GYAKORLATI MEGFONTOLÁSOK

CÉLOK

A legtöbb restaurációs ökológus megegyezik abban, hogy a cél adja a restaurációs projektek keretét a tervezés, végrehajtás és értékelés fázisában egyaránt (Ehrenfeld 2000). Az alapvető cél mindig a degradált ökoszisztémák természetesebb állapotba való mozdítása (Vivien-Smith 2001). Ugyanakkor az egyes projektek célját a degradáció mértéke, a természetes állapotról való ismeretek, a források, úgy mint biológiai alapanyag és a pénz rendelkezésre állása befolyásolja (MacMahon 1997). A célok meghatározása nagymértékben függ attól, hogy mit tekintünk értéknek (Diamond 1987). Az a vízió, amit a restaurációs területről elképzelünk, jelentősen függ a projektben résztvevők értékrendjétől. Mihez hasonlítsa a terület: az ember nélküli potenciális élőhelyhez, vagy egy funkcióiban a környező tájba illeszkedő típushoz, vagy egy önfenntartó rendszerhez?

Miközben a célok értékrend függők, egyben a célszerűség és praktikus szempontok is vezérlik. A célok gyakran módosulnak, ahogy a korlátok világossá válnak. Pl. egy történeti ökoszisztéma létrehozásának célja módosul, amint annak lehetetlensége nyilvánvalóvá válik. A tervezők időt takaríthatnak meg, ha már a projekt elején elfogadják, hogy a folyamatnak többféle kimenetele lehet.

A korai restaurációs kísérletek az emberi hatásokat megelőző állapot helyreállítására törekedtek. Pl. a Wisconsin Arborétum klasszikus préri-restaurációs kísérlete a fehér telepések megérkezése idején valószínűsíthető állapot helyreállítását célozta. A történeti restauráció célja azt a kérdést veti fel, hogy melyik időszakot válasszuk. Az ökológiai rendszerek az idő során jelentős fluktuációt mutatnak a hőmérséklet, nedvesség, zavarások (pl. tűz, árvíz) mintázatában, fajok érkeznek és tűnnek el. A kivitelezhetőség is szempont a döntésben: a terület aktuális fizikai, kémiai, biológiai jellegzetességei esetleg nem felelnek már meg a történeti állapot helyreállításának (Cairns 1991). A klímaváltozás, az idegenhonos, invázió fajok betelepülése, a fragmentáció, vagy a megváltozott hidrológiai viszonyok és még számos egyéb tényező korlátozhatja a feladat végrehajtását. Gyakran a táj alakult át olyan mértékben, hogy esély sincs a korábbi állapot helyreállítására (irreverzibilis határérték). Ilyen esetekben alternatív stabil állapot (alternative stable state) kialakítása a megfelelő cél (Hobbs és Norton 1996). A zavarás előtti állapot helyett a restaurációs ökológusok sokszor egy működő ökoszisztémát próbálnak kialakítani, mely a létező tájba illeszkedik. Emellett célszerű figyelembe venni a kémiai, biológiai folyamatok történetét, mely a jelen állapot kialakulásához vezetett (tájtörténet fejlődése).

A célok elérése érdekében a szukcessziót gyorsítani vagy beindítani szükséges (Hobbs és Norton 1996). Az ökoszisztémák dinamikus volta megköveteli, hogy ne egy "állóképet", hanem egy mozgó célpontot próbáljunk elérni, ami bizonyos rugalmasságot követel meg a célok megfogalmazása során. Az ökológiai trajektória fogalma a restaurációs terület szukcessziós útjának leírását szolgálja (Aronson és Le Floch 1996a, Hobbs és Norton 1996).

A trajektória szerencsés esetben a jelen állapotból halad a kívánatos állapot felé a projekt során. Ez a megközelítés lehetővé teszi, hogy számos szukcessziós állapot beépíthető legyen a restaurációs célokba. Ez a módszer hasznos, de a valóságos útvonal gyakran eltér az elméletben leírt ill. az előre jósolt iránytól (Zedler és Callaway 1999). Az elvi szukcessziós sémák inkább a természetes rendszerekre érvényesek, az erősen zavart élőhelyek megtelepedéssel szolgálhatnak, különösen hosszú távú folyamatokban.

Restaurációra a teljesen degradált területektől kezdve a csaknem érintetlen állapotú élőhelyek közötti kontinuum mentén van szükség. Minden terület egyedi szukcessziós útvonalat követ Pickett és Parker (1994) szerint: "A természet változatos útvonalak mentén számtalan összetételben hozott létre természetes ökoszisztémákat. Annak feltételezése, hogy kizárólag egy legitim és ideális állapota lehet egy területnek, csapda." Annak a módszere, hogy egyetlen fajt restauráljunk egy területen teljesen különbözik attól, ahogyan pl. az ökoszisztéma szolgáltatásokat kell maximalizálni. Ezért a restaurációs cél függ a restauráció indítékától.

A terület táji összefüggései is befolyásolják a célokat. A térbeli variabilitás befolyásolja a zavarási mintázatot, a fajgazdagságot és az ökoszisztémák fejlődését. A méret, alak a környező élőhely, a határok jellegzetességei hatnak a területen zajló folyamatokra (White és Walker 1997). Az amerikai Nemzeti Kutatási Tanács (1992) szerint a megfelelő léptékű projekteknek az alábbi kritériumoknak kell megfelelni:

1. a területnek elég nagynek kell lennie ahhoz, hogy a zavarást kontrollálni (adagolni vagy kizárni) lehessen,
2. a terület elég nagy legyen a széli hatás minimalizálására,
3. a terület elég nagy legyen ahhoz, hogy a restaurációs tevékenység eredményét értékelni lehessen,
4. a projekt területe a finanszírozhatóságon belül legyen.

A méretre vonatkozó megfontolások a minőség és mennyiség közötti optimalizáláshoz vezethetnek. A nagy kiterjedésű projektek előnyösebbek abból a szempontból, hogy az ökoszisztémák több funkcionális komponensét tartalmazhatják, és a regenerációra nagyobb az esélyük (MacMahon 1997). Ugyanakkor a kis területeken a kivitelezhetőség és a minőség jobb.

A célkitűzés során gondosan körül kell járni a lehetőségeket a korlátok figyelembevételével. Ehrenfeld (2000) szerint "nincs egyetlen, kizárólagos paradigma vagy összefüggés, melyre a célt építhetjük. Minden projekt számára a megfelelő célt kell meghatározni a restauráció okai és léptéke szerint." A restaurációs projektek célkitűzéseinek kialakítása a területek komplexitása és egyedisége miatt a terület-specifikus, többcélú megközelítés irányába fejlődik, mely számot vet a folyamatok természetes változékonyságával.

REFERENCIA MODELLEK

A referencia-élőhelyekre vonatkozó információ segíti a célok megfogalmazását és a restauráció eredményeinek értékelését. A modellek jellemzik a kívánatos állapot struktúráját, funkcióit, összetételét és folyamatait, valamint a restaurálandó komponenseket (Egan és Howell 2001). Ideális esetben a referencia modell leírja az érintetlen ökoszisztémát és azokat a tényezőket, amelyek a degradációhoz vezettek. Referencia információ számos forrásból nyerhető, ezek különböznek kivitelezhetőségben, pontosságban és a megfelelő információ mennyiségében. White és Walker (1997) a referenciák négy típusát határozza meg:

- jelenleg létező terület restaurációja (*ugyanakkor, ugyanott*)
- történeti állapot restaurációja (*ugyanott, más időben*)
- jelenlegi maradványok (*ugyanakkor, más helyen*)
- történeti modellek referencia területek alapján (*más időben, más helyen*).

Az első három típus a tér-idő megfelelő kombinációja, míg a más területről származó történeti modell időbeli és térbeli bizonytalanságot ötvöz.

A létező terület használata modellként (ugyanakkor, ugyanott) az aktuális állapotokba nyújt betekintést. A területleltár és elemzés információt szolgáltat a talajról, a topográfáról, a hidrológiai viszonyokról. Régmúlt ökológiai folyamatokra következtethetünk. Például a populációméret és koreloszlás bemutatja a szukcesszió irányát, vagy a tűzhöz adaptálódott fajok jelenléte vagy hiánya a tüzek gyakoriságára utal. A jelen állapotból csak bizonyos korlátokkal tudjuk a korábbi történetet felderíteni, gyakran az erőteljes degradáció elfedi a korábban érvényes állapotra vonatkozó információt (White és Walker 1997).

A jelen maradványok (ugyanakkor, más helyen) azt az előnyt kínálják, hogy viszonylag érintetlen ökoszisztéma állapotáról adnak információt, nem pedig a restaurációt igénylő életközösség állapotáról. Nem csak következtetünk, hanem közvetlen kapcsolatot találhatunk a struktúra, a kompozíció és a környezeti viszonyok között. Sajnos a maradványok többnyire kis foltok a tájban, ezért hiányozhat a zavarási rezsim és jelentős a széli hatás. Ráadásul az ökológiai folyamatokat befolyásoló hatások gyakran különböznek a referencia és a restaurációs területen. A referenciaterület táji környezete, a tájhasználat, az abiotikus viszonyok (talajtípus, lejtőszög) is különbözhetnek, ezért a területi variáció csökkenti az összehasonlíthatóságot (White és Walker 1997).

Ha a lokalitás történeti modelljét használjuk (azonos hely, más időben) referenciaként, először el kell döntenünk, hogy mely időszakra jellemző állapotot válasszuk. A biológiai és kulturális bizonyítékok használata a választott időszak óta eltelt időtől függ. A biológiai bizonyítékok körébe tartozik (Egan és Howell 2001):

- terepi felmérések a jelen és a régmúlt állapot közti különbségek meghatározására,
- herbárium minták a területről,
- évgyűri vizsgálatok (dendro-kronológia)
- pollenvizsgálatok a környező lágokból vagy tavakból (palinológia)
- fosszilis leletek elemzése (patkány fészekmaradványok stb.).

Kulturális információ számos forrásból gyűjthető. Térképek, fotók, leírások, elmesélt történetek a helyi lakosoktól és szakirodalom áll rendelkezésre. A régészet és az etno-botanika kiegészítheti a tudást (Egan és Howell 2001, Vivian-Smith 2001). A biológiai és kulturális bizonyítékok kombinációja illusztrálja a hajdani viszonyokat, és alátámasztja a restaurációs célkitűzést.

A történeti referenciák használata számtalan nehézséggel jár. A biológiai és kulturális információ gyűjtése sok témában specializált tudást igényel, valamint gyakran költséges felszerelés szükséges hozzá. Sokszor az adatok hiányosak, vagy egymásnak ellentmondók, elfogultak.

A referencia modellek tájszerkezeti, talaj, biotikus és klimatikus viszonyainak a restaurációs területhez igen hasonlóknak kell lenniük (Hobbs és Norton 1996). A természetes ökoszisztémák területi heterogenitása miatt a mintákat elegendően nagy területről kell begyűjteni. Mivel évente is különböznek a változók, több éves időszakokra célszerű kiterjeszteni a vizsgálatot (szezónális, évek közti dinamika), illetve különböző szukcessziós állapotokra (pl. erdő restaurációnál az újulat jellegzetességeit is ismerni kell, Holl és Cairns 2002).

Mіндеzek miatt hasznos lehet több referencia terület adatainak a felhasználása, amivel az ökológiai variációkat lefedhetjük (White és Walker 1997, Egan és Howell 2001). Ha a jelenlegi és a történeti referencia modelleket együtt használunk, betekintést nyerünk a zavarás előtti állapotba, a zavarás okaira és számos potenciális restaurációs célt fogalmazhatunk meg.

A modellek megfelelő tér- és időskálán történő megmintázásával a természetes variabilitás megfogható.

KIVITELEZHETŐSÉG

ÖKOLÓGIAI SZEMPONT

A degradációhoz vezető tényezőket és folyamatokat még ha ismerjük is, csak azokat tudjuk manipulálni a restaurációs területen, melyek technikailag kivitelezhetőek. A restaurációs ökológia háttérében álló módszertan még fejletlen. A technológia egyik területről a másikra való áthelyezésének hiánya, nehézségei is akadályozza a módszerek fejlődését. Hobbs és Norton (1996) szerint "...világos, hogy a restaurációs ökológia *ad hoc* terület- és helyzetfüggő módon haladt előre, az általános elméletek vagy alapelvek lassú fejlődésével, melyek az egyes területek között a módszerek áthelyezését megalapozhatnák." Amellett érvelnek, hogy a restauráció különböző típusaira (a teljesen degradálttól a majdnem érintetlen típusokig) vonatkozó tapasztalatoknak egymást megtermékenyítve kellene az alapelveket kialakítani.

Miközben az általános elveket fejleszteni kell, el kell fogadni, hogy a kivitelezhetőség függ az ökoszisztéma típusától. Pl. vizes élőhelyek esetében a megváltozott vízdinamikát szinte lehetetlen teljesen visszaállítani (vízszint, árasztás időzítése, hossza stb.), ellenben pl. gyepdominálta társulásokat, mint a préri, viszonylag egyszerű helyrehozni (MacMahon 1997).

A végrehajthatóság terület-specifikus is. A környező tájnak jelentős hatása van a restaurációhoz szükséges energiára. Befolyásolja a zavarás mértékét, gyakoriságát, az anyag- és energiaáramlást a szegélyek között, és a diszperziós, kolonizációs viszonyokat (kolonizáló fajok száma, összetétele). Például egy 2 hektáros erdő restaurálására csak akkor van esély, ha a széli hatást minimalizáljuk, vagyis egy létező erdő mellé telepítjük. Ezért a lokális kényszereket a cél kitűzésekor és a módszer kiválasztásnál figyelembe kell venni.

GAZDASÁGI SZEMPONT

Az ideális restaurációs tervek gazdasági akadályokba ütközhetnek. A restauráció ára szorosan függ a céloktól, különösen, ha meghatározott időtartam alatt kell eredményt elérni, mint a kárenyhítési eseteknél. A túlzottan ambiciózus, nagyvonalú tervek legtöbbször anyagi korlátok miatt elbuknak. Igen gyakran a terület restaurációja többbe kerül, mint amennyit a terület ér (Edwards és Abivardi 1997), ez különösen száraz, alacsony termőképességű élőhelyeken fordul elő, ahol a föld olcsó, de a restauráció jelentős kihívással jár (MacMahon 1997).

Az ökológiai restauráció számos előnyéről még nem sikerült bizonyítani, hogy hozzájárulnak az életminőséghez és a fenntarthatósághoz (Edwards és Abivardi 1997). Az ökoszisztéma szolgáltatások elmélete hasznos olyan szempontból, hogy az ökológiai folyamatokat a gazdaság látókörébe hozza, különösen a nem árucikk típusú források esetében, mint amilyen pl. a talaj termőképessége, vagy a tápanyag körforgalom. Az ökoszisztéma szolgáltatások közé tartozik a pollináció, a vándorlási útvonalak biztosítása, genetikai diverzitás, talaj regeneráció, erózió kontroll, klíma módosítás stb. (Wyant és mtsai 1995).

Az ökológiai és az ökonómia összekapcsolása fontos előrelépés a további emberi eredetű károk megakadályozásában. Ha egy gazdasági értéket rendelünk egy ökoszisztéma szolgáltatáshoz, a környezeti kár becsülhető és megakadályozható. A restauráció kiteljesedésének érdekében Edwards és Abivardi (1997) így érvel: "ha el tudjuk érni az ökológiai és a gazdasági szemlélet fúzióját, az ökológiai restaurációs erőfeszítéseinket nem csak drága luxusnak fogják tartani, amelyet csak a gazdag és fejlett világ használhat, hanem

inkább mint a globális környezeti degradációt visszafordító, a fenntarthatóságot segítő tevékenységet." Az ökoszisztéma szolgáltatás elmélete összekapcsolja a környezetet a gazdasággal és igazolja a restaurációs tevékenységet, amelyet korábban pénzügyileg megalapozatlannak tartottak.

TÁRSADALMI SZEMPONT

A kivitelezhetőséget a társadalmi környezet szempontjából is mérlegelni kell. A lakott területek körül történő restaurációs projekteknek tekintettel kellene lenniük a helyi lakosság igényeire, érdekeire és értékrendjére. Az érintett közösség által képzett akadályok semmibevétele sok projektet lassított vagy éppen megakadályozott. Az összeütközések kikerülésének kulcsa a lakosság és az érdeklődő szervezetek bevonása a tervezési fázisba. A közösség visszajelzései az ökológiai és társadalmi nézetek különbségeiről megteremtik a lehetőségét a megegyezésnek. A lokális populáció hely- és helytörténet ismerete sokat segíthet. Ha nehéz az együttműködés, oktatási program segítheti a közösség részvételét. Így a közösség a megfelelő információ birtokában vehet részt a programban, megértheti a természetes rendszer tűrőképességének határait a különböző behatásokkal szemben (Wyant és mtsai 1995).

Geist és Galatowitsch (1999) egy modellt fejlesztett ki a társadalmi és ökológiai igények kielégítésére a restaurációs projektekben. Mivel a restauráció egyaránt függ a tudományos ismeretektől és az emberi tényezőtől, a modell megvizsgálja azokat a módszereket, amelyekkel megtalálhatók az emberek és a természetes környezet közötti előnyös kapcsolatok a restauráció társadalmi támogatottságának növelése érdekében. Ez a kölcsönös kapcsolat elősegíti az emberi szükségletek (egészség, társadalmi kapcsolatok) és a társadalmi hozzájárulás (zavarás elkerülése, tudás, elkötelezettség, technika), valamint a restaurációs terület igényei (struktúra, funkció restaurációja) és annak a szolgáltatásai (élettani, spirituális haszon) közötti harmonizációt. Ez a modelt azt a feltételezést vonja kérttségbe, mely szerint az emberi és a természeti előnyök egymással ellentétben állnak. Bár a modell nem garantálja a restauráció kimenetelét, a felelősségteljes restaurációs munkában való következetes részvétel esélyeit növeli.

ÉRTÉKELÉS

A restaurációs projektek eredményességének becslése alapvető a tudományág folyamatos fejlődéséhez. Ha az előrehaladás és az eredmények nincsenek dokumentálva, a megértés az anekdota szintjére szorítkozik. A restaurációs projekt értékelése a következő kérdésekre kell, hogy válaszoljon:

- a projekt elérte a kitűzött célokat?
- az eredmény hasonlít a referencia területhez?
- a beavatkozás gazdaságilag és társadalmilag hasznos volt?

Általánosan fogalmazva, meg kell vizsgálni, hogy az ökológiai restauráció volt-e a legmegfelelőbb konzervációs stratégia.

A restauráció célja határozza meg az értékelés típusát és kiterjedését, hiszen egy veszélyeztetett faj telepítési sikerének becslése teljesen különbözik attól a módtól, ahogyan pl. egy restaurált puffer gyepterület mezőgazdasági szennyeződés szűrésének hatékonyságát mérjük. Ugyanakkor általános irányelvek segíthetik az adatgyűjtést és a megbízhatóbb előrejelzést a restaurációs projektekben. Cairns (1991) három szempontot sorol fel az értékelésben: az ökológiai adatok alkalmassága, a monitorozás időkerete, és a területi adatok

léptéke. Michener (1997) ezt egészíti ki a kísérleti elrendezés és a kontrollvizsgálatok jelentőségével.

A becslés során azokat az attribútumokat célszerű kiválasztani, amelyek az ökoszisztéma természetességét, egészségét leginkább reprezentálják. A rendszerek komplexitása miatt az attribútumoknak a biológiai szerveződés különböző szintjeit kell reprezentálniuk: populációs, közösségi és ökoszisztéma szintet (Holl és Cairns 2002). Számos becslési módszert fejlesztettek ki.

A Restaurációs Ökológiai Társaság (*SER 2002*) az értékelésnek három megközelítést javasolja: attribútum elemzés, közvetlen összehasonlítás, és trajektória elemzés. Az *attribútum elemzés* a monitorozás során felvett kvantitatív adatokra épül a következő feltételekkel:

1. a restaurált ökoszisztéma kompozíciója és struktúrája hasonló a referenciához,
2. a restaurált ökoszisztéma honos fajokból áll,
3. minden funkcionális csoport képviselve van, vagy lehetősége van a kolonizációra,
4. az abiotikus környezet képes fenntartani az ökoszisztéma stabilitását és fejlődési trajektóriáját,
5. a restaurált ökoszisztéma fejlődési állapotának megfelelően funkcionál,
6. a restaurált ökoszisztéma biotikus és abiotikus kapcsolatai révén a környező tájba integrált,
7. a környező tájból származó veszélyeztetettség minimális,
8. a restaurált ökoszisztéma rezilienciája révén képes az időszakos stressz és zavarás kivédésére,
9. a restaurált ökoszisztéma annyira önnfenntartó, mint a referencia rendszer.

A direkt összehasonlítás során 20-30 biotikus és abiotikus változót hasonlítunk a referenciához. Nehézségek adódnak abból, ha egyes paraméterek közeli, míg mások különbözőek. Megoldás lehet a legmegfelelőbb jellemző kiválasztása és ennek elemzése. A trajektória elemzés módszerei még kezdetlegesek, a monitorozott adatok időbeli változásának ábrázolására, trend kimutatására összpontosít. A restauráció a megfelelő trajektórián halad, ha a trend mintázatában hasonló a referenciaállapothoz (*SER 2002*).

A restauráció előrehaladását leggyakrabban a fajösszetétel elemzésével mérik. A terület ökológiai funkcióit ritkábban vizsgálják, még kevesebb a struktúra és funkció kapcsolatának elemzésével foglalkozó munka. Pedig a kompozíció és struktúra (pl. fajgazdagság) adatai nem mutatják meg, hogy az ökoszisztéma folyamatai hogyan fejlődnek.

Aronson és mtsai (1993 és Aronson és Le Floc'h 1996b) "életfontosságú ökoszisztéma attribútumokat" sorolnak fel, amelyek azonban nehezen mérhetők, vagy nehezen értelmezhetők. A strukturális jellegzetességekhez kötöttek pl. az évelő/egy éves fajgazdagság teljes növényzeti borítás, talajfeletti fitomassza, beta diverzitás, életforma spektrum, kulcsfajok (*keystone*) mikrobiális biomassza és talajközösség diverzitása. Az ökoszisztéma funkcióhoz kötöttek: biomassza produkció, talaj szervesanyag tartalma, talajnedvesség, csapadék-hasznosíthatóság és felhasználás indexei, a nedves időszak hossza, nitrogén felhasználás hatékonysága, mikro-szimbionták hatékonysága és körforgalmi indexek. Ezek az attribútumok száraz élőhelyekre lettek kialakítva, mégis segítséget adhatnak bármely restaurációs terület értékelésénél.

A biotikus integritás indexe (Index of Biotic Integrity, Karr 1997) vízterek (tavak, patakok, torkolatok) életközösségeinek elemzésénél hasznosnak bizonyult. Az indexhez szükség van egy alapállapot értékre, mint összehasonlítási alapra. Olyan mértékeket használ, melyeknek ökológiai értelmük van, utalnak az emberi behatásra, stressz-érzékenyek és könnyen mérhetők és értelmezhetők. Például fajgazdagság, indikátor fajok, nem-öshonos fajok, trofikus guildék

vagy faji rendellenességek. Minden érték referenciaállapottól való eltérését elemzik. A referenciaértéket egy hasonló méretű, elhelyezését és környezetét, érintetlen ökoszisztéma alapján állapítják meg. Erre az elvre épül az Európai Unió Víz Keretirányelve is.

Más szerzők is javasolnak megoldásokat az állapotbecslésre, de sokszor ezek igen munka- és adatigényesek. A kiválasztott attribútum szerint a restaurációs terület környezetét is fel kell mérni, ami szintén növeli a feladatot. Nagy területek állapotbecslésénél egyre inkább használhatók távérzékelési adatok és térinformatikai eszközök (GIS), pl. vegetációborítást, invázió faj elterjedést így is vizsgálhatunk. A különböző technikákat, módszereket együttesen alkalmazva az állapotbecslés megbízhatósága és hatékonysága növelhető (Holl és Cairns 2002).

Egy időpontban történő állapotbecslés (*snapshot*) nem elegendő. Mesterségesen betelepített fajok gyakran néhány év után eltűnnek (Bradshaw 1996). A statikus jellemzők (kompozíció, diverzitás vagy struktúra) nem utalnak a közösség dinamikai folyamataira, inkább a változás sebességének mértéke alkalmas erre (Parker 1997). A mintavétel hossza és a gyakorisága egyaránt fontos. Az ökoszisztéma folyamatok eltérő időskálán működnek (akár évtizedek vagy évszázadok léptékében), esetenként a fajok megfelelő megtelepedése után történnek változások. A gyepek kialakulási ideje általában 10-20 év, míg ez erdőknél legkevesebb 50 év. Ilyen időléptéken a monitorozás politikailag és gazdaságilag lehetetlen (Michener 1997).

Léteznek hosszú távú monitorozási példák, amelyek megmutatják, hogy a restauráció során az egyes ökológiai jellemzők különbözőképpen alakulnak. Craft és mtsai (1999) 25 éven keresztül figyeltek meg egy restaurált sós mocsarat észak Karolinában. Az első 5-10 év alatt a biomassza és a makro-szervesanyagok mennyisége elérte a referenciaközösségét, míg a bentikus fauna denzitása és fajszáma csak 15-25 év alatt érte el a referenciáét. A talaj szerves szén- és nitrogénkészlete még 25 évvel a restaurációs beavatkozás után is jóval alulmaradt a referenciaterületen mért értékektől.

Amikor valamilyen törvényi kötelezettség miatt történik restaurációs beavatkozás, az időkorlátok még inkább érezhetőek. Pl. a bányarekultivációs törvény (USA) 5 évre kötelezi a beruházót a restauráció után a megfigyelésre, ezt követően a kötelezettségei alól felmentést kap. Ugyanakkor 5 év nem elegendő egy erősen degradált területen az ökológiai folyamatok, mint nitrogén felhalmozódás kialakulására (Bradshaw 1996). Így a beavatkozás mértéke sem határozható meg a rendelkezésre álló idő alatt. A megfigyeléseket lehetőleg az ökoszisztéma önfenntartó képességének (vagyis, a megváltoztatott működés hosszabb ideig fennmarad) kialakulásáig kell folytatni (Cairns 1991, Holl és Cairns 2002). A megfigyelések dokumentálása alapvető feltétele annak, hogy a következő projektek az előzmények eredményeiből tanulhassanak.

A FOLYAMAT-KÖZPONTÚ RESTAURÁCIÓ LÉPÉSEI

A PRIMER FOLYAMATOK SÉRÜLÉSÉNEK BECSLÉSE

Egy ökoszisztéma egészségesnek nevezhető, ha az előállított szerves anyagok segítségével szabályozza a talajt, a vizet, a tápanyagok és a szerves anyagok háztartását. A degradált ökoszisztémáknak csökken a szabályozóképessége a források felhasználása során, a szabályozást a topográfia veszi át.

A restaurációt akkor végeztük el, amikor a korábbi energia megkötést visszaállítottuk, ha a tápanyag export minimális és ha a folyamatok megfelelően működnek. A *források megőrzése* abiotikus és biotikus módon mehet végbe. A topográfiai (konvex, konkáv) szabályozás helyett a biotikus (vegetáció borítás stb.) kontroll jelentősége általában nagyobb az egészséges rendszerekben. A megfelelő *hidrológiai működés* szempontjából az infiltrációt,

evapotranspirációt, szikesedést kell figyelembe venni. A *talajerózió* a leggyakoribb és egyben irreverzibilis degradációs következmény, több fajtájával kell számolni. A *tápanyag körforgalom* folyamata fontosabb, mint maga a mennyiség, és ebben a talajban élő szervezetek szerepe a meghatározó. Tápanyaghiány és tápanyagtöbblet egyaránt degradációs következmény lehet. A megfelelő tápanyag körforgalom feltételei:

- a teljes vegetációs időszakban aktív növekedést mutató növények jelenléte,
- jelentős talajvolumenre kiterjedő gyökérrendszer,
- avarréteg.

A PRIMER FOLYAMATOK RESTAURÁCIÓJA

Korábban a mezőgazdasági szempontból megfelelő talaj kialakítása volt a restauráció célja, ami természetes rendszerekben nem is mindig elérhető, és nem is ezen feltételeknek megfelelő (pl. 5% szervesanyag tartalom, porozitás). Ehelyett, az egészségesen működő talaj kialakítása szükséges, amelynél a források feletti biológiai kontrol szerepe a meghatározó. A restauráció elemei:

- a talajfelszín állapotának javítása (érdesség növelése, felületi akadályok kialakítása, adalékanyagok - polyacrylamid, mikrobiális kéreg kialakítása - algák),
- a forrás-visszatartás manipulálása (szervesanyag növelése, megfelelő növényfajok telepítése, alacsony termőképességű élőhelyen a *tápanyagtöbblet eltávolítása*: kimosódás, kaszálás, szénforrás adagolás, felszín eltávolítás)
- talajbiológiai folyamatok helyreállítása (megfelelő vegetáció, mikorrhizák - főleg arid, semi-arid területeken, "beoltás" - inoculation)
- hidrológiai problémák megoldása (szikesedés, vízmosságok, talajtömörödés megakadályozása).

A VEGETÁCIÓFEJLŐDÉS IRÁNYÍTÁSA

A vegetációfejlődés irányításának stratégiáját a cél meghatározása és a primer folyamatok helyreállítása módszereinek a kidolgozását követően kell meghatározni. Az elsődleges kérdés, hogy elfogadható időn belül, aktív beavatkozás nélkül a terület képes-e spontán regenerálódni. A degradáció szintje szerint a szükséges beavatkozásnak eltérő módjai vannak (vö. 2. ábra). Ha a folyamatok kevésbé sérültek, elegendő a primer produkció felhasználását befolyásolni: legeltetés, fakitermelés, kaszálás szintjének a mérséklése. Súlyosabb esetben egyes fajok kizárására (herbicidek, tűz, mechanikai, biológiai kontroll), vagy más fajok telepítésére (vetés, ültetés) van szükség.

A vegetációfejlődés irányát, sebességét befolyásolhatjuk a fajok elérhetőségének, előfordulásának vagy az élőhely minőségének manipulálásával (ennek lehetnek közvetlen és hosszú távú hatásai). A nem-egyensúlyi paradigma szerint a szukcesszió nem lineáris, és nem egy egyensúlyi helyzetbe tart, a bizonytalanságnak, fluktuációknak nagy a szerepe, különösen száraz élőhelyeken, ahol a szokatlan csapadék számos folyamat elindítója lehet. Így a vegetációfejlődés irányítása is jelentős bizonytalansággal jár: bizonyos pontban megrekedhet, az állapotokat átmeneti küszöb választhatja el egymástól. A küszöb átlépése abiotikus és biotikus faktoroktól függ, és aktív beavatkozást igényel. A vegetáció-átalakítás célját lehetőleg referenciaterületek bevonásával kell meghatározni: azok struktúráját, összetételét, mintázatát, funkcióját, dinamikáját ismerni kell. Meg kell határozni a restaurációs terület szukcessziós állapotát, a regenerációs folyamatokat, amennyiben léteznek.

A *fajok előfordulása* függ a források elérhetőségétől, a faj ökofiziológiájától, életformájától, a környezeti stressztől, kompetíciótól, allelopátiától, betegségektől, herbivóriától, predációtól. Mindezeket manipulálhatjuk hagyományos módszerekkel, mint a legeltetés, szántás,

gyomirtás, valamint ökológiai módszerekkel: spontán regeneráció feltételeinek javítása, inhibíció, magszállító vektorok, magfogyasztók befolyásolása. Ezt csak úgy tehetjük meg, ha megértjük a faj-faj kapcsolatok működését (árnyékolás, talajviszonyok változtatása stb.), a források elérhetőségét (nitrifikáló baktériumokkal való szimbiózisok), a növényfogyasztás jellegzetességeit (pl. fiatal növények fogyasztása).

A *megfelelő élőhely* alapvető a megtelepedéshez (safe site), ehhez esetenként a mikrokörnyezetet módosítani szükséges. A magméret és a talajszemcsék mérete közötti arány, vagy az egyes fajok által biztosított üres felületek megléte, ill. a megfelelő fényviszonyok biztosítása, vagy pl. az avar mennyiség számos egyéb tényező mellett fontos lehet a megtelepedés során.

A *fajok elérhetősége* a harmadik fontos szempont a vegetációfejlődés folyamatában. Ez sokban függ a fajok terjedési mechanizmusaitól, stratégiájától, amit kihasználhatunk pl. a természetes terjesztők számára vonzóvá tehetjük az élőhelyet, esetleg a faj magjaival etethetjük a legeltetett állatokat. A magfogyasztókra (főleg rágcsálók és hangyák) is hatással lehetünk, ha a magokat kiszámíthatatlan időközönként vetjük, ha több magot vetünk, mint amit el tudnak fogyasztani, ha növeljük a magfogyasztók predátorainak sűrűségét, rágcsálómérget keverünk a magokhoz, vagy azokat befestjük.

A NÖVÉNYI ANYAG KIVÁLASZTÁSA

Két stratégiát alkalmazhatunk: vagy a terület állapotát módosítjuk, hogy a célfajoknak megfeleljen, vagy olyan fajokra hagyatkozunk, amelyek elviselik az adott környezeti állapotot. Mindkét esetben olyan fajokat válasszunk, melyek lehetőleg a források elérhetőségének javítását, nem pedig felélését szolgálják. Meg kell határozni a növényi anyag típusát: mag, palánta, kifejlett növény vagy növényi rész legyen. Ennek megfelelő időben és mennyiségben, elfogadható áron kell rendelkezésre állnia. Az extrém élőhelyekre a növényi anyagok hozzáférhetősége igen korlátozott. Kedvezőbb élőhelyeken a megszokott fajok/fajkeverékek alkalmazhatók. Ezeknek széles a tűrőképessége, ezért alkalmazhatók a helyi adottságok pontos felmérése nélkül, kevésbé érzékenyek a változó körülményekre, és a szaporítási és vetési/ültetési technikájuk jól ismert.

A *fajkeverékek* kialakításánál fontos szempontok: őshonos fajok alkalmazása, fajdiverzitás, funkcionális diverzitás, közösségi szabályok és az ökoszisztéma ön-szervezési képessége. Az őshonos fajoknál a megfelelő genotípus kiválasztására két nézet létezik: a genetikai szennyezést kerüljük, csak lokális anyagot használjunk, ill. az introgresszió (kívülről érkezés) a természetben is létező, a genetikai diverzitást növelő evolúciós folyamat, mely jobb adaptációt eredményezhet. A magok kereskedelmi elérhetősége korlátozott, a saját gyűjtésre szükség lehet, ha speciális ökotípusra van szükség, a piacon elérhető anyag nem megfelelő, vagy nem áll rendelkezésre, valamint, ha a magok azonnali elvetésének jelentősége lehet a sikerben. Mindig kerüljük a nem-őshonos fajok alkalmazását.

A *fajdiverzitásnak* nagy a jelentősége a stabilitás szempontjából, mivel a környezeti változásra való érzékenység csökken, a fajok kiegészíthetik egymást. A *funkcionális diverzitással* is számolni kell, komplex fajkeverékek több trofikus kapcsolatot, szimbiózist, pollinációs lehetőséget, és a tápanyag körforgalom megbízhatóbb folyamatát jelentik. Kérdéses, hogy egy komplex rendszer restaurálható-e egy egyszerű rendszer felállításával, hiszen többnyire csak néhány fajra korlátozódik a beavatkozás. Két fő fajstratégia létezik, amit a *közösségi szabályozás* szempontjából figyelembe kell venni: a folyamatirányító ("driver") és az azt elszenvedők ("riders") csoportját. Először a "driver" típusú fajokat/guildekot kell telepíteni (pl. nitrogén, vagy homokmegkötők), különösen a

forráshiányos területeken. Az *önszerveződési folyamatokat* fontos beépíteni a tervekbe: átfedő fajok vagy guildek telepítése után azok kiválogatódnak, vagy valamilyen gradiens mentén végezve a telepítést a fajok a nekik megfelelő helyen megmaradnak.

A TERÜLET ELŐKÉSZÍTÉSE

A területelőkészítés (ágyás) célja az alkalmas helyek számának növelése (safe site), bizonyos fajok esélyének növelése, esetleg az alkalmazandó technika hozzáférhetőségének javítása. Ezt 3 módon tehetjük meg: i) a *természetes folyamatokra* hagyatkozunk (semmit nem teszünk), ii) a *területet előkészítjük*, de a természetes betelepülést hagyjuk érvényesülni, iii) a területet előkészítjük és fajkeverékeket *telepítünk*. Az első eset alkalmazásakor a főbb akadályok: a kívánatos fajok korlátozott betelepülése, nemkívánatos fajok dominanciája, legelési károk, a folyamat lassú, a kimenetele bizonytalan. Inkább akkor alkalmazható, ha a már jelenlévő fajok populációit szeretnénk gyarapítani. A támogatott természetes betelepülés viszonylag olcsó, de csak a lokális fajforrásokra hagyatkozik. A módszer hátránya a magok korlátozottsága, a gyomok esetleges dominanciája, a csíranövények egyenetlen megtelepedése.

A telepítési módszert akkor alkalmazzuk, ha a degradáció olyan jelentős, hogy a természetes regeneráció nem megy végbe, vagy gyorsan akarunk eredményt elérni. A folyamat során magokat vetünk, vagy növényeket ültetünk, az élőhelyet manipuláljuk és a természetes folyamatokat iniciáljuk, irányítjuk vagy gyorsítjuk. A vetés sikertelensége visszavezethető a csírázás, a kelés és/vagy a megtelepedés problémáira.

A terület *előkészítésének módszerei*: mechanikai, vagy kézi módszerek (bozótirtás, szántás, tárcsázás, alapkőzet feltárása, talajlazítás); kémiai módszerek (gyommentesítés herbicidekkel, poliakrilamid adagolása aggregátumok képzéséhez); égetés (természetes égési rendszer visszaállítása, többnyire a lágyszárúaknak kedvez); biológiai módszerek (dajkanövények, előkészítő termények, faültetés). Speciális talaj-előkészítésre van szükség szikes talajoknál, vízlimitált környezetben (vízcsapdák, hófogók kialakítása), és homokdűnék esetében (legelési kizárás, meglévő növényzet műtrágyázása, akadályképzés, mulcsozás).

ÜLTETÉS

A növénytelepítés lehetséges formái: magvetés, teljes növény ill. növényi rész ültetése. A *magvetés* előnye, hogy olcsó, egyszerű a tárolás, szállítás, de pl. nálunk a kereskedelemben csak néhány faj magja hozzáférhető. A magok előkészítése során a dormanciát meg kell szüntetni és a magokat esetleg be kell oltani pl. nitrogénkötő baktériumokkal, vagy mikorrhizákkal (burkolás). A vetés ideje többnyire tavasz vagy őszi, a klímától függően, a csírázásnak és a csíranövény fejlődésének legmegfelelőbb időben. A magmennyiség számos tényezőtől függ, általában füvekből 200-400 PLS (Pure Live Seed, élő mag) m² javasolt, ebből 10 egyed fejlődik (a magok 10-30%-ából lesz növény, ezek 50%-a marad meg). A vetés mélysége is fontos, általában a mag átmérőjének 4-7-szerese a megfelelő. A magokat kiszórjuk, majd a felületet gereblyézzük és lehengereljük. Esetenként talajfűrőt használhatunk (sziklás talajon).

Átültetés során a teljes növényt (kifejlett vagy magonc, konténeres vagy talajmentes magonc), dugványt, gyökérrészeket, rizómát, gyeptéglát használhatunk. Kézzel vagy traktorral ültethetünk. Az ültetési mélységet a nevelési mélység szerint határozzuk meg, távolságot a faj, a túlélési esély, a költség stb. határoz meg. Gyeptéglát 3-8 cm vastagságban kézzel vagy géppel vágjuk ki, és nedves, előkészített talajra szorosan lenyomva fektetjük. Konténer nélküli növényeket inkább lombhullató fajok esetében a pihenő időszakban használjuk. A

konténeres palántákat bármikor ültethetjük, de később biztosítani kell a megfelelő nedvességet. Dugványt egyes fajok esetében, ősszel használhatunk (pl. nyár és fűz).

Az ültetett élőhelyeken a korábbi zavarást, mely a degradációt okozta, meg kell szüntetni. A *kezelés* függ az élőhely állapotától, amit jelez az egységnyi területre jutó egyedszám, az eloszlás, az egészségi állapot, a produktivitás (maghozam). A telepítést követően a korai szakaszban a gyökernövekedés erőteljesebb, így nem látszik az eredményesség. Magasan végzett kaszálás kiirthatja a gyomokat, de nem árt a vetett vagy ültetett fajoknak. Gyeprestauráció esetén a betelepülő fákat, cserjéket irthatjuk herbiciddel, égetéssel. Az égetés az avareltávolítás által hátrányos a gyomoknak. Erdőtelepítésnél a gyepfajokat kell visszaszorítani tárcsázás, kaszálás, herbicid vagy mulcsozás alkalmazásával. A rágáskárok csökkentését vegyi anyaggal (keserű szer stb.) vagy kerítéssel kell megoldani.

TÁJLÉPTÉKŰ RESTAURÁCIÓ

A legtöbb restaurációs projekt idő-, pénz- és munkaerő-limitált, ezért a célok meghatározásakor fontos szempont, hogy működő, ön-javító, funkcionáló tájat hozzunk létre, és egy minimális, folyamatos anyagi támogatást biztosítsunk. Ennek érdekében a tájat tervezni kell, melyben alapvető a "nagyobb jobb" és az "összefüggő jobb" elve.

A restauráció *céljának* meghatározása során fontos:

- a degradáció okát, ne pedig a tünetet kezeljük (pl. invázív faj kiirtása csak akkor hatékony, ha a propagulum forrását is megszüntetjük),
- a folyamat helyreállítása fontos, nem elég a struktúra,
- a beavatkozásokat a megfelelő léptéken végezzük (a degradáció léptéke a kisebb léptékeken is zavar, nagy léptékű degradációt kis léptéken nem lehet helyrehozni, de a kis projektek sorozata segíthet).

A terület stabilizációja és a *primér folyamatok* helyreállítása során:

- a táj a limitált források visszatartását kell, hogy szolgálja,
- területi variabilitást építsünk be,
- a táj a primer folyamatok zavartalanságát biztosítsa,
- kapcsolatokat kell biztosítani az egyes funkcionálisan összefüggő foltok között.

A *propagulumterjedés*, az állatok közti kapcsolatok és a pollináció szempontjából fontos:

- propagulum-donor foltok telepítése,
- zoochor magterjesztés elősegítése (táplálék, búvóhely biztosítása),
- szélterjedés elősegítése,
- pozitív állatkapcsolatok elősegítése (pollinátorok vonzása, herbivória, magpredáció csökkentése).

Olyan tájat kell tervezni, mely a mikro-élőhelyek minőségét különböző léptéken javítja pl. a szélsőséges körülmények kiegyenlítésével (fászárúak telepítése), különleges mikrohabitatot létrehozó fajok telepítésével.

IRODALOM

- Aronson, J., Floret, C., Ovalle, C., & Pontanier, R. (1993) Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology*, **1**, 8-17.
- Aronson, J. & Le Floch, E. (1996a) Hierarchies and landscape history: dialoguing with Hobbs and Norton. *Restoration Ecology*, **1**, 327-333.
- Aronson, J. & Le Floch, E. (1996b) Vital landscape attributes – missing tools for restoration ecology. *Restoration Ecology*, **1**, 377-387.

- Bell, S.S., Fonseca, M.S. & Motten, L.B. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology*, 5:318-323.
- Bell, T.J., M.L. Bowles, and A.K. McEachern. 2003. Projecting the success of plant population restoration with viability analysis. pp. 313-348 In C.A. Brigham and M.W.Schwartz (eds.), *Population Viability in Plants: Conservation, Management, and Modeling of Rare Plants*. Springer-Verlag, Berlin.
- Bowles, M. & Wheelan, C.J. 1994. *Restoration of endangered species: conceptual issues, planning and implementation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Boyer, K.E. & Zedler, J.B. (1998) Effects of nitrogen additions on the vertical structure of a constructed cordgrass marsh. *Ecological Applications*, 8, 692-705.
- Boyer, K.E. & Zedler, J.B. (1999) Nitrogen addition could shift plant community composition in a restored California salt marsh. *Restoration Ecology*, 7, 74-85.
- Bradshaw, A.D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. In: Jordan III, W.R., Gilpin, M.E. & Aber, J.D. (eds.) *Restoration Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 23-31.
- Bradshaw, A.D. (1996) Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 3-9.
- Bradshaw, A.D. (1997) The importance of soil ecology in restoration science. *Restoration Ecology and Sustainable Development* (eds K.M. Urbanska, N.R. Webb, & P.J. Edwards) pp. 33-64. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cairns, J., Jr. (1991) The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. *The Environmental Professional*, 13, 186-194.
- Carter, V. (1986) An overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States. *Canadian Journal of Botany*, 64, 364-373.
- Craft, C., Reader, J., Sacco, J.N. & Broome, S.W. 1999. Twenty-five years of ecosystem development of constructed *Spartina alternifolia* (Loisel) marshes. *Ecological Applications*, 9:1405-1419.
- Curry, J.P. & Good, J.A. (1992) Soil faunal degradation and restoration. *Soil Restoration* (eds R. Lal & B.A. Stewart) pp 171-215. Springer-Verlag, New York.
- Davy, A.J. 2002. Establishment and management of plant populations and communities in terrestrial systems. *Handbook of Ecological Restoration*. Vol. 1. (Perrow, M.R. & Davy, A.J., eds.) Cambridge University Press, Cambridge, pp. 223-241.
- Diamond, J. (1987) Reflections on goals and on the relationship between theory and practice. *Restoration Ecology. A Synthetic Approach to Ecological Restoration*. (eds W.R. Jordan III, M.E. Gilpin, & J.D. Aber), pp. 329-336. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker, A.J.M. 1997. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515-522.
- Dramstad, W.E., Olson, J.D. & Forman, R.T.T. (1996) *Landscape Ecology, Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Harvard University School of Design, Island Press, and the American Society of Landscape Architects.
- Edwards, P.J. & Abivardi, C. (1997) Ecological engineering and sustainable development. *Restoration Ecology and Sustainable Development* (eds K.M Urbanska, N.R. Webb, & P.J. Edwards) pp. 325-352. Cambridge University Press, Cambridge.
- Egan, D. & Howell, E.A. 2001. *The Historical Ecology Handbook*. Island Press, Washington.
- Ehrenfeld, J.G. 1997. "Industrial Ecology: a framework for product and process design". *Journal of Cleaner Production*, vol 5, no.1-2, Elsevier Science.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. *Restoration Ecology*, 8:2-9.
- Ehrenfeld, JG and L. Toth. 1997. Restoration Ecology and the Ecosystem Perspective. *Restoration Ecology* 5:307-318

- Fellers, G.M. & Drost, C.A. 1995. *Handbook for Restoring Native Animals*. Natural Resources Report NPS/NRPORE/NRP-95/19. United States Department of the Interior, National Park Service. Denver, CO.
- Fenster, C.B. & Dudash, M.R. 1994. Genetic considerations for plant population restoration and conservation. (Bowles, M & Whelan, C.J. eds.) *Restoration of endangered species: conceptual issues, planning and implementation*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 34-62.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. (1986) *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Geist, C. and Galatowitsch, S.M. 1999. Reciprocal model for meeting ecological and human needs in restoration projects. *Conservation Biology* 13:970-979
- Gilpin M.E. & M. E. Soulé 1986. Minimum viable populations processes of species extinction. In. Soulé, M.E. (ed) *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer Assoc. Inc. Sunderland, pp. 19-34.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. & Reed, C. (1989) Translocation of as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, **245**, 477-480.
- Grime, J. P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Essay Review Journal of Ecology* 86, 902-910.
- Gustafson, E.J. & Gardner, R.H. (1996) The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology*, **77**, 94-107.
- Gutzwiller, K.J. & Anderson, S.H. (1992) Interception of moving organisms: influences of patch shape, size, and orientation on community structure. *Landscape Ecology*, **6**, 293-303.
- Handel, S.N., Robinson, G.R. & Beattie, A.J. 1994. Biodiversity resources for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 2:230-241.
- Handel, S.N. 1997. The role of plant-animal mutualisms in the design and restoration of natural communities. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. (Urbanska, K. M., N. R. Webb & P. J. Edwards.eds.) Cambridge University Press, Cambridge. pp. 111-132.
- Harker, D., Libby, G., Harker, K., Evans, S., & Evans, M. (1999) *Landscape Restoration Handbook*, 2nd edition. Lewis Publishers.
- Haselwandter, K. (1997) Soil micro-organisms, mycorrhiza, and restoration ecology. *Restoration Ecology and Sustainable Development* (eds K.M. Urbanska, N.R. Webb, & P.J. Edwards) pp. 65-80. Cambridge University Press, Cambridge.
- Herrera, M.A., Salamanca, C.P., & Barea, J.M. (1993) Inoculation of woody legumes with selected arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobia to recover desertified Mediterranean ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology*, **59**, 129-133.
- Hobbs, R.J. (2002) The ecological context: a landscape perspective. *Handbook of Ecological Restoration*, vol. 1. (eds M.R. Perrow & A.J. Davy) pp 24-45. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hobbs, R.J. & Norton, D.A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.
- Hobbs, R.J., & D.A. Saunders, (eds.) 1993. *Reintegrating Fragmented Landscapes: Towards sustainable production and nature conservation*. Springer-Verlag, New York, pp 65-106.
- Holl, K.D. & Cairns, J, Jr. (2002) Monitoring and appraisal. *Handbook of Ecological Restoration*, vol. 1. (eds M.R. Perrow & A.J. Davy) pp 411-432. Cambridge University Press, Cambridge.

- Hunt, R.J., Walker, J.F., & Krabbenhoft, D.P. (1999) Characterizing hydrology and the importance of ground-water discharge in natural and constructed wetlands. *Wetlands*, **19**, 458-472.
- Jordan III, W.R., Gilpin, M.E. & Aber, J.D. 1987. *Restoration Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Karr, J.R. (1997) Measuring Biological Integrity. *Principles of Conservation Biology*. 2nd edition. (eds G. K. Meffe & C.R. Carroll) pp 483-485. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Kleiman, D.G. (1989) Restoration of captive mammals for conservation. *Bioscience*, **39**, 152-161.
- Labadz, J.C., Butcher, D.P., & Sinnott, D. (2002) Wetlands and stillwaters. *Handbook of Ecological Restoration*, vol. 1. (eds M.R. Perrow & A.J. Davy) pp 106-132. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lal, R. & Stewart, B.A. (1992) Need for land restoration. *Soil Restoration* (eds R. Lal & B.A. Stewart) pp 1-11. Springer-Verlag, New York.
- Lockwood, J.L. 1997. An alternative to succession: assembly rules offer guide to restoration efforts. *Restoration and Management Notes*, 15:45-50.
- Logan, T.J. (1992) Reclamation of chemically degraded soils. *Soil Restoration* (eds R. Lal & B.A. Stewart) pp 31-36. Springer-Verlag, New York.
- Luken, J.O. 1990. *Directing ecological succession*. Chapman and Hall, New York.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- MacMahon, J.A. (1997) Ecological restoration. *Principles of Conservation Biology*. 2nd edition. (ed G. K. Meffe & C.R. Carroll), pp. 479-511. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- MacMahon, J.A. 1998. Empirical and theoretical ecology as a basis for restoration: an ecological success story. (M.L. Pace & P.M. Groffman, eds.) *Success, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Springer-Verlag, New York. pp. 220-246.
- Marrs, R. (2002) Manipulating the chemical environment of the soil. *Handbook of Ecological Restoration*, vol. 1 (eds M.R. Perrow & A.J. Davy) pp. 155-183. Cambridge University Press, Cambridge.
- Meffe, G.K., Carroll, C.R. 1997. *Conservation Biology*. 2nd edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- Michener, W.K. (1997) Quantitatively evaluating restoration experiments: research, design, statistical analysis, and data management considerations. *Restoration Ecology*, **5**, 324-337.
- Millar, C.I. & Libby, W.J. 1989. Disneyland or native ecosystem: genetics and the restorationist. *Restoration and Management Notes*. 7:18-24.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2000) *Wetlands*. 3rd ed. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Montalvo, A.M., Williams, S.L., Rice, K.J., Buchmann, S.L., Cory, C., Handel, S.N., Nabhan, G.P., Primack, R. & Robichaux, R.H. 1997. Restoration biology: a population biology perspective. *Rest Ecol*. 5: 277-290
- Morrison, M.L. (2002) *Wildlife Restoration. Techniques for Habitat Analysis and Animal Monitoring*. Island Press, Washington, D.C.
- Palmer, M. A., R. F. Ambrose, and N. L. Poff. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* **5**:291-300.
- Parker, V.T. (1997) The scale of successional models and restoration objectives. *Restoration Ecology*, **5**, 301-306.
- Pickett, S. T. A. and V. T. Parker. 1994. Avoiding the old pitfalls: Opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology* **2**: 75-79.

- Pickett, S. T. A. and V. T. Parker. 1997. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. (Urbanska, K. M., N. R. Webb & P. J. Edwards, eds.) *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 17-23.
- Richter, B.S. & Stutz, J.C. (2002) Mycorrhizal inoculation of big sacaton: implications for grassland restoration of abandoned agricultural fields. *Restoration Ecology*, **10**, 607-616.
- Robinson, G.R. & Handel, S.N. 1993. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology*, **7**:271-278.
- Sauer, L.J. 1998. *The once and the future forest: a guide to restoration strategies*. Island Press, Washington, D.C.
- Smith, R.A.H. & Bradshaw, A.D. (1979) The use of metal-tolerant plants populations for the reclamation of metaliferous wastes. *Journal of Applied Ecology*, **16**, 595-612.
- Standovár T. & R. B. Primack 2001. A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 542.
- Thom, R.M., Borde, A.B., Richter, K.O., & Hibler, L.F. (2001) Influence of urbanization on ecological processes in wetlands. *Land Use and Watersheds* (eds. M.S. Wigmosta & S.J. Burges) pp 5-16. American Geophysical Union, Washington, D.C.
- Tilman, D., Wedin, D., & Knops, J. (1996) Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, **379**, 718-720.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **20**:171-198.
- Urbanska, K. M., N. R. Webb & P. J. Edwards 1997. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Urbanska, K. M., N. R. Webb & P. J. Edwards. 2000. *Restoration Ecology and Sustainable Development* Cambridge Univ., New Delhi, pp. 413
- Vivian-Smith, G. (2001) Developing a framework for restoration. *Handbook for Restoring Tidal Wetlands* (ed J.B. Zedler) CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Webb, N.R. (1997) The development of criteria for ecological restoration. *Restoration Ecology and Sustainable Development* (eds K.M. Urbanska, N.R. Webb, & P.J. Edwards) pp. 133-160. Cambridge University Press, Cambridge.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing Damaged Wildlands: A Process-oriented, Landscape-scale Approach*. Cambridge University Press, Cambridge.
- White, P.S. & Walker, J.L. (1997) Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, **5**, 338-349.
- Wyant, J.G., Meganck, R.A. & Ham, S.H. 1995. A planning and decision-making framework for ecological restoration. *Environmental Management*, **6**:789-796.
- Choi Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration *Ecological Research Vol. 19 Issue 1 Page 75 January 2004*
- Zedler, J.B. (1996) Ecological issues in wetland mitigation: an introduction to the forum. *Ecological Applications*, **6**, 33-37.
- Zedler, J.B. & Callaway, J.C. (1999) Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology*, **7**, 69-73.
- Zedler, J. B., and J. C. Callaway. 2003. Adaptive restoration: A strategic approach for integrating research into restoration projects. Pp. 167-174 in D. J. Rapport, W. L. Lasley, D. E. Rolston, N. O. Nielsen, C. O. Qualset, and A. B. Damania, eds. *Managing for Healthy Ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.