

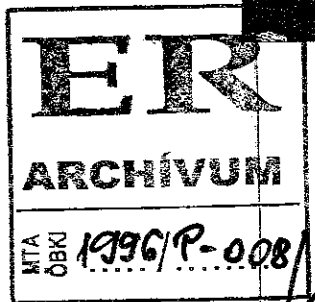
Erdészeti ökológia (1996)
szerb. Mátyás Csaba

Mezőgazda Kiadó

M. 5-312.

zhagynunk, ahol természeti értékeket magukban fo-
ök. Számíthatunk arra, hogy a homokos váztalajok k
követelményei miatt további területeket ajánlanak f
ik azokat kell megtartanunk eredeti állapotukban, az
ki ősgyeppek borítanak, míg azokat, amelyeket a me-
tes állapotukban már megbolygatott, nyugodt s
öteleptítés céljaira még akkor is, ha kedvezőtlen ad-
tosított fajok gyenge növekedésű erdővel számolt
alamivel nagyobb a kőzet hatású talajok erdővel
gy- és dombvidékeinken előforduló talajok, ráadásul többnyire meredék lejté-
ben helyezkednek el, talajvédelmi megfontolásokból célszerű erdőt telepíteni
uk, jelentős tartalékot képeznek az erdők számára. Itt már honosított fajokon
ül okkal-móddal, egyéb körülmények kedvező volta esetén, a hazai flóra tagja-
t előforduló tölgyfajokkal és kísérőkkel is számolhatunk, sőt magasabb tér-
ntekben, a bükkös klímaövezetben, még a bükkösök is helyükön vannak.
Az erdőknek legkedvezőbb **barna erdőtalajoknak** mintegy negyede erdőstül-
nek az az oka, hogy az ilyen talajok kedvező domborzati fekvésben mezőgaz-
sági művelésre kiválóan alkalmasak, jóllehet nem ritkán csonka barna erdőta-
ok alakjában mutatkoznak, és utóbbi esetben már ténylegesen cselekednünk
l a további talajpusztulás megállítására érdekében. Ezért a barna erdőtalajok kö-
l elsősorban azokat kell erdőstítenünk, amelyek ilyen veszélynek kitéttek, a több-
e pedig a mezőgazdálkodás általános helyzetének alakulásától függően gon-
lhatunk. A **csernozjom talajok** elsősorban mezőgazdasági növénytermesztéssel
szosíthatók, itt az erdőnek nincs sok esélye. Száraz adottságuk, mésztartalmuk
előfordulásuk helyén a csekély mennyiségű csapadék miatt itt az erdőnek leg-
jobb mezőgazdasági védősávok vagy majorfásítás alakjában tudunk jövőt jósol-
nak. A **szikes talajok** természeti adottságaik miatt erdőstítésre általában nem alkal-
asak. A kevés kivételt nagyon gondos előzetes termőhelyi értékelés segítségével
laszthatjuk ki. Az erdők szerepkörük itt kizárólag csak a talajjavítás lehet, fater-
esztési célokat nem szolgálnak, várható gyenge növekedésük miatt. Több esélye
n az erdőnek a **réti talajokon**. Arányszámuk igen alacsony, itt megfelelő vízren-
zési körülmények között és az altalaj szódamentessége esetén lehetőség nyílna
bb erdő telepítésére, elsősorban az őshonos tölgyfajokkal. De csak akkor, ha a
ti talajok alól nem vezettek el a talajvizet. A láptalajok tízedrése erdőstül, első-
rban kiterjedt lápvidékeinken vannak ilyen esetek. A további erdőtelepítés a víz-
ndezés helyzetétől függő adottság, ha az erdőhöz és a láptalajokon sikerrel
lepíthető fajoknak megfelelő vízmennyiség rendelkezésre áll. Nagy jövője
n a mezővédő sávok telepítésének, mivel a láptalajokra jellemző kotu könnyű,
szél gyorsan elviszi, ennek megfékezése és ezáltal a mezőgazdasági természet-
ztonsága ezt kívánja.

Az **öntés- és hordaléktalajok** igen nagy értékű és termékeik erdő-
mányokat képesek fenntartani. Mind a természetesen előforduló puhafás és ke-
ényfás ligeterdőkkel, mind pedig – ezek hiányában – a nyárültvényekkel
szosíthatók az ilyen talajok. A hullámtéren a mezőgazdálkodás ugyanakkor
ckázatos tevékenység a váratlanul megjelenő vízborítás miatt, ezért az erdők to-
bbi térhódítására számítani lehet.



A BIODIVERZITÁS VÉDELME ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS

Mátyás Csaba

Az ipari országokban egyre nagyobb súllyal érvényesülő környezet- és természet-
védelmi szempontok az erdőgazdálkodás kritikusabb megítéléséhez vezettek. Az
erdők egészségi állapotának romlása feletti aggodalom Európában tovább erősíti
ezt. A hazai közvéleményben és a politikában is megjelenő feszültségeket jelzik a
különböző hasznosítási és védelmi törekvések egybehangolásának nehézségei a
természetvédelem, az erdő-, a víz- és vadgazdálkodás területén.

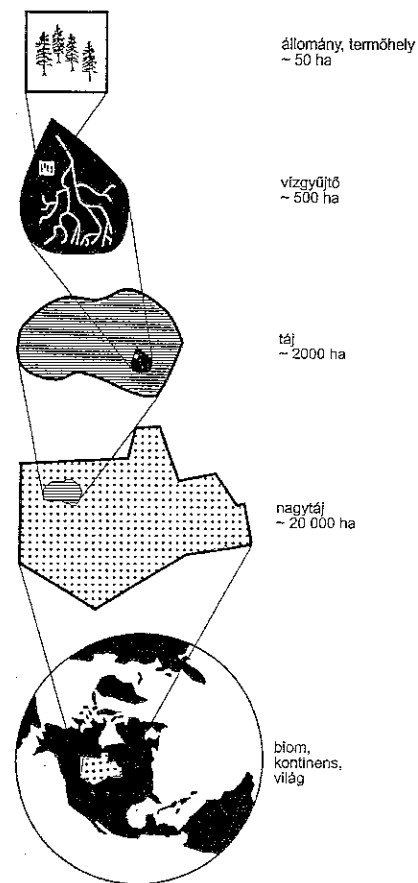
Az erdőgazdálkodással szembeni kritika fő szempontjai a természetes felújítá-
sok és ezzel együtt a természeteshez közel álló erdőkezelés nem kielégítő részará-
nya, a természet- és természetvédelmi szempontból káros hatású fahasználati
módszerek (tarvágások, erélyes gyérítések, erdei útépitések stb.) alkalmazása, ál-
talanban a biodiverzitás veszélyeztetése.

Az erdőt érő antropogén hatásokat tekintve figyelembe kell venni, hogy ezek
között az erdőgazdálkodás csak egy, bár kétségtelenül meghatározó tényező.
Jelentőségében mind a mai napig alábecsült az ugyancsak antropogén immiszió,
a száraz és nedves ülepedés hatása, ugyanúgy az erdőt igen súlyosan érintő víz-
rendezések, továbbá az erdei vadkár következményei. Ide tartoznak még a bányá-
szat, az erdei üdülés terhelő hatásai is. Mindezek a hatások a mai civilizáció rend-
kívül sokrétű igényét és sokféle terhelését jelzik az erdőkkel szemben.

Kétségtelen, hogy az erdők antropogén terhelése a posztmodern társadalmak-
ban összetettebb, mint valaha. Világosan kell látni azonban, hogy már az ipari for-
radalom előtti történelmi korszakokban is jelentős volt az emberi hatás a vegetá-
ció összetételére. Már a prehisztorikus ember egyszerű eszközei (elsősorban a le-
geltetés, a tűz alkalmazása révén) alkalmasak voltak az érzékenyebb ökosziszté-
mák tartós befolyásolására, elsősorban a szárazabb klímájú övezetekben. Így Ma-
gyarországon már a honfoglalást megelőző időkre sem feltételezhetünk bolyga-
tatlan, természetes állapotokat.

A jelenlegi helyzet és egy feltételezett ideális állapot egybevetését nehezíti
az éghajlat ingadozása is. Az utolsó felmelegedés (a holocén) korszaka mindössze
10 000 évre tekint vissza, ezalatt drámai eltolódások jelentkeztek a vegetáció ösz-
szetételében. Könyvünk írásakor e században példátlan mértékű aszályos időszak
tart, amelyről természetesen nem állapítható meg, hogy átmeneti jellegű vagy a
feltételezett klímaváltozás előfutára-e. Kihatása az erdőállományok struktúrájára
és faji összetételére szemünk előtt zajlik.

Biztosra vehető tehát, hogy az erdei ökoszisztémákban világszerte és hazai vi-
szonylatban egyaránt megfigyelhető kedvezőtlen tendenciák nem írhatók kizáró-
lag az erdőgazdálkodás számlájára. Ahhoz, hogy az erdészet teendőit reálisan



59. ábra
A diverzitás földrajzi léptékei (S. A. E., 1991)

(extinkció) természetes jelenség. Egyes geológiai korokban tömeges fajpusztulások következtek be, így pl. legutóbb a krétakor végén. Az emberi tevékenység által felgyorsított extinkció pontos mértéke már a fajok hiányos feltártsága miatt is nehezen

becsülhető. A madarak és emlősök esetében eddig 400 faj (és alfaj) kipusztulását regisztrálták, ami a leírt fajok 3–4%-a. Egyes elemzések már az ezredfordulóra a fajszám 15–20%-ának kipusztulását feltételezik. A jelenlegi fajkipusztulás rátája mintegy 400-szorosa annak, amit a nagy földtörténeti korszakok végét kítőző katasztrófák (pl. a krétakor végén, 65 millió évvel ezelőt) idejéből ismerünk (Wilson, 1986).

A térbeli-táji szinten megjelenő diverzitás ugyancsak nehezen számszerűsíthető. Az erdődinamikai jelenségekkel foglalkozó fejezetekben utaltunk a természetes körülmények között érvényesülő mozaikos erdőszerkezet jelentőségére. A térbeli struktúra milyensége természetesen nemcsak az erdőterületen belül fontos, legalább ennyire jelentős az erdőfoltok elhelyezkedése az ember által művelt tájban: milyen mértékig *fragmentáltak* (feldaraboltak) az erdei élőhelyek.

A biodiverzitás jelentősége és megítélése

Az elmondottak alapján érzékelhető, hogy a természetes körülmények között létrejövő diverzitás mértékét – a társulások szerveződésével foglalkozó fejezetben tárgyalt szukcessziós folyamatok mellett – számos más tényező is befolyásolja. Fontos szerepe van a földtörténeti múltban lejátszódó eseményeknek (Közép-Európában pl. a jégkorszakokat követő kihalásoknak, migrációs eseményeknek), a környezeti feltételek rövidebb távú változásának, ezen keresztül az evolúciónak. Nem lehet vita tárgya, hogy az *evolúciós folyamatok* az életközösségek komplexitásának növelése irányába hatnak, egyre bonyolultabb trofikus kapcsolatok kialakítása révén. Az anyag- és energiaforgalom fokozódó szövevényessége az erőforrások mind tökéletesebb felhasználását teszi lehetővé, mind több élőlény számára teremt éledehetőséget. Mindez az ökoszisztéma működésének nagyobb biztonságát és állandóságát kölcsönöz, és megkönnyíti az életközösség önszabályozó és önreprodukáló hatásainak érvényesülését.

Ökológiai szempontból ezt kell fő érvek tekintenünk, amikor az életközösségek biodiverzitásának minél teljesebb megőrzését szorgalmazzuk. A faji és genetikai sokféleség tekintetében ehhez *ökonómiai* szempontok is járulnak: a biodiverzitás eddig távolról sem kimerített tárháza lehetőséget nyújt olyan fajok, gének fenntartására, amelyek hasznosítása eddig még nem vált fontossá, de a jövőben azzá válhat. A kultúrába vont növény- és állatfajok esetében egyre nagyobb jelentőséget tulajdonítanak a rokon „vad” fajok, populációk megőrzésének, mert számos, a szelekció során elveszett vagy meggyengült tulajdonság genetikai feljavításának forrásai lehetnek. Különösen a trópusi esőerdők faj szinten is feltáratlan sokfélesége rejthet számos potenciális hasznosítási lehetőséget.

A fejlett társadalmakban az ökonómiai és ökológiai megfontolások mellett egyre nagyobb súlyt kap az *etika* is; eszerint minden, az emberiség szempontjából közömbös vagy esetleg károsnak tűnő fajnak is joga van a létezéshez. A globális szabályzó szerepében tetszelgő ember nem jogosult belátása szerint dönteni az evolúció során kialakult fajok és genetikai adottságaik felszámolásáról, és meg kell találnia a *modus vivendit* a ma létező sokféleséggel, okulva a már helyrehozhatatlan hibákból. A fajpusztulás jelenlegi ütemét szemlélve csak annyi állapítható meg, hogy ezen a téren rendkívül sok és rendkívül sürgős tennivaló várja a megoldást.

kapcsolatosan egy adott élővilágban sem a jelenlegi, sem az ideális (bolygatatlan) állapotot; még kevésbé ismeretes a jelenlegi terhelés jövőbeni alakulása és következményei.

Hasonló példák folytatása nélkül belátható, hogy az erdőgazdálkodás célkitűzéseinek meghatározása nem választható el sem a környezetállapottól, sem a társadalmi-gazdasági folyamatoktól. A feladat az erdő mint ökoszisztéma teherbíró képességének és az emberi társadalom igényeinek hosszú távú összehangolása: a fenntartható fejlődés útja. A tennivalók mindenütt sürgősek, de a prioritásokban jelentős regionális eltérések vannak. Míg pl. a trópusokon az erdőfogyás valós és sürgető gond, Közép-Európában felesleges az „erdők irtásától” óvni, mivel a század eleje óta ellenkező tendenciák regisztrálhatók: az erdőterület mindenütt gyarapodik.

A BIODIVERZITÁS JELENTŐSÉGE ÉS ÖSSZETEVŐI

A diverzitás formái és kiváltó tényezői

Kevés szempont fogja a közeljövő erdőgazdálkodását olyan erősen befolyásolni, mint a biológiai diverzitás megőrzésének igénye. Az emberi életminőség elválaszthatatlanul összefügg a biodiverzitás megőrzésével, ugyanakkor éppen a diverzitás az, amelyet a posztmodern civilizáció társadalmá a legkedvezőtlenebbül befolyásol.

Biológiai diverzitás alatt nemcsak a fajok sokféleségét és mennyiségi viszonyait kell érteni, ide tartozik a fajon belüli genetikai összetétel, valamint – a fajok feletti szinteken – a társulások, életközösségek, tájak sokfélesége is. Az erdei életközösségek tekintetében az erdőgazdálkodás a genetikai, faji, életközösségi és táji szintű diverzitást egyaránt befolyásolja, pontosabban a diverzitás három komponensét, az összetételt, a struktúrát és a funkciót.

A **kompozicionális diverzitás** a genetikai, faji (taxonómiai) és életközösségi (ökoszisztéma-) diverzitást foglalja magában. A genetikai diverzitás fenntartása a fajok fennmaradásához elengedhetetlen, míg a faji diverzitás fenntartása a különböző társulások, élőhelytípusok megőrzésének függvénye.

A **térbeli (architekturális) diverzitás** az alkotóelemek (fajok, életközösségek-élőhelyek) térbeli rendezettségére vonatkozik. Faállomány vonatkozásában pl. a szintek száma jellemzi (különböző koronaszintek, cserje- és lágyszárú szint stb.). Egy táj szintjén a strukturális diverzitás pl. a korosztályok, állomány- és társulástípusok eloszlásával jellemezhető.

A **funkcionális diverzitás** a trofikus kapcsolatok összetettségét, az anyag- és energiaáramlás mikéntjét jellemzi. Ez a komponens a legnehezebben megismerhető és mérhető. Természetesen mindhárom komponens szorosan összefügg egymással. A diverzitáskomponensek változása kihat az ökológiai folyamatok lefolyására, az anyag és energia forgalmára.

rázza az a tény is, hogy a trópusok evolúciósan idős területek, ahol a speciació (fajteremtés), koevolúció előrehaladottabb, mint a viszonylag fiatalabb mérsékelt övön.

Azonos klímaövön belül is összefügg a diverzitás a *termőhely jóságával* (pl. az ártéri ligeterdőkben igen magas a növény- és állatfaj-diverzitás), de a kedvező és szélsőséges termőhelyeket egybevetve gyakorta a kedvezőtlenebb adottságok között nagyobb diverzitást találunk. Így pl. egy bükkös lágyszárú fajszáma egyharmada a karsztbokorerdőkének (45. táblázat). Ezt elsősorban a bükkös erdőállományban domináns fafajok – elsősorban a bükk – erős koronazáródása, az ebből fakadó nagyobb kompetíció okozza. Az állatfajok esetében kompetíciót csökkentő (ezzel diverzitásnövelő) hatású a ragadozók jelenléte, mivel azok általában a gyakoribb fajból fogyasztanak többet.

Diverzitást fokozó körülmény egy adott területen belül a térbeli vagy időbeni *inhomogenitás* (mozaikosság), bizonyos mértékig a *bolygatottság* is, mert lehetőséget ad későbbi szukcessziós fázisokat, illetőleg zavarást nem tűrő fajok betelepülésére. A kultúrtájak által körülvett bolygatatlan „élőhelyszigetek” megfelelő eloszlás esetén a diverzitás fenntartásának igen hatékony eszközei lehetnek (IUCN, 1995).

Léptékek és prioritások

A biodiverzitás mérése és fenntartásának teendői a diverzitás különböző szintjein, a genetikai, faji és társulásdiverzitás szintjein külön mérlegelendő. A **genetikai diverzitás** esetében megkülönböztetik az egyedi, a populáción (állományon) belüli és a populációk közötti, illetőleg faji szintű genetikai diverzitást. A genetikai diverzitás egésze egyetlen fajra sem ismert, de jellemezhető az egyes génlokuszokon előforduló allélek, azaz génváltozatok számával (fáknál általában 2-nél több), illetőleg a heterozigóta génhelyek arányával (fák esetében igen nagy, meghaladhatja a 30%-ot). A **faj- és társulás- (életközösség-)diverzitást** tekintve legalább három léptékben kell gondolkodni. A legelső szintet az egyedi társulás vagy erdőtípus fajdiverzitása képviseli. A társulások változása egy ökológiai gradiens mentén, illetőleg az élőhelyek mozaikossága szerint (pl. magassági fekvés, vízellátottság) képviseli a második szintet. (Ezt a két diverzitástípust alfa-, illetve béta-diverzitásként is emlegetik). A harmadik szint egy nagyobb földrajzi térség vagy régió tájszerkezetben megnyilvánuló diverzitása (59. ábra).

Míg a genetikai diverzitás mértékét nehéz számszerűsíteni, faj szinten ma mintegy 1,4 millió taxont azonosítottak, ebből 1,08 millió állatfaj és 308 ezer növényfaj (lásd a 43. ábrát). A leírt fajok 60%-át rovarok alkotják; a még ismeretlen rovarfajok száma akár 10 millió is lehet (Scheuring, 1995). A taxonómiailag jól feltárt madarak és emlősök fajszáma az ismert fajok alig 1%-a. A jelenleg létező összes fajról csak feltételezések vannak; 10 és 30 millió között valószínűsíthető a számuk (ENSZ, 1992).

Egy faj megjelenése a bioszférában – geológiai időben mérve – csak átmeneti jelenség; a fajok élettartama mintegy 10 millió év körül lehet. A **fajok kipusztulása**

ahol a faállomány záródása a 10%-ot meghaladja). A látszólag kimeríthetetlen nagy terület ellenére van ok az aggodalomra: az elmúlt évtizedben (1980–1990) átlagosan 15,4 millió ha-ra tehető az évente kiirtott erdők területe, míg 1970 és 1980 között „csak” 11,4 millió ha/év volt ez a szám. Egyidejűleg az erdőterület-vesztéségnél nagyobb erdőterületet érint évente súlyos degradáció (41. táblázat).

Az erdőterület zsugorodása kontinensenként eltérő mérvű. A mérsékelt övben, az elegendő és lombos erdők 7,6 millió km²-nyi területén az erdőfogyás összességében megállt. (Európában némi erdőterület-növekedés is regisztrálható.) Ugyanakkor a mediterrán térségben az egykori igen kiterjedt erdőterületből szinte semmi sem maradt – a hivatalos statisztikák 5%-os erdőszűtséget mutatnak ki, de ennek jó része már áldozatul esett a túllegettetésnek, a bozóttüzeknek és a mezőgazdasági területek bővítésének. A boreális öv kb. 9,2 millió km²-nyi záródott és 3 millió nem záródott erdőterülete gazdaságilag a legjelentősebb: a cellulóz- és fűrészeltáru-ellátás több mint egyharmada innen származik. Míg a boreális tájgának jelentős része valószínűleg tartósan hasznosíthatatlan marad, hozzáférhető részein mind Kanadában, mind Oroszországban jelentős károkat okoz a tartamosságot figyelmen kívül hagyó rablógazdálkodás. Így pl. Oroszországban a felújítatlan vágásterületek nagysága már valószínűleg meghaladja az 1 millió km²-t. Kanadában sem ritkaság még a több száz hektárra kiterjedő tarvágás, amelyet esetleg repülőről vetnek be maggal.

A trópusi erdők területe a föld erdővagyonából 17 millió km²-rel részesül. Ennek a hatalmas területnek csak töredékén van valamilyen fajta ellenőrzés a terület-hasznosítás, fakitermelés felett, az erdőterületek komolyabb védelemben nem részesülnek. A globális erdőterület-fogyást a trópusi erdők rohamos irtása okozza (41. táblázat). A közfelfogással ellentétben azonban az erdőirtás oka elsődlegesen a mezőgazdasági területek nyérése; a fakitermelés célú erdőirtás mindössze kb.

10% arányú. Így az erdőterület-fogyás közvetlen összefüggésben van a népesség-robbanással (60. ábra). A gyorsan növekvő lélekszám miatt korábban a trópusokon elterjedt váltógazdálkodás lehetőségei beszűkülnek, ami az amúgy is gyenge termőképességű talajok gyors degradációjához vezet, így mindig újabb területek kerülnek fejsze alá. A trópusok arid zónáiban az erdőpusztítás máris ökológiai, gazdasági és szociális válsághelyzetet idézett elő.

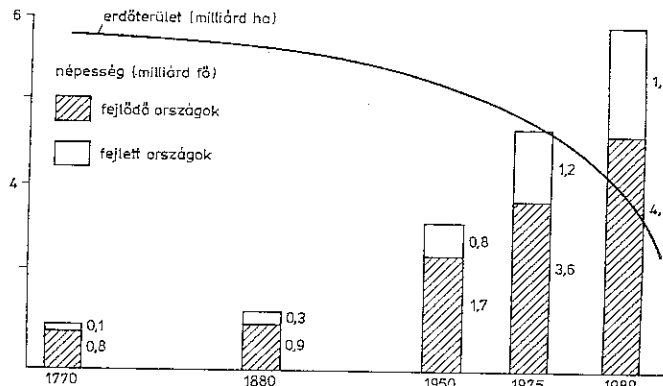
A hazai erdők helyzete

A mai magyar erdővagyon Közép-Európa más országaival egybevetve leginkább szembevetendő az alacsony erdőszűtségek és a nem őshonos fajokkal létesített mesterséges erdők és ültetvények viszonylag nagy részaránya. (Ezzel együtt a természet közeli, őshonos erdők aránya még mindig kedvezőbb, mint pl. Német- vagy Franciaországban; lásd Ministry of Agriculture, 1996.) Az erdőterület jelentős hányadán (közel egyharmadán) az ökológiai feltételek aránylag kedvezőtlenek az erdőgazdálkodás szempontjából, ami nemcsak a természet gazdaságtalanságában mutatkozik meg, hanem abban is, hogy az erdőállományok létrehozása, fenntartása nagy ráfordítások mellett is kockázatos. Így pl. éves átlagban a hazai erdőfelújítások egyharmada, az erdőtelepítések majdnem fele sikertelen és pótlásra szorul (Halász, 1990). A természetszerűen kezelt őshonos fajok állományai is nagy százalékban ökológiai optimumukon kívül tenyésznek (pl. a délnyugat-dunántúli bükkösök, a gyertyános-tölgyesek, az alföldi kocsányos tölgyesek jó része), fenntartásuk csak jelentős ráfordítással, komoly hozzáértéssel oldható meg. Az elmondottak tükröződnek a hazai erdők rossz egészségi állapotában is, amely az elmúlt évtizedben „felzárkózott” az európai mezőnyhöz.

Összességében a magyar erdőgazdálkodó a feltételek függvényében jelentős, bár európai összehasonlításban nem kirívó mértékben alkalmaz mesterséges beavatkozásokat (mesterséges felújítás, ápolás, egyedszám-szabályozás stb.), ugyanakkor a gazdálkodás jövedelmezősége közép-európai mércével mérve alacsony. Kézenfekvőnek látszik ilyen helyzetben a gazdálkodás közelítése az ökológiailag fenntartható, kevesebb mesterséges beavatkozást kívánó gazdálkodás irányába: más szóval az irányt az egykori (potenciális) erdővegetációhoz való közeledés jelenti, amelyhez lehetőség szerint természet közeli módszereket kell(ene) alkalmazni. A megoldási lehetőségek számbavételekor figyelembe kell venni azonban a legfontosabb tényezőket, amelyek a mai magyar erdővagyon összetételének és állapotának kialakulásához vezettek.

Az ökológiai feltételek és erdészeti politikai áramlatok hatásai

Más fejezetekben már tárgyaltuk az ország földrajzi helyzetéből adódó ökológiai korlátokat. Az erdőterületek mintegy egynegyede az erdős puszták zónájába esik, amely éghajlatilag nem teremt optimális feltételeket zárt erdőállományok kialakulásához, ahhoz többletvízre van szükség (talajvíz, folyók öntései). A már záródott erdőállományokat fenntartó kocsánytalan, illetve cseres tölgyes klímában is



60. ábra
A világ össznépességének és erdőszűtségek alakulása (forrás: FM Erd. Hiv.)

Bár nem tartozik az előbbi érvek körébe, érdemes megemlíteni az *esztétika* érvét is, hiszen az emberi élet minősége szorosan összefügg környezetének változatosságával. Az egységesített, változatosságában elszegényített élő környezet az életminőséget is negatívan befolyásolja, és e tekintetben is felelősséggel tartozunk az utánunk következő nemzedékeknek (a biodiverzitásról lásd még a Természet Világa, 1995. I. és 1996. évi II. különszámait).

A biodiverzitás nyilvánvaló jelentőségének értékelésekor azonban nem szabad megfeledkezni arról, hogy a nagymérvű biodiverzitás nem jelent egyúttal sebezhetetlenséget. Éppen a sokféleség tekintetében kiemelkedő trópusi esőerdők bolygatása nyomán fellépő súlyos degradációs jelenségek figyelmeztetnek arra, hogy egy ökoszisztéma sérülékenysége nem ítéhető meg diverzitása alapján, és az élő rendszerek terhelhetősége ezen az alapon nem bírálható el. Az egyszerű, kevés fajból álló rendszerek, mint pl. a boreális tajgák, természetes regenerálódóképessége kedvezőbb, mint az összetettebbeké, elsősorban a társulásban részt vevő fajok kevésbé specializált, kolonizáló jellege miatt. A biodiverzitás tehát nem automatikus biztosíték az élő rendszer fennmaradására, megítélése cseten-kénti alapos elemzést igényel.

A diverzitás megőrzése

A diverzitás megőrzése csak a különböző sokféleségszintek együttes figyelembevételével lehetséges. Így pl. egy *in situ* génrezervátumként kezelt elegyeten faállomány a populáció genetikai változatosságának a megőrzésére alkalmas, de a faji diverzitás megőrzése szempontjából nincs jelentősége. Ugyanakkor egy vízgyűjtő területen vagy községhatáron belül mesterségesen fenntartott eltérő faállománykorosztályok a helyi fajdiverzitás maximálását jelenthetik, ami elsősorban a „generalista” (r-stratégista) fajoknak kedvez, de regionális szinten nem teremt megfelelő életlehetőséget a specialista fajok számára; ezek nagyobb, bolygatatlan területek kialakítását kívánják meg. Regionális és globális léptékben egyaránt a biodiverzitás megőrzése tehát különböző szintű és eltérő szempontú lépések egybehangolását kell, hogy jelentse.

Még ha kívánatosnak is látszik a különböző ökoszisztémák minden elemének teljes körű helyreállítása minden lehetséges helyen, ez nyilvánvalóan lehetetlen. *Prioritásokra* a mai – nagyon hiányos – ismeretek alapján szükség van. Gyakorlati szempontból a hangsúlynak nem annyira az ökológiában kimutatott diverzitás-jelzőszámok növelésén kell lennie, hanem azokra az elemekre kell inkább összpontosítani, amelyek az emberi tevékenység a legjobban veszélyeztetet. Ritkább genotípusok, veszélyeztetett fajok védelme nagyobb hangsúlyt kell, hogy kapjon, mint a széles körben elterjedteké – megőrzésük csak élőhelyeik, társulásaik fenntartása útján lehetséges.

Az élőhelyek veszélyeztetettségének megítélésekor azok elterjedtségét, diszpergáltságát és a degradáció, illetőleg a védetség helyzetét kell elsősorban figyelembe venni (MTA, 1993). A kritikus fontosságú élőhelyek közé sorolandók a szezonálisan létfontosságú táplálkozási és párzási élőhelyek, pl. a vándormadarak pihenőhelyeül szolgáló térségek. Fontosnak látszik a trofikus kapcsolatok komp-

lexitásának megőrzése is, az ebben kulcsszerepet játszó fajok (ragadozók, csúcsragadozók) igényeinek figyelembevétele. E tekintetben különösen nagy jelentőségű az élőhelyek struktúrájának, térbeliségének elemzése helyi és regionális szinten. Megfelelő tájmozaik kialakítása a migrációs lehetőségektől függő fajok számára teremt „ugródeszkákat”, ökológiai folyosókat (Hansson, 1992, Gyulai, 1996).

A közvetlen gazdasági szempontból jelentős diverzitás, így pl. kultúrfajok vad-rokonai, továbbá gazdaságilag értékes tulajdonságú populációk, genotípusok fenntartása kevésbé látszik kritikusnak, mert a gazdasági érdek – legalábbis rövid távon – ezek megőrzését már az eddigiek során is nyilvánvalóvá tette (az erdészetben a magtermelő állományok, génrezervátumok, klónarchívumok létrehozása révén).

AZ EMBERI TEVÉKENYSÉG HATÁSA AZ ERDŐTAKARÓRA

A Föld zsugorodó erdővagyon

A szárazföldi ökoszisztémák evolúciójának mintegy 350 millió éves múltja során az erdei ökoszisztémák az ember közreműködése és ráhatása nélkül alakultak ki – az emberi tevékenység mintegy 10 000 éve, az utolsó jégkorszak óta van hatással az erdőre. Ez a hatás a legutóbbi időkig pusztán erdőirtás volt, legelők és termőföld nyeresére; az erdő mint jelentős nyersanyagforrás csak az újkor kezdete óta játszik fontosabb szerepet.

Jelenleg a FAO adatai szerint mintegy 36 millió km²-re becsülhető az erdők területe Földünkön. Ezt kiegészíti további 17 millió km² fás szavanna és bozóterdő-terület. Összességében a szárazföldek mintegy 40%-át valamilyen fás vegetáció borítja (A FAO osztályozása szerint a fejlődő országokban erdőnek számít minden terület,

41. táblázat
Erdőterület (millió ha) és erdőirtás a trópusokon (FAO, 1993)

Kontinens	Erdőterület (Mha), 1980	Erdőterület (Mha), 1990	Évi változás (Mha), 1980-90	Évi változás (%)
Afrika	568	527	-4,1	-0,7
Latin-Amerika	350	311	-3,9	-1,2
Ázsia	992	918	-7,4	-0,8
Világ együtt	1910	1756	-15,4	-0,8
Összehasonlításként: Magyarország**	1867 2,78*	1925 1,70	1867-1925 0,02	-1,1

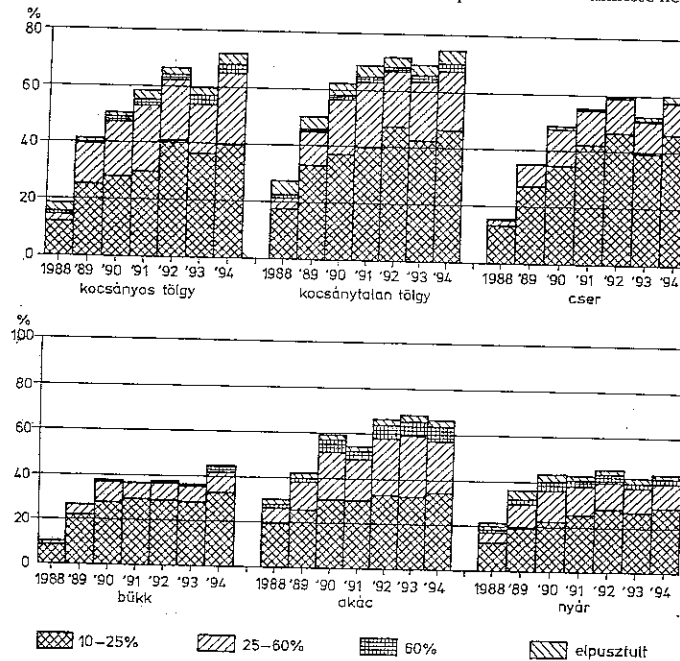
*Keresztesi (1991) szerint

**Jelenlegi területre vonatkoztatva

oka a szemléleti hiányosságok mellett a nem kellően differenciált pénzügyi támogatás igénybevétele volt („nyárasítás”, „fenyvesítés”). Az ültetvények és természetes erdők viszonya a botanikusok, ökológusok és az erdészek közötti régi keletű viták forrása (l. pl. „Vitarovat”, 1981).

Az erdők állapotát, elsősorban a biodiverzitást jelentősen befolyásoló tényező a vadállomány nagysága. Az egész közép-európai térségre jellemző a vadeltartó képesség és a vadlétszám egyensúlyának megbomlása. Hazai vonatkozásban közismert, hogy a két világháború közötti időszakhoz képest a nagyvadállomány létszáma a terítékadatok alapján számítva több mint egy nagyságrenddel megnövekedett (Kőhalmi, 1995). A természet közeli gazdálkodási módszerek alkalmazását is jelentősen korlátozó kérdés megoldásától nemcsak Magyarország van távol (44. táblázat).

Nem lehet teljes a hazai erdők állapotáról vázolt kép az erdőkárok említése nél-



61. ábra
Néhány fajfaj levélvesztése alapján becsült egészségi állapot-romlás alakulása 1988 és 1994 között (Csóka-Szepesti adatai, MTA, 1995)

kül. A köztudatban a savas esőkkel összefüggésbe hozott erdőkárok tekintetében Magyarország az európai államok között átlagos helyet foglal el. Bár az erdőkár ma már gyakorlatilag minden fajtán megfigyelhető, kritikus jelentőségűek a licsányos és kocsánytalan tölgy esetében, ahol a megbetegedés járványos formában jelentkezett (61. ábra). A károkat kiváltó okokat elemezve megállapítható, hogy egészségi állapot több kedvezőtlen tényező együttes hatására alakul ki; ebben kiemelt szerepet játszik a korábbi üzemmód (sarjztatás), a talajvízszüllyedés, az aszályos évek: rozata, másodlagos rovar- és gombakárosítás is. Ezek együttes hatására kárterületek alakulnak ki. A magyarországi erdőkárok tekintetében mindenesetre erdővédelmi szakemberek megegyeznek abban, hogy az egészségi állapot romlása elsődleges kiváltója a hosszú évek óta tartó csapadékhiány (MTA, 1995).

AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS HATÁSA A BIODIVERZITÁSRA ÉS AZ ANYAGFORGALOMRA

Az erdei életközösségek összetételét és szerkezetét egy adott régióban elsősorban élőhely élettelen környezeti tényezői határozzák meg: ezek közül meghatározó jelentőségű az éghajlat, a vízgazdálkodási és talajviszonyok. Bolygataiban feltétel között az erdei ökoszisztémákban a korábbi fejezetekben ismertetett önszabályozó dinamikusságok figyelhetők meg. Az erdő szerepe az életközösségek fajgazdagságának és működőképességének fenntartása szempontjából jelentős, hiszen egyetlen olyan számottevő terület borító művelési ág, amelyben a bolygatás, emberi beavatkozás általában korlátozott mértékű. Nem véletlen, hogy az országban mintegy 4%-nyi természetvédelmi terület több mint fele erdő. Az erdőhöz kötődik a hazai flóra mintegy 45%-a; a fauna esetében hasonló arány tételezhető. A hazai veszélyeztetett növényfajok több mint egyharmada is erdőlakó (45. táblázat).

Emberi beavatkozás (erdőgazdálkodás) hatására az életközösség önszabályozó képessége – a beavatkozás mértékétől függően – lecsökken, szélsőséges esetben kizárólag az emberi ráhatás határozza meg összetételét, pl. a klónozott, szántott faültvények esetében. Az erdő biológiai-ökológiai értéke így a beavatkozások, bolygatások mértékével szoros összefüggésben van, eszerint az erdőállományok a következő nagyobb csoportokba sorolhatók.

1. Természetes állapotú erdei ökoszisztémák (őserdők). Érintetlen, mindenfajta emberi beavatkozástól mentes erdőterületek. Ilyenek gyakorlatilag Közép-Európából hiányoznak (lásd a növénytakarások dinamikájával foglalkozó fejezetet). Fennmaradásuk az életközösség jellegétől függően minimális területet, száz hektárt igényel, így még a szigorúan védett területeken, erdőrezervátumokban sem várható, hogy belátható időn belül valódi „őserdei” állapotú állnak helyre. (Az őserdő nem újratermelhető erőforrás!)

2. Természetszerű erdők.

– természet közeli erdőállományok: önszabályozó képességük jelentős mértékben megmaradt, ezen belül természetes felújulásuk emberi beavatkozás nélkül is bekövetkezik; elsősorban bükkösök, egyenesen maradt gyertyános-tölgyes

nagy területet foglalnak el olyan kedvezőtlen vízgazdálkodású termőhelyek, amelyeket vagy eleve véderdő jellegű társulások borítanak (karsztbokorerdők, molyhos tölgyesek), illetve ahol az erdőgazdálkodás feltételei rosszak (kockázatos felújítás, gyenge fatermő képesség).

A természetföldrajzi adottságokat az iparosodással járó erdőirtás és a folyószabályozások tovább rontották a múlt évszázadban, ami főleg az Alföldön az ökológiai feltételek súlyos romlását vonta maga után. Mindkét körülmény kielégítően ismert, itt csak vázlatos említésre szorítkozunk. 1867 és 1925 között a jobbágyfelszabadítás és a gazdasági fellendülés következtében Magyarország mai területére számítva mintegy 1 675 000 ha erdőterületet irtottak ki (Keresztesi, 1991). Ez éves szinten 20 000 ha, azaz évi 1,1%-os erdőpusztítási rátának felel meg. A 41. táblázatból megállapítható, hogy a hazai erdőterület-csökkenés korántsem volt kisebb mérvű, mint a jelenlegi, katasztrofálisnak ítélt trópusi erdőpusztítás.

A hazai vízrendezések nagyságrendjét érzékelteti, hogy nagyobb területet érintett, mint a híres hollandiai polderek kiszárítása. Jakucs (1981) szerint a vízrendezések előtt az árterek, lápok az ország jelenlegi területének mintegy 25%-át, azaz 2,3 millió ha-t borították. Az árvízvédelmi gátak közé szorított folyók mentén többnyire jelentéktelen kiterjedésű árterületek maradtak, mintegy 150 000 ha összterülettel. A kisebb vízfolyásokra és állóvizekre (Balaton, Fertő), valamint lápokra is kiterjedő vízrendezések civilizatorikus hatása nem vitatható, ökológiai szempontból azonban a mikroklima, a termőhelyi viszonyok és az élővilág változását tekintve egyértelműen a negatív hatások vannak túlsúlyban. Külön ki kell emelni a talajvízszint példátlan mértékű süllyedését (a folyamat ma is tart), amelyet a csapadékhiány mellett jórészt a fokozott vízkivétel okoz, de a szabályozott, gyorsabb lefolyású folyók medermélyülése is igen jelentős tényező. Így pl. Tóth I. adatai szerint Gemencen a Duna középvízszintje 100 év alatt 117 cm-t csökkent (Mátyás, 1993). A vízrendezés következménye az egykori árterületeken fellépő, nagy területű szikesedés is.

A rendkívül kedvezőtlen ökológiai változásokat tetézte a trianoni békediktátum, amely súlyos importfüggést teremtett a faellátásban. Nem meglepő ezért, hogy a Kaán Károly-féle alföldfásítás, majd a II. világháború utáni kommunista kormány-

42. táblázat

Az erdőterület és fásítások területe néhány országban (ezer ha), 1965–1989 között (Mather, 1993 adatai nyomán)

Ország	1965	1989	Évi átlagos területnövekedés	
	ezer ha	ezer ha	ezer ha	%
Egyesült Királyság	1 804	2 364	233	1,2
Dánia	399	493	39	1,0
Magyarország	1 422	1 688	11,1	0,8
Spanyolország	11 616	15 650	168,1	1,4
Algéria	3 045	4 699	68,9	2,3
Kína	109 180	126 465	720,2	0,7
Új-Zéland	6 232	7 320	45,3	0,7
Egyesült Államok	302 049	293 900	-339,5	-0,1

43. táblázat

Magyarország össznépeségének és erdőültettségének alakulása, 1950–1990 (Halász, 1990 adataiból)

Megnevezés	1950	1960	1970	1980	1990
Népeség (millió)	9,34	9,98	10,34	10,71	10,36
Erdőterület (millió ha)	1,17	1,31	1,47	1,62	1,70
(ha/1000 fő)	125	131	142	151	164
Élőfakészlet (m ³ /fő)	–	–	17,4	23,66	27,80

zat erdőtelepítési programja során a gyors eredményt produkáló, nem őshonos fajok állományait és ültetvényeit helyezték előtérbe. Erdőtelepítésének ütemé tekintve hazánk az európai államok között – de világviszonylatban is – élen jár szerephez jutott, bár az utóbbi időben más európai államok, így Spanyolország és Nagy-Britannia is viszonylagos mértékben túlszárnyalják (42. táblázat).

Az erdőtelepítések ökológiai és faellátási szerepe vitathatatlan. Nagyon sok országban úgy ítélik meg, hogy a mesterséges erdők, faültetvények különös jelentősége abban van, hogy nagy hozamuk révén lehetővé teszik a természetes erdőtársulások tehermentesítését. Így pl. Ausztráliában az erdőterület termőssége 0,7%-a faültetvény, de ezek szolgáltatják az ipari fa 54%-át. Magyarországon jórészt az ültetvényeknek köszönhető, hogy 20 év alatt az egy főre számított élőfakészlet 60%-kal emelkedett (43. táblázat). Nem közömbös természetesen, hogy a faültetvények telepítésére milyen területen, milyen vegetáció helyén kerül sor. Az ültetvények helye elsődlegesen a mezőgazdasági művelés alól felszabadult szántó- és legelőterületek, parlagok. Nem kívánatos a telepítésük természet közeli erdők, értékes növényzetű pusztogyepek, faunisztikai vagy florisztikai szempontból jelentős élőhelyek rovására. Az elmúlt évtizedekben sokféle az országban nem vették figyelembe ezeket a szempontokat. A nem megfelelő helyszínen és termőhelyen létesített, sokszor gazdaságtalan faültetvények létrehozásának egyik

44. táblázat

Nagyvadterítékek (db/év) alakulása Csehországban 1858–1992 között (A cseh Erdészeti Tudományos Intézet publikálatlan adatai)

Év	Szarvas	Őz	Dámvad	Mufflon	Vaddisznó
1858	1 028	5 679	1 496	0	486
1925	1 960	23 052	1 271	50	161
1935	4 468	49 070	1 662	106	442
1948	2 703	30 450	463	157	167
1955	3 187	39 447	744	215	1 165
1965	9 468	57 100	1 163	704	2 837
1975	9 180	107 776	1 539	2 547	11 763
1985	16 077	87 292	3 063	4 914	36 048
1990	20 849	86 757	5 054	7 580	55 812
1992	21 584	103 763	5 454	6 908	39 168

(tyúkhúr, borostyánlevelű veronika, piros árvacsalán, kisvirágú nebánsvirág, ragadós galaj, szulákkeserűfű stb.) terjednek el, majd hamar megjelennek az élveő fajok (nagy csalán, falgyom, fekete bodza stb.) is. A nitrogén-túlkínálát, a nitrofil fajok fellépése miatt az eredeti flóra fajai visszaszorulnak, illetve eltűnnek.

A flórában bekövetkezett változásokon kívül a vegetáció átalakulását is röviden taglalnunk kell. A nem őshonos fajok kiterjedt alkalmazása következtében meglévő erdőterületünk alig több mint fele tekinthető állományalkotó fajafa alapján természet közelinek. E változásnak tudható be, hogy hazánkból három erdőátársulás (hársas-tölgyes és mezei juharos-tölgyes a Gödöllői-dombvidéken, sziklai erdeifenyves a Kőszegi-hegységben) már eltűnt, s jónéhány (patak menti és keményfás ligeterdők, láperdők, szurdok-, szikla- és törmelékletjő-erdők, sziklai cserjések, bokorerdők, erdős sztyep tölgyesek) területe lényegesen lecsökkent. Megfigyelhető a társulások uniformizálódása is, a tájegységekre jellemző karakterfajok eltűnése miatt elmosódnak a regionális társulások közötti különbségek.

A fenti jelenségeket komplex hatások okozzák; az erdőművelési eljárások közül kettőt, a nem őshonos fajok alkalmazását és a tarvágot lehet kiemelni, melyek hatásai az erdő növényvilágára rövidebb távon, pregnánsan és egyértelműen megmutatkoznak. Ezeket részletesebben tárgyaljuk.

Nem őshonos fajok alkalmazása

A XVIII. század végétől előbb kisebb, majd egyre fokozódó mértékben idegenhonos fajokot (akác, vörös tölgy, fekete dió, feketefenyő, duglászfenyő, simafenyő), illetve vitathatóan őshonos, de kiterjedten ültetett fajokat (lucfenyő, erdeifenyő, vörösfenyő) is alkalmazták az erdőtelepítésekben és erdőfelújításokban. Ehhez járult még a nemes nyárak megjelenése és termesztésbe vonása, valamint

46. táblázat

Néhány természetes erdőátársulás és termőhelyükön telepített mesterséges faállomány fás és lágyszárú fajdiverzitásának összehasonlítása (országos összesítés alapján készítette Bartha D.)

Természetszerű erdőátársulás			Ültetvényszerű faállomány		
megnevezés	F (db)	L (db)	megnevezés	F (db)	L (db)
Karszibokorerdő	25	242	Feketefenyves	1	19
Gyertyános-bükkös	16	84	Lucfenyves	1(-3)	16
Gyertyános-kocsánytalan tölgyes	18	133	Szelídgesztenyés	1(-4)	121
Gyöngyvirágos-tölgyes	21	186	Akácos	1(-3)	46
Gyertyános-kocsányos tölgyes	19	108	Vörös tölgyes	1	17
Tölgy-körös-szil ligeterdő	22	165	Nemes nyáras	1(-3)	85
Tölgy-körös-szil ligeterdő	22	165	Fekete diós	1	24
Homoki tölgyes	24	223	Erdeifenyves	1(-3)	21
Cseres-tölgyes	26	203	Erdeifenyves	1(-3)	18

F = fás szárú faj, L = lágyszárú faj

néhány, gazdasági szempontból jelentéktelen adventív faj (zöld juhar, amerikai kőrös, kései meggy, gyalogakác) elszaporodása. Az elmondottak következményként jelenlegi erdőterületünk 45,6%-án nem őshonos fajok állományai találhatók. E fajok alkalmazására részben nem erdővel borított területeken – többnyire indokoltan – került sor, részben természetes erdőátársulásainkat váltották fel velük. Az előző esetben a növényvilágra nézve akkor váltottak ki módosító hatást, ha természetes vagy természet közeli gyepterületeken (sziklagyepek, pusztafüves lejtől homoki és löszgyepek, szikes puszták, kaszálórétek) alkalmazták őket. Erre részletesebben – a könyv jellege miatt – nem térünk ki.

Vizsgáljunk ki viszont a második esetet, mikor az erdőfelújításkor történt vagy történik fajfajcsere. A legszembetűnőbb változás a faji sokféleség (diverzitás) csökkenése és a faji összetétel módosulása, illetve teljes megváltozása. A természetes erdőátársulások és a helyükre ültetett nem őshonos fajok állományai faji sokféleségének változását a 46. táblázat szemlélteti.

A luc-, erdei- és feketefenyő-állományokban a viszonylag fényszegény erdőbelső, a le hulló tűk nyers- és móderhumuszos savanyító hatása, a nagyobb interceptió veszteségből adódó szárazabb környezet az, amely elsősorban a változásokat előidézi. A megteleplülő, illetve a néhány megmaradó faj nagyrészt mélyárnyék tűrő és mészkerülő, bolygatást elviselő. Ezek mellett rendszerint jól fejlett mohák és zuzmószinuziumokat lehet találni, s néhány esetben ritka, spórakkal vagy apró magvakkal messze terjedő fajok (páfrányok, korpafüvek, körtikék, korallgyökér) is felbukkanhatnak. Különösen alföldi területeinken feltűnőek a szél által terjesztett vagy a szaporítóanyaggal érkező fajok, amelyek azonban sohasem válnak helyi flóra állandó tagjává.

Az akácok esetében a laza lombkorona miatti, fényben gazdag erdőbelső, ennek következtében a talajban felerősödő nitrifikáció és az akác gyökérgümömbö élő nitrogéngyűjtő baktérium okozta nitrogénfelhalmozódás, továbbá a fafa gyors növekedése, agresszív vegetatív felújulása (gyökér- és tuskósarjak) tekintetű fő módosító tényezőnek. A fás növényfajok közül csak a fekete bodza és a be hozott kései meggy, a nyugati ostorfa, az alásfa képes az akác cserjeszintjébe megélni. Tájegységtől és többnyire a termőhelytől is független az aljnövényzet melyet nitrofil egyéves (pl. tyúkhúr, borostyánlevelű veronika, zamatos turbolya ragadós galaj, meddő rozsok) és rendszerint vegetatív úton is jól szaporodó élveő (pl. nagy csalán, keskenylevelű perje) fajok alkotnak. Néhány bolygatás tűrő, fényigényes hagymás-gumós faj (mezei tyúktaréj, kígyóhagyma, kónya és ernyős sárna, üstökös gyöngyike) is jellemző a gyepszintre. Ritkán előfordul, hogy a természetes erdőátársulás értékes, ritka gyöktörzses vagy hagymás-gumós növényei (pl. magyar nőszirm, egyhajúvirág, tarka sáfrány) átveszik a fajfajcsere, sőt a „túltrágyázott” talaj és a fényben gazdagabb környezet miatt szaporodásra is képesek. Az akácok felújítási módszerei miatt létük hosszú távon viszont megkérdőjelezhető.

A feketé diósok gyepszintje az akáchoz hasonló ökológiai körülmények (a fekete dió laza lombkoronája és nitrogéngyűjtő baktériuma) miatt megegyezik az üde akácok gyepszintjével (Bartha, 1990).

A mesterséges faállományok közül legfajgazdagabbak a – sajnos eltűnőfélben

ink és cseres tölgyeseink egy része, jó állapotban lévő szurdok-, liget- és láperdeink sorolhatók ide;

- **származékerdők:** jellemző, hogy az erdőgazdálkodás során az eredeti elegyes állapot helyett megközelítőleg egy fafajú, egykorú állományokat alakítottak ki, de az állományalkotó fajok őshonosak; ide tartoznak az elegenden tölgyesek, cserések állományai, valamint a gazdálkodási hibák folytán létrejött konszociációk, pl. gyertyánosok, kőris, fehérynár-állományok stb.; felújításuk emberi beavatkozást, mesterséges módszerek alkalmazását igényli.

3. **Mesterséges (kultur- vagy ültetvényeszerű) erdők** (az angolszász irodalomban: *man-made forests*). Korábbi erdőterületen vagy erdőterületen kívül, volt mezőgazdasági területen létrehozott faállományok, amelyek rendszerint idegenhonos fajokkal létesülnek (akác, luc-, erdei- és feketefenyő, vörös tölgy stb.), de őshonos fafajok alkalmazása is előfordul (pl. kocsányos tölgy). Vágásfordulójuk megközelíti a természetes erdőkét, így kedvező esetben néhány évtized alatt természetes állapothoz közelítő képet mutathatnak a szomszédos állományokból visszatelepülő cserje- és lágyszárú szint hatására. Ez elsősorban az őshonos vagy a hazai ökoszisztémákba jobban beilleszkedő fajok (pl. gesztenye) alkalmazása esetén állhat elő, és elvezethet természet közeli állapot kialakulásához, mint pl. a sárvári Farkaserdő mesterségesen telepített gyertyános-tölgyeseiben vagy a Göcsej erdeifenyveseiben. Többnyire azonban a mesterséges erdők az alkalmazott fajok rossz társulásképesége (pl. luc, vörös tölgy) vagy a kedvezőtlen termőhelyi viszonyok (alföldi erdei- és feketefenyvesek) miatt fajszegények, és természetes úton nem alakíthatók át.

A **faültetvények** a mesterséges erdők speciális formája, amikor a faállományt jellegzetesen nemesített szaporítóanyaggal hozzák létre, szabályos hálózatban tartják fenn, gyakran talajművelést folytatva. Az ültetvény célja a hagyományos vágásfordulónál jelentősen rövidebb idő (15-25 év, energiaerdők esetén akár 3-4 év) alatt nagy mennyiségű faanyag termelése. Ide sorolhatók a nemesnyárasok, nemes füzések állományai és más, akár őshonos (pl. fehér nyár) fafajjal létesített, intenzíven művelt faállományok. Mivel a faültetvény mind a fajgazdagság fenntartása, mind élőhelyteremtés szempontjából értéktelen, létrehozása csak megfelelően jó termőhelyen, mesterséges erdő vagy mezőgazdasági terület helyén indokolt.

Az erdőgazdálkodás tehát sokrétű, általában kedvezőtlen befolyást gyakorol az erdei életközösség életfeltételeire és az élőhelyek minőségére. Ezek közül a következőkben – a teljesség igénye nélkül – a biodiverzitásra és a tápanyag-háztartásra gyakorolt hatásokat emeljük ki.

Az erdőművelés hatása az erdő növényvilágára

A hazai flórában bekövetkező változásokat mintegy két évszázada követhetjük nyomon. A változások érzékeltetésére a **veszélyeztetett fajokat** (Németh, 1989) használjuk fel. Az erdei vagy erdőben is élő (*szilvikol*) fajok megoszlását és a hazai flórához való hasonlítását a 45. táblázat tartalmazza. A szilvikol flóra veszélyeztetettsége (28,3%) nagyobb, mint a teljes hazai flóráé (25,3%), ami az erdőgazdálkodásból adódó veszélyforrásokra hívja fel a figyelmet (Bartha, 1992).

A hazai erdőkben lezajló változásokat két példán mutatjuk be. A nyíregyházi Sóstói-erdőben (370 ha) az 1930-as években 112 edényes növényfajt regisztráltak, amelyből 89 a flóra természetességét jelezte, s csak 23 faj volt zavarást, bolygatást indikáló faj. Ötven évvel később, az 1980-as években, a fajszám 128-ra emelkedett, de a flóra természetességére jellemzők száma 77-re csökkent, s a degradációt jelezőké 51-re emelkedett. A Kőszegi-hegységben százéves időintervallumú észlelésről lehet beszámolni. A múlt század végén, az 1890-es években, a hegység zárt erdőtümbjében (3500 ha) 763 faj élt, amelyből az 1990-es években 158 faj már nem találtunk meg. Az eltelt száz évben 16 új faj bukkant fel a hegységben, amely közül 8 erőteljesen terjeszkedőnek minősíthető.

A felszaporodóban lévő fajok közül legszembetűnőbbek az inváziószzerű megjelenők, amelyek egy része nem őshonos a hazai flórában. Gyors elterjedésük, tömegessé válásuk összefügg az erdőgazdálkodási módokkal is, ezen fajok aztán az erdőművelőnek is terhessé válnak (pl. erdőfelújításoknál). Ilyen **invazív faj** a nagycsalán, a falgom, a siskanádtyúpan, a szulákkeserűfű vagy a behurcoltak közül a magas aranyvessző, a kisvirágú és a bíbor nebánsvirág, a selyemkóró, az alkórmós, a parlagfű stb.

Az erdőben mint élettérben lezajló bolygatások (erdőgazdálkodás, kiránduló szemetelés, taposás, túlzott vadlétszám stb.), valamint egyéb külső terhelések (nitrogén száraz ülepedése) a talajok nitrogénben való feldúsulását eredményezik. Ennek egyik legszembetűnőbb jele a nitrofil fajok tömeges és minden területet érintő felszaporodása. A bolygatott területen először az egyéves nitrofil növények

45. táblázat

A magyarországi veszélyeztetett edényes flóra fajainak megoszlása veszélyeztetettség kategóriák és rendszertani egységek szerint, viszonyításuk a teljes hazai flórához

Megnevezés	Hazai flóra				Szilvikol flóra			
	H	N	Z	Ö	H	N	Z	Ö
Kivesztett	1	-	35	36	-	-	9	9
Kipusztulással fenyegetett	1	-	40	41	1	-	12	13
Aktuálisan veszélyeztetett	13	-	114	127	8	-	50	58
Potenciálisan veszélyeztetett	20	2	384	406	10	1	147	158
Összes veszélyeztetett	35	2	573	610	19	1	218	238
Összes fajszám	58	8	2 343	2 409	42	7	791	840
Veszélyeztetettek aránya (%)	60,3	25,0	24,5	25,3	45,2	14,3	27,6	28,3

H = haraszt, N = nyitvatermő, Z = zárvatermő, Ö = összesen

Az emberi tevékenység hatásának elbírálásához a faj alatti genetikai diverzitás több szintje elemezhető, amelyekre vonatkozóan a szakirodalomban megfelelő mérőszámokat is kidolgoztak.

A faji genetikai identitás veszélyeztetése

Az erdőgazdálkodás belterjesebbé válásával világszerte együtt jár az exóták, idegenhonos fajok természetbe vonása. A honosítással évmilliók óta fennálló izoláló barrirerek (pl. hegységrendszerek, óceánok, sivatagok) elkülönítő hatása szűnik meg. Egymással közeli rokonságban álló fajok esetében ez a körülmény nem kívánt hibridizáláshoz, introgresszióhoz vezethet, amely – ha a honosítás széles körű – az érintett őshonos faj génkészletének megváltozásához, a faj genetikai azonosságának elvesztéséhez vezethet.

Közép- és Nyugat-Európában az euramerikai nemesnyárhibridek széles körű természetbe ma már igen komolyan fenyegeti az élőhelyének megfogartozása miatt amúgy is veszélyeztetett fekete nyár fajazonosságát. A nemesnyárültvények himnemű klónjai révén nagy mennyiségű virággör jut el a fekete nyár-állományokba is, így a fiatalabb korú, természetes újulatból származó egyek fajazonossága általában kérdéses. A fekete nyár megmentésére az elmúlt években európai program indult, mivel az eredeti fajhoz tartozó egyedek megőrzéséhez nemcsak természetvédelmi érdek fűződik, hanem keresztezési partnerként a további nyárnemesítési munkához is szükség van az európai alapfajra (Lefèvre et al., 1994).

A populációk közötti genetikai változatosság elmosódása

Az azonos fajú populációk közötti genetikai különbségeket részben az adaptációval összefüggő folyamatok határozzák meg (lásd az alkalmazkodásról szóló fejezetben), de az újabb genetikai elemzések kimutatták a véletlen hatások szerepét erdei fák esetében is. Véletlen hatásnak tekinthetők a klímaváltozásokkal összefüggő **fajvándorlások** (migráció) genetikai következményei. Így pl. a kocsánytalan tölgy közép-európai populációi elkülönülnek egymástól a tekintetben, hogy mely dél-európai refúgiumból vándoroltak vissza; hasonló jelenségek a luc esetében is kimutathatók. Földrajzilag tagolt környezetben, hegyvidékek elkülönülő völgyeiben ugyancsak kimutatható az egymástól izolált populációk genetikai elkülönülése. Különösen jól feltárt a tekintetben a duglászfenyő Kaszkád-hegységi populációinak tagoltsága (Rehfeldt, 1989). Feltételezhető, hogy ezen különbségek legnagyobb része nem adaptív jellegű, hanem véletlenszerű, azaz **genetikai sodródásnak** (driftnak) tekinthető.

A populációk közötti, adaptív jelentőségű genetikai különbségeket általában a ténylegesnél nagyobbak vélik. Figyelembe kell venni, hogy állományalkotó erdei fajok legnagyobb része szélbeporzó és hatékony génkicserelődési mechanizmussal rendelkezik. Emiatt természetes körülmények között, 500–600 m tszf. magasság alatt a kvantitatív tulajdonságok differenciálódása mintegy 100 km-es körzetben belül oly csekély, hogy kísérletesen nem mutatható ki. Ezt igazolják a molekuláris módszerekkel végzett elemzések is (Mátyás, 1981, 1986).

A század közepéig az erdőművelésben nem volt általánosan ismert a fajok közötti genetikai különbségek jelentősége. Függetlenül attól, hogy a populációk között megnyilvánuló genetikai különbségeket az erdészeti kutatás már a múlt században kimutatta, mintegy száz évvel megelőzve a botanikai és genetikai kutatások eredményeit (Langlet, 1971), az erdőfelújításokhoz, erdőtelepítésekhez használt **szaporítóanyag eredetét** nem vették figyelembe. Ennek következménye elsősorban Közép-Európában jelentkeztek; a magkereskedéssel foglalkozó német és francia cégek egész Közép-Európában elterjesztették pl. az erdeifenyő igen kedvezőtlen törzsalakú, nyugat-európai sík vidéki populációit („darmstaci fenyő”). Az Alpok magasabb régióiban a termőhelynek nem megfelelő, csökkenő állékonyságú lucfenyő-populációk telepítése a hó- és szélterések megnövekedéséhez vezetett. Esetenként a származás figyelmen kívül hagyásának pozitív hatása is volt: a kiváló genetikai adottságokkal rendelkező szlavontölgy magyarországi elterjesztése pusztán annak köszönhető, hogy a századfordulón a megnövekedett tölgyterméket Szlovéniából lehetett legolcsóbban fedezni.

A **populáció szintű diverzitás** megőrzése szempontjából természetesen az adaptív jelentőségű változatosság fenntartásához fűződik elsődleges érdek, a lehetőség szerint célszerű fenntartani a sodródással létrejött különbségeket is, mivel az eltérő génkészletű populációk elkülönített fenntartása összességében a jobb genetikai változatosság megőrzését teszi lehetővé. Ez megkívánja a mesterséges felújítások szaporítóanyagának körzetek szerinti elkülönítését. Hazai, részben mesterségesen felújított fajok (pl. kocsányos tölgy, erdeifenyő) esetében jelenlegi génkészletet az elmúlt évszázadok erdőfelújítási gyakorlata határozta meg. Megfelelő feljegyzések hiányában ma már lehetetlen rekonstruálni az erdei genetikai változatossági mintázatot, erre csak nemzetközi kísérletek alapjait lehet következtetni. Az adott helyzetben jellemző, hogy a populációk (állományok) között egy körzetben belül is jelentős különbségek lehetnek, elsősorban minőségi vonatkozásban. Ez felhívja a figyelmet a szaporítóanyag begyűjtésére a jelölt állományok gondos kiválasztására. A bükk és részben a kocsánytalan tölgy esetében is a helyzet kedvezőbb. Tekintettel arra, hogy számos jel utal a természetes szelekció aránylag hatékony működésére mesterségesen létrehozott állományok esetében is, a származást még a honosított fajok esetében is érdemes figyelembe venni (Mátyás, 1979, 1986).

Szelektív beavatkozás (gyerítés, mesterséges felújítás) hatása a populáción belüli változatosságra

A genetikai változatosság igazán nagy tartaléka erdei fák esetében elsősorban a populáción belül, az egyedek között vannak. Ez teszi lehetővé a populációk hatékony és gyors alkalmazkodását a környezethez annak ellenére, hogy a fás növények hosszú életkora jelentős korlátozó tényező. Molekuláris genetikai módszerek kimutathatók, hogy az erdei fás növények genomjában felhalmozott változatosság nagyobb, mint bármely más élőlénycsoportban; meghaladja a lágyszárú növényekét, az alacsonyabb és magasabb rendű állatokét, valamint az emberét. Jellemzően nagy ezen belül az egyes génhelyeken található gémvariánsok, az

lévő – szelídgesztenyések. A tág hálózat, a termőhely biogatatlanlansága miatt részben erdei, részben réti fajok élnek ezekben a kultúrerődökben.

Az erősen fényigényes, de sűrű lombozata miatt jelentősen árnyaló *vörös tölgy* nem tűr meg maga mellett más fás növényt. Nagy mennyiségű, de nehezen bomló avarja és fényszegény állománybelseje többnyire nudum, szubnudum állapotokat eredményez, csak néhány ubiquista faj (pl. erdei gyömbérgyökér, nehézszagú gólyaorr, szulákkeserűfű, ligeti perje) fordul elő szálanként. A mészben szegény, ásványi talajfelszínen viszont jól fejlett mohaszinuziumok élnek (Bartha, 1991).

A *nemes nyárasokban* a tág hálózatból adódó fénybőség, a rendszeres talajművelés, a rövid vágásforduló miatt erdei fajokat a gypesztűben rendszerint nem találunk. A gyakorta művelt sorközökben főleg az egy- és kétéves, zavarástűrő fajok uralkodnak, a kevésbé biogattott sorokban az évelő, zavarástűrő („gyom-”) fajok szaporodnak fel. Az agrotechnikai beavatkozások elmaradásakor az évelők, közülük is a magaskórósok (pl. betyárkóró, selymekóró, bojtörjánok, bogáncsok, aszatos, lóromok, nagy csalán, sédkender, magas aranyvessző) és a tarackoló fajok (pl. tarackbúza, siskanádtyppan, hamvas szeder) válnak tömegessé.

A tarvágasos üzemmód

A tarvágasos üzemmódot a hazai erdőterület közel 90%-án alkalmazzák, ami az erdei életközösségre és termőhelyre jelentősen módosító hatást gyakorol. A tarvágas során a lombkoronaszint hirtelen eltűnésével megnő a talajfelszín hőmérséklete, a csökkent transzspiráció miatt növekszik a talaj nedvességtartalma (a sík vidéken emelkedik a talajvízszint), gyorsul a szervesanyag-lebomlás, a mineralizáció és nitrifikáció folyamata, erodálódik a termőréteg. Ezen lényegesen megváltozott ökológiai feltételek miatt a gypesztű ugrásszerűen alakul át. A felújítási módok miatt két alapesetet kell megkülönböztetnünk, a teljes talaj-előkészítéssel (tuskózás, mélyszántás, ültetés) és a részleges talaj-előkészítéssel (talajlazítás, ültetés vagy vetés) esetét. Az elsőnél az eredeti vegetációnak nincs esélye a túlélésre, a területre r-stratégista (ruderalis) gyomfajok telepednek be, miközben faj- és egyedszámuk az első 4-6 évben folyamatosan nő. A második esetben az eredeti gyepfajok (különösen a tág tűrőképességű és vegetatív úton is jól szaporodó fajok) egy része túléli a tarvágas, s ha csökkent egyedszámmal is, de megmarad a területen. További létük a betelepülő gyomfajok konkurenciájától függ. A felnövekvő állomány, a fiatalos záródása után részben helyreállnak a korábbi ökológiai feltételek, s lehetőség nyílik az eredeti növényfajok visszatelepülésére. Ez a fényigényes ruderalis gyomfajok kiszorulása után attól függ elsősorban, hogy ezen növényfajok szaporítóképlet-formái milyen messze találhatók, s milyen módon juthatnak vissza a területre. Több esetben (pl. alföldi homoki tölgyesek foltjai) ezen források olyan messze vannak, hogy sok növényfajnak nincs is esélye a visszatelepülésre.

A termőréteg erodálódása során bizonyos területeken másodlagos savanyodás is megfigyelhető. A humuszos réteg pufferoló hatásának csökkenése miatt acidofrekvens fajok (pl. erdei sédbúza, fehér perjeszittyó, hölgymálfajok, fekete áfonya) szaporodnak el. A másodlagos elsavanyodás során a faji sokféleség rendszerint csökken.

A tarvágasos és rövid időtávon belül végrehajtott fokozatos felújítótarvágasos üzemmód következménye az egykorú faállomány, amely szinte teljes egészében jellemző a hazai erdőterületre. Az egykorú (és egyfajfajú) állományok miatt nincs mozaikosság, homogenizálódik az élettér, amely az „erdő állapothoz” képest a faji sokféleség csökkenését és néhány, elsősorban vegetatív úton jól szaporodó szilvikefaj (pl. szagos müge, bükkász, hegyi csekesz) tömeges, telepszerű (*polikormon*) elterjedését eredményezi.

Az erdőgazdálkodás faunisztikai hatásai

Általánosan érvényes, hogy az emberi beavatkozások csökkentik az erdő fajgazdagságát. A fauna kicserélődése azonban nem zajlik le egyenlő gyorsasággal az egyes állatcsoportokban. Míg pl. a madarak és a vegetációhoz szorosan kötődő csoportok szinte azonnal reagálnak az erdő letermelésére, addig a talajfauna, különösen a mélyebb szintekben élők, sokkal konzervatívabbak, és évekig megtartják korábbi jellemzőiket. A kistestű vagy kevésbé mobilis fajok kisterületű változásokra is érzékenyen reagálnak, míg a nagytestű gerincesek, különösen a ragadozók, nagyobb térségek tájszerkezetének alakulásától függenek.

Magyarországon az erdőfelújítások 60-70%-át szántás nélküli talaj-előkészítéssel végzik. A szántásnak jelentős hatása van a talajfaunára, amely a szántás időpontjától függ. Száraz tavaszi melegben az erős napsütés miatt a talajforgatás megsemmisítő lehet a gyengén szklerotizált, sérülékeny mezofaunára. Ezzel szemben ősszel, a nedves, hűvösebb, de fagymentes időben nagyobb károsodás nélkül átvészeltethetjük az ekézést, sőt a kedvezőbb talajszerkezet még növelheti is a talajorganizmusok számát, bár a fajlistában mindenképpen lesznek eltérések. A hatás megítélése alapvetően függ a művelt terület kiterjedésétől, a visszatelepülés lehetőségétől (szomszédos, érintetlen állományok megmaradásától).

Nehezen vizsgálható, de bizonyára maradandó károsodást okoz egyébként talajtűpustól függően a nehéz gépek tömörítése és az eróziós árkok, keréknyomok kitaposása.

A fajmegválasztás az erdőművelés központi kérdése. Hatását a faunára nem kell bizonygatni. Elég fellapozni egy erdészeti rovarfajtanomiai művet, és meggyőződhetünk főbb állományalkotó fajaink gazdag rovarfaunájáról. Magától értetődik, hogy ha egy cseres tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) helyett erdei fénytűrőt ültetünk, akkor az a kocsánytalan tölgy és a cser jellemző állatfajainak eltűnését is jelenti. Patocka (1980) Közép-Európa tölgyfogyasztó lepkeinek számát 428-ra teszi, míg Szűcs (1977) egyedül a levéllemezben aknázó fajok közül 55-öt ír le. Buhr (1965) tölgyeken 146, a cseren 79 gubacsformát talált, amit a hártványászárnyúak és kétszárnyúak okoznak. Ezek mono- vagy oligofág (keves tápnövényű) fajok, így más növényfajon nem találják meg életfeltételeiket (lásd a 30. táblázatot).

A rovarok nemcsak a fajokat, hanem a faállományviszonyokat is határozottan megkülönböztetik. Amennyire igaz ez a közismert fajok esetében, ugyanígy fennáll a ritka, védett, veszélyeztetett állatoknál is. Pl. a havasi cincér, gyászincér és a fűrkész cincér előfordulása csak meghatározott korú, állomány szerkezetű bükkös-höz kötött, ami nem esik egybe a gazdasági erdők szabályozott állományképeivel.

A mesterséges felújítás önmagában nem hordoz veszélyt a genetikai diverzitás csökkentése tekintetében (feltéve, ha a szaporítóanyag gyűjtésének és forgalmazásának szakmai követelményeit betartják), mert a szaporítóanyagot rendszerint nagy területről, számos állományból gyűjtik, ami a potenciális diverzitás növelése irányában hat. Hasonlóképpen a magtermesztő ültetvények szaporítóanyaga sem mutat genetikai elszegényedést, amennyiben a szelekciót és az ültetvény kivitelezését szakszerűen végezték (Giertych és Mátyás, 1991). Speciális eset a klónozott szaporítóanyaggal létrehozott ültetvény. Létrehozása értékes, őshonos erdőtársulás helyén nem lehet cél – egyéb körülmények között, pl. egykori mezőgazdasági területen –, indokoltságát nemcsak gazdasági szempontból kell megítélni. Mezőgazdasági kultúrákkal szemben ökológiai szempontok is mellette szólnak, hiszen a záródott fáültetvény az erdőállomány kedvező környezeti hatásainak (szélvédelem, csapadék-visszatartás) egy részét nyújtani képes, és táji szinten az élőhely diverzifikálásához járul hozzá.

A korelosziás megváltozása a populációkban

Az erdőrészt-szinten végrehajtott erdőfelújítás és állománynevelés általában azonos korú populációk kialakulásához vezet. Az állománystruktúra egységesülése mellett a természetes és mesterséges szelekció feltételei is egységesülnek; a kompetitív hatások egyszerűsödnek, mert azokat nemcsak egykorú, hanem rendszerint azonos fajú szomszédok váltják ki. Feltételezhető, hogy ez a körülmény is az egyedi genetikai változatosság csökkenése irányában hat. Szakszerűen végzett **természetes felújítás** esetén viszont nem tekinthető hátrányosnak az a körülmény, hogy a faállományokat a lehetséges maximális életkor elérése előtt újítják fel. Eltekintve attól, hogy nagyon koros egyedek genomjában kedvezőtlen változások léphetnek fel, az aránylag nagy egyedszámú és még jó egészségi állapotú, termőképes populációkban szélesebb körű párosodás (pánmixia) lehetséges, mint a természetes állapotú erdőben, ahol az utódnemzedék genetikai változatosságához csak a nagy koronát fejlesztett, idős példányok kis száma járul hozzá.

Bár nem genetikai hatás, de itt említjük meg a gazdasági **vágáskor** és a fafajok lehetséges élettartama közötti különbség kérdését. Mivel az erdőtulajdonos nyilvánvalóan egészséges faanyag termesztésében érdekelt, a faállományok kitermelése jóval az élettanilag lehetséges életkor előtt megtörténik, így pl. tölgy esetében a termőhelytől függő 80–120 éves vágáskor áll szemben a lehetséges 200–350 éves korral. Ún. **hagyásfűkkel** rendszerint csak határvonalak mentén vagy tájékozódási pontként lehet találkozni (a tisztai réveknél pl. még itt-ott fellelhetők az irányfaként szolgáló idős fekete nyárok). Az idős, korhadó, lábán száradt, majd kidőlt fák ökológiai jelentősége pedig elsősorban a faunisztikai és mikológiai diverzitás szempontjából igen nagy (Standovár, 1996). Elsősorban olyan fajok fennmaradása szempontjából fontosak, amelyek életterükként korhadékok igényelnek (fuzitálábúak, gombák) vagy költő- és búvóhelyként szorulnak odvas, elhaló faegyedekre, mint pl. a kistestű gerincesek (lásd a konzumensekről szóló fejezetben).

Az erdészeti beavatkozások hatása az erdei ökoszisztéma tápanyag-háztartására

Tarvágás esetén a közvetlenül a talaj felszínére érkező napsugarak erősen felmelegítik azt, aminek következtében az évtizedek alatt felhalmozódott humusz a helyi viszonyoktól függően többé-kevésbé gyorsan, néhány év alatt lebomolhat.

A szén-dioxid mellett más tápelemek is felszabadulnak és a lebomlás, illetve a savas depozíció mellett salétromsav és kénsav keletkezik a talajban. Amennyiben nem semlegesítődnek gyorsan, mint a karbonátban vagy bázisban gazdag talajok esetén, a talajok felső rétege elsavanyodik és az ásványok mállása felgyorsul. Ezzel ellentétben a savanyú avarszintekben levő organikus savak, fulvósavak és más, kis molekulájú huminsavak gyorsabban mineralizálódnak, a pH-érték a felső szintekben emelkedhet is. A mineralizált nitrogén jelentős része nitrifikálódik. Minél gyorsabb a felhalmozódott avarszint lebomlása, annál nagyobbak a **tápanyagvesztések** is. Az állomány alatti csekély mineralizáció hatására évtizedek alatt az avarpaplanban felhalmozódott szerves anyag bomlása nagy mértékben felgyorsul. Ez a hatás a talajok pufferképességétől már jó részét független. A gyors szervesanyag-lebontás következtében keletkező nitrát a talajban gyorsan mozog.

A tápanyagvesztések különösen akkor keletkeznek, ha a tarvágást követően a hiányzó növényzet miatt a bioelemfelvétel gyakorlatilag leáll. Egyfelől megnő a felgyorsult nitrifikáció következtében a nitrogénkinálat, másrészt hiányzik az ezt fölvevő növényzet. Ezt a **nitrogénfelesleget** jelzik a tarvágások területén megjelenő nitrofil növények, mint pl. a csalán, a málna, a deréce. A nitrogénben gazdag, könnyen mineralizálódó, elhalt vágástéri növényzet a humuszformát mindenképpen az ökológiailag kedvezőbb módor vagy mulleszerű módor humuszformák irányába tolja el, ami azt jelenti, hogy a vágástéri növényzet által felvett nitrogén rövidesen megjelenik a talajok humuszos „A” szintjében, a humuszt gyarapítva. Ezért a tarvágások helyszínén ökológiailag kedvező az itt élő vágástéri lágyszárú növényzet jelenléte, mert a bioelem-körforgalomban pl. a nitrogénből csak annyit tud a talaj megtartani, amennyi a lágyszárú flórába beépül. A vágástéri hulladékok ugyancsak a lebontási folyamatok következtében bekerülnek a biológiai körforgalomba. Ezen hulladékok eltüzelésével az itt felhalmozódott nitrogén mennyisége teljes egészében a vesztések oldalára kerül, míg az egyéb tápelemek oxidok formájában visszamaradnak. A humusz bomlása, bolygatása a tarvágási területeken mindig nitrogénvesztéssel jár. Az eddig rendelkezésre álló adatok szerint a különböző termőhelyeken a tarvágás után a talajban 200–2000 kg/ha N-vesztéssel számolhatunk (Rehfuess, 1990). Ez a vesztés kis humusztartalommal rendelkező állományokban már észrevehetően csökkenti a termőképeséget. Heinsdorf (1986) adatai szerint a tarvágott területen, két erdei fenyő-állományban, barna erdőtalajon a szén-, nitrogénkészlet lebomlása, ennek folyamán annak csökkenése a tarvágás utáni első 5–8 évben következett be. A kezdeti szervesanyag-készlet 20–25%-a tűnt el. A állományoknak 90–100 évre volt szükségük, hogy az eredeti tápanyagmennyiséget ismét fel tudják halmozni.

allélok száma is. Bükk esetében pl. a magyarországi populációk 12 vizsgált génhelyéből mindegyik polimorfnak bizonyult, azaz több allélvariáns volt kimutatható. Az allélok száma 2–3, esetenként 4 volt (Mátyás–Führer, 1996).

Az erdőgazdálkodás az egyetlen olyan természetési ág, ahol a természetési ciklus során rendszeres és genetikai következményekkel is járó szelekciót hajtanak végre. A szelektíven végrehajtott tisztítások, gyérítések a populációra jellemző allélgyakoriság megváltozását eredményezhetik. Nagy gyakorisággal előforduló allélok esetében ennek nincs különösebb következménye. Más a helyzet azokkal a génvariánsokkal, amelyek kis gyakoriságban vannak képviselve („ritka allélok” 5, illetve 1% gyakoriság alatt). Ezek esetében még véletlenszerű beavatkozások esetén is előfordulhat az allél végleges elvesztése. A ritka allélok adaptív jelentősége ma még nem ismeretes, mindenesetre a génmegőrzést szolgáló rezervátumok, kijelölt állományok nagyságát és kezelését úgy kell meghatározni, hogy azok elvesztésének valószínűsége elfogadhatóan kicsi maradjon.

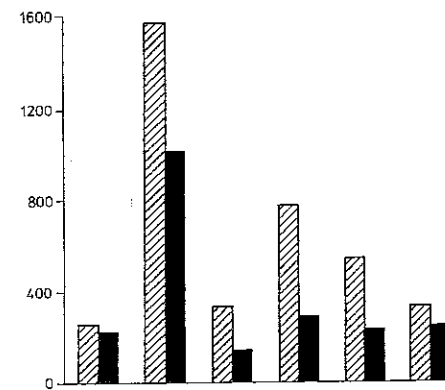
Amennyiben a beavatkozást valamilyen szelekciós cél érdekében végzik, a kérdéses tulajdonságot (pl. egyenes törzs, finomágúság) meghatározó génvariánsok csoportja szelekciós előnyhöz jut. Hogy ez milyen mértékben csapódik le a visszamaradó populáció genetikai változatosságának módosulásában, az attól függ, hogy a szelektált tulajdonság átörökítése milyen módon történik. Az angliai nyír-araszoló (*Biston betularia*) esetében közismert, hogy az iparvidéki légszennyezés hatására igen gyorsan elterjedt a faj sötét színű variánsa, majd a koromszennyezés csökkenésével ismét a világos színű példányok szaporodtak el. Ezt a szárny színének viszonylag egyszerű öröklődése tette lehetővé.

Az erdőművelés általában kvantitatív jellegű tulajdonságokat vesz figyelembe, ezek öröklődése általában több gén összetett működésére vezethető vissza. Ezért bármilyen gondossággal végzett gyérítés sem eredményezhet ugrásszerű minőségjavulást a faállomány magról szaporított utódpopulációjában. (Ennek az is oka, hogy a szelekció intenzitása aránylag csekély, mert az állományszerkezet és egyedszám által meghatározott mértéket nem haladhatja meg). Mindenesetre a gondosan végzett szelekció genetikai hatása az utódnemzedékben kimutatható (Wilusz és Giertych, 1973). Nagy valószínűséggel domináns tulajdonságok játszanak közre a kedvező adottságú egyedek fenotípusának meghatározásában. Domináns tulajdonságokkal kapcsolatban viszont ismeretes, hogy amennyiben a szelekció a domináns tulajdonsággal rendelkező egyedek ellen, azok eltávolításával jár, a szelekció hatékonysága ugrásszerűen megnövekszik. Ez azt jelentené, hogy amennyiben a gyérítés során a kedvező alakú tulajdonságú egyedeket távolítják el, az állomány genetikai adottságai igen gyorsan és „hatékonyan” leronthatók. Az ország jelenlegi területén fekvő, általában jól hozzáférhető erdőállományokban évszázadokon keresztül feltételezhető a negatív hatású, válogató fakitermelés kedvezőtlen genetikai kihatása. Valószínűleg ezzel függ össze, hogy a hazai fafajok populációinak alakú tulajdonságai nemzetközi vonatkozásban általában kedvezőtlennek minősülnek (Mátyás, 1986). Feltűnő példa a hazai kocsányostölgy-populációk más okokkal nehezen magyarázható minőségi elmaradása a gyakorlatilag érintetlen, őserdőszzerű szlavóniai állományok utódaival szemben.

Megállapítható tehát, hogy az erdőművelési beavatkozások, különösen a szakszerűtlen, válogató jellegű gyérítések esetén okozhatnak gyors minőségi romlást a po-

puláció génkészletében. A természetes szelekcióval összhangban végzett mérsékelt és szakszerű **egyedszámcsökkentések** negatív genetikai hatása jelenlegi ismereteink szerint elhanyagolható. Így pl. Torma földén, egy bükk nevelési sor parcelláiban 12 enzimfehérjét meghatározó génre végzett vizsgálatok nem mutattak ki szignifikáns géngyakoriság-eltéréseket a kezeletlen kontrollparcella és a különböző eréllyel meggyérített parcellák között (Mátyás–Führer, 1996). Különös figyelmet érdemel a természetes felújítások során visszahagyott magtermő fák minősége. A felújítás során az utódnemzedéket létrehozó egyedek száma – a magtermő képesség közismert egyetlensége miatt is – jelentősen lecsökken. A felújulás egyfajta „palacknyak-effektussal” járhat, amennyiben kisszámú, gyenge genetikai adottságú anyafákat hagynak vissza (Mátyás, 1979).

Figyelemre méltó az utóbbi években végzett genetikai vizsgálatok eredménye légszennyezéssel érintett bükkösökben. Molekuláris genetikai módszerekkel kimutatták, hogy a különböző enzimvariánsokat kódoló géneváltozatok gyakorisága a károsodások, a megnövekedett mortalitás hatására megváltozott (62. ábra). A károsodási jobban elviselő egyedek több génhelyre nézve heterozigóták (azaz kétféle allélvariáns hordoznak), mint az érzékeny egyedek (Scholtz et al., 1989; Müller-Starck és Ziehe 1991). A génkészlet elszegényedése tehát az ellenálló képesség, a populáció stabilitásának csökkenését is magában hordozza. (Meg kell azonban jegyezni, hogy ugyanakkor, pl. jegenyefenyő esetében, a heterozigóták fölénye nem volt kimutatható.)



62. ábra Számított géndiverzitás-értékek németországi, immisziókárosított bükkösök tolerán és érzékeny egyedére (Müller-Starck és Ziehe, 1991)

A vizsgálathoz 574 fa 17 enzimet kódoló génhelyét elemezték. Az x tengelyen a genetikai diverzitás valamennyi génhelyre összesített indexe szerepel. A hat elemzett bükkös az Elm-, a Harz-, a Fichte hegység, a Frankenwald, a Bajor-erdő és a Schwarzwald térségében áll. A toleránsnak bizonyuló egyedek (ferdén vonalkézva) géndiverzitása mind a hat vizsgált populációban magasabb értéket szolgáltatott, mint az érzékenyeké (fekete oszlopok)

erdő. Koloszár (1992) szerint a szálaló üzemmód bevezetése egyedül a legkedvezőbb adottságú bükkösökben, az erdőterület mintegy 2%-án lehetséges. Jelenleg kísérleti stádiumban van a módszer alkalmazása más fajokra.

A fatermesztés ökológiai racionalitása

Kézenfekvő alternatívának látszik a fakitermelés mennyiségének csökkentése; egyes szélsőséges vélemények szerint az erdőgazdálkodás teljes egészében is leállítható, hiszen a nemzeti jövedelemben részaránya oly csekély (1% körül) hogy az könnyűszerrel pótolható behozatal révén. Túl a felvetés ökonómiai és szociológiai vonzatain, a fafelhasználás egyidejű korlátozása nélkül a fakitermelés radikális csökkentése a probléma exportálását jelenti csupán más országba.

A fa nemcsak megújítható és teljességében lebomló nyersanyag, hanem a tartósan hasznosított (építő- vagy bútorigipari) faanyag hosszú távú szén-dioxid-lekötést tesz lehetővé. Emellett ez az egyetlen nyersanyag, amelynek előállítása nem terheli a környezetet, sőt kedvező hatást fejt ki. Talán a legértékesebb – és alig figyelembe vett – szempont az energiahatékonyság. A faanyagok felhasználásának korlátozása (esetleg erőteljes megadóztatása) esetén ugyanis helyettesítő anyagok igénybevétele szükséges. Az energiatermelés és -felhasználás negatív környezeti hatásainak ismeretében nem közömbös, hogy az egyes ipari alapanyagok mennyi energia felhasználása révén állíthatók elő. A fatermesztés energiaigénye, súlyegységre vetítve 1/70-ed része az alumíniuménak, az arány az acél, téglá és beton esetében 1/17, 1/31 és 1/3. Egy összehasonlítható termék, pl. válaszfal szerkezet esetében a különböző helyettesítő anyagok energiaigénye 1 m² előállításához a következő (millió kJ-ban, Bowyer, 1991 nyomán):

– rétegelt falemezzel borított MD farost válaszfal,	
a) fa tartóvázzal	0,23,
b) ugyanaz, acél tartóvázzal	0,46,
– alumíniumlemez, szigetelés, rétegeltlemez-borítás	0,44,
– betonelemekből épített fal, szigetelés nélkül	1,54,
– téglafal	1,61.

A gazdasági racionalitás mellett tehát a tágabb értelemben vett ökológiai szemlélet sem vitathatja el a fa mint távlatilag is fontos ipari nyersanyag jelentőségét.

Nemzetközi és hazai kezdeményezések a biológiai sokféleség védelmére

A biológiai sokféleség globális védelmének problémáját számos nemzetközi szervezet (IUCN, WWF, UNEP stb.) programjára tűzte. Az ENSZ több világkonferenciája tárgyalta a kérdéskört és több fontos határozatot is hozott. Ezek közül legjelentősebbek az ENSZ Környezet és Fejlődés Világbizottsága 1987-es állásfoglalása a fenntartható fejlődésről (Brundtland-jelentés), amely felvetette egy nemzetközi egyezmény megkötését a biológiai sokféleség védelmében. A kérdést a Rio de Janeiro-i ENSZ Környezet és Fejlődés Konferencia (UNCED) 1992-ben tűzte napirendjére globális szinten. A tárgyalt területek között kiemelt figyelmet kapott az

erdők ügye. A riói konferencia „Feladatok a 21. századra” (Agenda 21) című dokumentuma egy teljes fejezetet szentelt az erdőpusztítás megakadályozásának, és több más fejezet is érinti az erdőket. Így a biológiai sokféleség, a földi éghajlat védelmével foglalkozó keretegyezmények, az elsvatagodás és az aszályok ügyével foglalkozó egyezmény, továbbá az „Erdészeti alapelvek” dokumentum az erdők védelméről és a tartamos (fenntartható) erdőgazdálkodás elveiről (ENSZ, 1992). A nemzetközi egyezmény Magyarországon 1995-ben emelkedett törvényerőre (Nechay, 1996)

A riói alapelvek erdőkre vonatkozó megvalósítására az európai államok illetékes miniszterei két fontos konferencián (Strasbourg, 1991 és Helsinki, 1993) kötelezték el magukat. A kormányzati szinten felvállalt feladatok magukba foglalják az erdei ökoszisztémák produktivitásának, egészségének és vitalitásának fenntartását, a biológiai sokféleség megőrzését, továbbá a védelmi és szocio-ökonómia funkciók fejlesztését. Nem kormányzati szinten számos nemzetközi szervezet (ún. „NGO”) kötelezte el magát az erdei ökoszisztémák diverzitásának védelmére Legismertebbek a WWF (Világ Természetvédelmi Alap) és az IUCN (Természetvédelmi Világszövetség). Erdészeket összefogó nemzetközi kezdeményezés a Pro Silva mozgalom, amely a természet közeli erdőgazdálkodási módszerek fejlesztését és propagálását tűzte ki célul.

A hazai természetes ökoszisztémák diverzitása védelmének stratégiájára a MTA Biológiai Tudományok Osztálya (MTA 1993) dolgozott ki javaslatot. A dokumentum a biológiai sokféleség megőrzésére vonatkozó tennivalók között külön fejezetet szentel az erdőgazdálkodás feladatainak. Ezek közül a legfontosabbak a: őshonos fajok, természetes felújítási módok előtérbe helyezése, a nagyvadállomány létszám szabályozása, az erdőművelés során az elegység megőrzése és a erdőrezervátum-hálózat létrehozása. A hagyományos erdőművelés elveire építő természet közeli erdőkezelés hazai erdőtársulásokra kidolgozott irányelvei ezeket a szempontokat már előtérbe helyezték (Keszthelyi et al., 1995).

A Kárpát-medence erdei életközösségei sok tekintetben egyedülálló genetikai és faji változatossága Európa természeti örökségének része. Fennmaradása a jövő generációi számára csak akkor lehetséges, ha a gazdasági és társadalmi folyamatok az ökológiai tartamosság irányába sikerül terelni. Ebben az erdőgazdálkodási felelőssége nem csekély.

A nitrát sorsát nyomon követve hamar kiderül, hogy a jól szellőzött talajokban a tarvágás után a nitrogén NO_3^- formában eléri a patakok, források vizét. Ez annál valószínűbb, minél nagyobb mennyiségű az idősebb állomány alatt felhalmozódott szerves anyag, és minél hosszabb idő telt el az újraerdősítésig. A nagy NO_3^- mennyiséget a Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+ és Al^{+++} ionok kísérik. Rácz J.-nek a soproni Tacsai-árokban mért értékei szerint évente átlagosan 50-150 t/km² mezőgazdasági területeken 1000-1500 t/km² szuszpendált talaj kerül a patakokba. A tápelemek erdei ökoszisztémán belüli megőrzésében fontos a tarvágott területek gyors erdősítése.

Még nagyobb lehet a tápanyagvesztés, az utóbbi évtizedekben elterjedt „teljes fás” fakitermelési technológiáknál. Ebben az esetben a fa teljes föld feletti részét elviszik a területéről, majd így dolgozzák fel. Ennek eredményeképpen a levelekben és vékony gallyakban felhalmozott tápanyag nagy része is kikerül az ökoszisztémából. A kikerült vékony faanyag és lomb a feldolgozó helyen mint hulladék marad vissza.

A gyökértuskók pásztába rendezésével (pl. az alföldi erdőfelújítások erdeifenyő-, feketefenyő- és akácállományaiban) rendszerint még gondos munka mellett is a humusz egy részét letolják a területéről. A sávokban vagy pásztákban felhalmozódott tápanyagkészletből csupán a vele szomszédos egy-két sor tud profitálni. A tápanyagot felvenni képes növényzet hiánya miatt a pásztákban jelentős mennyiségű tápanyagvesztéssel számolhatunk, amely a lebontási folyamatoknak megfelelően időben csak később következik be. Morris et al. (1982) adatai alapján egy letermelt erdőállomány területének mintegy 6%-át foglalta el a pászta, és ha-ként 180 t biomasszát, a nitrogénkészlet 10%-át és az egyéb tápelemek 15-40%-át tartalmazta.

Ezeknek a tápanyagvesztéseknek a gyakorlatban nem tulajdonítanak jelentőséget, mert nehezen számszerűsíthetők az ebből eredő károk, és közvetlenül az állományok létét sem veszélyeztetik. A tarvágások során figyelembe kell venni, hogy a néhány év alatt eltűnő humusz szint felépítéséhez évszázadokra van szükség.

A faállomány óvatos megbontása, a fokozatos felújító vágás, valamint a gyérintések is tápelem-felszabadulást eredményezhetnek. Ezen tevékenységek eredményeként kiritkul a koronaszint, több közvetlen sugárzás éri a talajfelszínt, tehát megélik a lebontás. A megnövekedett szabad tápanyagmennyiség nagy részét felveszik a gyérintés után visszamaradt egyedek. A fákat több fény éri, ezáltal nagyobb lesz a biomasszaprodukció, amelyhez hozzájárul a felvehető tápanyagok megnövekedett mennyisége. Ezen tényezők együttes hatása realizálódik a nagyobb fatömegben.

Erdőállományaink egy részében, elsősorban nemesnyár-ültetvényekben, ritkábban akácokban, **rendszeres talajművelést** végeznek. A humusz szint sekély művelésével a talajok jól levegőztöttek válnak. Ennek következtében az aerob biológiai tevékenység és a humuszlebontás is nagyobb.

AZ ALTERNATÍV GAZDÁLKODÁSI MÓDSZEREK BEVEZETÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI ÉS KORLÁTAI

A megnövekedett társadalmi érdeklődés következtében az erdőgazdálkodó a belátható jövőben számos újabb korlátozással találja szembe magát, döntési lehetőségei egyre szűkülnek. Az erdőről és a természet védelméről szóló új (1996-os) törvények ennek számos elemét már tartalmazzák, pl. a tarvágások területének erőteljes korlátozását, a védett területeken a nem őshonos fajok alkalmazásának tiltását. A fakitermelés feltételeinek várható ökológiai certifikálása, a környezetkímélet előtérbe helyezése az eddigi termeléscentrikus gazdálkodás súlypontját a minőségre és a védelmi funkciókra helyezi.

Az ökológiai szempontok alapján számos javaslat fogalmazható meg az erdőgazdálkodás szemléletének, a beavatkozások módszereinek megváltoztatására. A hosszú távú fenntarthatóságot veszélyeztető fakitermelés mennyiségi korlátozása, az őshonos fajok és a természetes felújítás előtérbe helyezése, az elegység és a korszerű javítása, valamint természetkímélőbb erdészeti beavatkozások (pl. gyakoribb, de kisebb területet érintő fahasználati munkák, kisebb teljesítményű speciális gépekkel) alkalmazása terén vitathatatlanul fontos lépésekre van szükség, ezek azonban nem szakadhatnak el a gazdasági és társadalmi realitásoktól, és nem lehet eltekinteni bizonyos ökológiai korlátoktól sem. Utóbbiak tekintetében a nem őshonos fajok száműzését és a klasszikus szálaló gazdálkodás bevezetését árnyaló szempontokat emeljük ki.

A kultúrerdők, ültetvények (nemes nyárasok, akácok, fenyvesek, vörös tölgyesek stb.) részaránya jelenlegi erdőterületünkben mintegy 42-45%. Ezeket a mesterséges erdőket nemcsak a magasabb értékesebb fahozam érdekében telepítették, hanem mintegy kétharmaduk olyan termőhelyen is áll, amely az időközben végrehajtott vízrendezések következtében ma már az eredeti fajok és erdőtársulások számára alkalmatlan. A természetszerű, őshonos erdőállományok területe így csak mérsékelten, elsősorban a tölgyesek vonatkozásában növelhető (Kolozsár, 1992). Említést érdemel az is, hogy az utóbbi évek aszályos időjárása és a különböző kárincselések hatása mellett sem mutatható ki egyértelműen az őshonos fajok feltételezett jobb egészségi állapota (61. ábra) (Mátyás, 1992).

A leginkább természet közelinek tartott, **szálaló üzemmód** (*Plenterwald*) eredetileg a szubmontán-montán fekvésű luc- és bükkelgyes jegenyefenyvesekben évszázadok alatt kialakult paraszti gazdálkodásmód volt. Alkalmazása árnytűrő fajokot kíván meg, legalkalmasabb a jegenyefenyő, kevésbé a luc és bükk. Hazai fajok közül a gyertyánnal, kislevelű hárszal, hegyi- és korai juharral lehetne próbálkozni; legfontosabb fajokcsoportunk, a tölgyek szálalásra kevésbé alkalmasak, fényigényességük miatt. Bükkösökben végzett elemzések szerint a szálalós üzemmód munkaigényessége mellett hozamban is elmarad mind a mesterséges, de különösen a természetes felújítású állományok mögött. Nyilvánvalóan nem a szakértelem vagy az érdeklődés hiánya az oka, hogy ma Magyarországon egyetlen elfogadhatóan kezelt szálalóerdő van, az asztalfői Roth-féle szálaló minta-

IRODALOM

- Abrahamson, W. G. (1989): Plant-animal interactions. McGraw-Hill
- Altenkirch, W. (1986): Die Veraenderung natürlicher Waldgesellschaften Norddeutschlands und ihre Folgen für den Ökosystem- und Artenschutz aus zoologischer Sicht. Arb. Gem. Forsteinrichtung, Arb. Kreis Zustandserfassung und Planung, Jahrestagung Luxemburg 21-23 Mai, 1986.
- Altman, P. L.-Dittmer, D. S. (1964): Biology data book. Fed. of Amer. Soc. for Experimental Biology, Washington, D. C.
- Assmann, E. (1970): The principles of forest yield study. Pergamon Press
- Babos I. (1954): Magyarország táji erdőművelésének alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Babos I.-Horváth S.-Járó Z.-Király L.-Szodfridt I.-Tóth B. (1966): Erdészeti termőhelyfeltárás és térképezés. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Balázs, Á.-Brechtel, H. M. (1992): Saure atmosphärische Niederschlags-Deposition und ihre Auswirkung auf die Quellwasserqualität im hessischen Mittelgebirge. *Berichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt*, Hann. Münden, 12, 1-10. p.
- Barbour, M. G.-Billings, W. D. (eds.) (1988): North American terrestrial vegetation. Cambridge Univ. Press, New York
- Bartha D. (1990): Fitocönológiai vizsgálatok a nyírségi fekete dió (*Juglans nigra* L.) állományokban. *Calandrella* 3: 6-12. p.
- Bartha D. (1991): Ökológiai és fitocönológiai vizsgálatok a nyírségi vörös tölgy (*Quercus rubra* L.) állományokban. *Calandrella* 5(2): 5-12. p.
- Bartha D. (1992): A magyarországi szilvikeleti flóra veszélyeztetettsége. *Természetvédelmi Közlemények* 2: 57-64. p.
- Bartha D.-Kevey B.-Morschhauser T.-Pócs T. (1995): Havasi erdőtürelésaink. *Tilia* 1, 8-85 p.
- Bauer, K. G.-Dutton, J. A. (1962): Albedo variation from an airplain over several types of surface. *J. Geophys. Res.* 67. 2367-2376. p.
- Baumgartner, A. (1971): Wald als Austauschfaktor in der Grenzschicht Erde/Atmosphäre. *Forstw. Cbl.* 90: 3, 174-182. p.
- Bazzaz, F. A. (1979): The physiological ecology of plant succession. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10, 351-371. p.
- Beadle, N. C. W. (1981): The vegetation of Australia. Cambridge Univ. Press
- Begon, M. (1990) Ecology-Individuals, Populations, Communities. Blackwell, Oxford
- Begon, M.-Harper, J. L.-Townsend, C. R. (1986). Ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Bencze G. (1902): Az erdő és csapadék. *Erd. Kisevtelek*, 98-104 p.
- Bergmann, W. (1988): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen, Fischer Verlag, Jena
- Berryman, A. A. (1986): Forest Insects - Principles and Practice of Population Management. Plenum Press, New York and London
- Blume, H.-P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed Verlag, Landsberg

- Bondor A.-Halász A.-Keresztesi B.-Sali E. (1983): Az erdei biomassa számbavétele és hasznosítása. *Erdészeti Kutatások* 75: 141-146. p.
- Borhidi A. (1969): Adatok a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* fajcsoport) és a molyhos tölgy *Quercus pubescens* fajcsoport) kisfajainak ökológiai-cönológiai magatartásáról. *Botanikai Közlemények* 56: 3, 155-157. p.
- Borhidi A. (1993): A magyar flóra szociálmagatartás-típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámjai. KTM Természetvédelmi Hivatala és JPTE, Pécs
- Boring, L. R.-Monk, C. D.-Swank, W. T. (1981): Early regeneration of a clear-cut southern Appalachian forest. *Ecology* 62: 1244-1253. p.
- Bormann, F. H.-Likens, G. E. (1979): Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer Verlag, New York
- Bosch, J.-Hewlett, J. D. (1982): A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. of Hydrology*, 55: 3-23. p.
- Bosch, J.-Smith R. E. (1989): The effect of afforestation of indigenous scrub forest with Eucalyptus on streamflow from a small catchment in the Transvaal, South Africa. *Jenkershook For. Res. Centre Publ.* Nr. 150.
- Bowyer, J. L. (1991): Responsible environmentalism-the ethical features of forest harvest and wood use. Proc. 2nd Natl. Conf. on Ethics in America. CSU, Long Beach, Calif. 9-16. p.
- Box, E. O. (1981): Macroclimate and plant forms: an introduction to predictive modelling in phytogeography. Junk, The Hague
- Brady, N. C. (1984): The nature and properties of soils. 9 ed. Macmillan Publications, New York
- Brechtel, H. M. (1990): Saure Niederschlagsdeposition von Luftschadstoffen zerstört den Boden und belastet die Gewässer. *Hessischer Gebirgsbote*, 91: 4, 140-142. p.
- Brockway, J. M.-Gessaman, J. A. (1977): Quarterly Journal of Experimental Physiology. Vol. LXII, 333-339. p.
- Brucker, G.-Kalusche, D. (1990): Boden und Umwelt. Quelle and Meyer, Heidelberg-Wiesbaden
- Budyko, M. I. (1956): Teplovoj balans zemnoj poverhoszti. Leningrad
- Búzás I. (1983): A növénytáplálás zsebkönyve. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Canham, C. (1990): Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology* 70: (3), 548-550. p.
- Chabot, B. F.-Hicks, D. J. (1982): The ecology of leaf life spans. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 229-259. p.
- Champion, H. G. (1968): The forest types of India. Govt. of India, Delhi
- Clements, F. E. (1916): Plant succession. Analysis of the development of vegetation. Carnegie Institute, Washington
- Collins, B. G.-Dunne, K. P.-Pickett, S. T. A. (1985): Responses of Forest Herbs to Canopy Gaps. In: The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. (Eds: Pickett, S. T. A; White, PS) Academic Press, Inc., Orlando, Florida, 217-234.
- Connell, J. H.-Slatyer, R. O. (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111: 1119-1144. p.
- Crawley, M. (ed.) (1986): Plant Ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Crawley, M. J. (1983): Herbivory - The Dynamics of Animal-Plant Interactions. Blackwell Scientific Publications
- Crawley, M. J. (1985): Reduction of oak fecundity by low-density herbivore populations. *Nature* 314: 163-164. p.
- Crawley, M. J.-Aktheruzzaman, M. (1988): Individual variation in the phenology of oak trees and its consequences for herbivorous insects. *Functional Ecology* 2: 409-415. p.

Lótos, L. - Tóth, Z. - Balogh, L.
 A Kőszegi ly. zuzmóflórája
 mp. 7-94.
 Tilia Vol. V. (1997)

- Croat, T. B. (1978): Flora of Barro Colorado Island. Stanford University Press, Stanford, CA.
- Czajlik P. (1994): Az erdőrezervátumok hasznosításáról. *Környezet és Fejlődés* 5: 2, 29–36. p.
- Czajlik P.–Gergely Z.–Tulipánt T. (1993): „Kékes-észak” – egy létesítendő erdőrezervátum. *Környezet és Fejlődés* 4: 3–4, 64–66. p.
- Csapody I.–Csapody V.–Rott F. (1966): Erdei fák és cserjék. OEF, Budapest
- Csapody I.–Horánszky A.–Simon T.–Pécs T.–Szodfridt I.–Tallós P. (1963): Die Ökologischen Artengruppen der Walder Ungarns. *Acta Agronomica Hungarica* 12(3–4), 209–232. p.
- Csesznák E. (1985): Erdőműveléstan I. EFE egyetemi jegyzet, Sopron
- Csóka Gy. (1991): Der Einfluss der Schadenerregung des Kiefernspinnners (*Denubrolimus pini* L.) auf das Wachstum eines Kiefernjungbestandes. *Anz. Pflanzenschutz, Umweltschutz* 64: 148–150. p.
- Csóka Gy. (1993): Variation in *Quercus robur* susceptibility to galling wasps (*Hymenoptera: Cynipidae*) linked to tree phenology. In: The ecology and evolution of gall-forming insects (Price, P. W.–Mattson, W. J. and Baranchikov, Y. N. eds.) 148–152. USDA Forest Service, General Technical report NC-174
- Csóka Gy. (1996): Lepkehernyók. Agroinform, Budapest
- D'Antonio, C. M.–Vitousek, P. M. (1992): Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 23: 69–87. p.
- Danszky I. (szerk.) (1972): Erdőművelés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Davidson, D. W. (1993): The effect of herbivory and granivory on terrestrial succession. *Oikos* 68(1), 23–35. p.
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. A. Ziemsen, Wittenberg
- Eckhart, G.–Hilgarter, E. W.–Korpel, S.–Mayer, H.–Mlinsek, D. (1976): Urwald. In: Ecosystems (ed. Mayer, H.). Invited Papers, Congress Group 1, Division I Forest Environment and Silviculture, XVI IUFRO World-Congress. (1976), 69–122; Vienna, Austria; Universität für Bodenkultur
- Edwards, P. J.–Wratten, S. D. (1983): Wound induced defences in plants and their consequences for patterns of insect grazing. *Oecologia* 59: 88–93. p.
- Egler, F. E. (1954): Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition—a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4, 412–417. p.
- Ehrlich, P. R.–Raven, P. H. (1964): Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution* 18: 586–608. p.
- Eisenbeis, G. (1993): Zersetzung im Boden. Inf. Natursch. Landschaftspf. Wardenburg. Band 6. 53–76. p.
- Eisfeld, D. (1985): Ansprüche von Rehen an die Qualität ihrer Nahrung. XVIIIth Cong. of the IUGB Brussels, 1027–1034. p.
- Ellenberg, H. (1988): Vegetation ecology of Central Europe. Fourth ed. Cambridge University Press, Cambridge
- Ellenberg, H. (1973): Ökosystemforschung. Berlin, Springer
- Ellenberg, H.–Weber, H. E.–Düll, R.–Wirth, W.–Werner, W.–Paulissen, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scr. Geobot.* Nr. 18, Göttingen. 1–248 p.
- Elton, C. (1927): Animal Ecology. Sidgwick and Jackson, London
- ENSZ (1992): Az Egyesült Nemzetek Szervezetének egyezménye a biológiai sokféleségről. ENSZ Környezet és Fejlődés Konferenciájának Magyar Nemzeti Bizottsága. Budapest
- Erdei, M. (1977): Food-biological investigations on the red fox populations in Southern Hungary. *Acta Biol.*, Szeged, 23(1–4): 97–107. p.
- Erdei, M. (1979): Nutrition-biological investigation on the red fox population living in the flood plain of the Tisza-Maros. *Fiscia* (Szeged) XIV: 217–225. p.
- Ernst, W. (1974): Schwermetallvegetation der Erde, Fischer Verlag, Stuttgart
- Eyre, F. H. (ed.) (1980): Forest cover types of the United States and Canada. S. A. F., Washington, D. C.
- FAO (1993): Forest resources assessment (1990) – tropical countries. Roma
- Fehér D. (1954): Talajbiológia. Akadémiai kiadó, Budapest
- Fehér Zs. et al. (1988): Az őz (*Capreolus capreolus*) téli tápláléka egy dombvidéki akác (*Robinia pseudo-acacia*) és egy fenyves (*Pinus silvestris*) élőhelyen. *Vadbiológia* 2, 147–157. p.
- Fekete G. (1974): Tölgyesek relatív megvilágítása és a gypszint fajtáinak eloszlása. *Studia Botanica Hungarica* 9: 87–96. p.
- Fekete G. (1975/a): Interspecifikus kapcsolatok, kölcsönhatások és az ökológiai niche elemzése tölgyerdei fajokon. Akadémiai doktori értekezés, Budapest (kézirat)
- Fekete G. (1975/b): Areal environment and tolerance of *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce in natural communities. *Acta Agronomica Hungarica* 23
- Fekete G. (1985): A teresztrisz vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság. In: A cönológiai szukcesszió kérdései (szerk. Fekete G.) Akad. Kiadó. 31–63. p.
- Fekete G.–Précseyi I. (1976): Niche studies on some plant species of a grassland community. I. Comparison of various measurements. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 22, 321–354. p.
- Fekete L.–Blattny T. (1913): Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a Magyar Állam területén. Joerges, Selmecbánya (2 kötetben)
- Fekete Z. (1906): Növényföldrajzi megfigyelések a Magas-Tátrában. *Erd. Lapok*, 44: 161–172. p.
- Felföldy L. (1943): Növényzociológia. Szerző kiadása, Debrecen
- Fiedler, H. J.–Rössler, H. J. (1987): Spurenelemente in der Umwelt, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
- Finegan, B. (1984): Forest succession. *Nature* 312 (8), 109–114. p.
- FM ERSZ. (1993): Magyarország erdőállományainak főbb adatai. (1991). Budapest
- Francé, R. H. (1921): Das Edaphon. München
- Fraser, S. R.–Lawton, J. H. (1994): Host range expansion by British moths onto introduced conifers. *Ecological Entomology* 19: 127–137. p.
- Fritts, H. C. (1969): Bristlecone pine in the White Mountains of California. Growth, ring-width characteristics. The University of Arizona Press, Tucson
- Futuyama, D. J. (1986): Evolutionary biology. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Futuyama, D. J.; Slatkin, M. (1983): Coevolution. Sinauer, Sunderland
- Führer E. (1977): Erdei patakok szennyeződésének és öntisztulásának időszakos vizsgálata. EFE-TDK dolgozat (kézirat)
- Führer E. (1983): Művelési ágak hatása a patakvíz minőségére. MHT IV. Orsz. V. gyűl., Győr (kézirat)
- Führer E. (1991): A magyarországi erdők szénmegkötő képessége. In: Faragó, T.–Iványi, Zs.–Szalai, S.: Az éghajlat változékonysága és változása II. OMSZ kiadvány, Budapest. 67–73. p.
- Führer E. (1992): Nemzetközi munkaértekezlet Zalában a levegőszennyeződés erdőt károsító hatásairól. *Erdészeti Lapok*, CXXVII: 3, 71. p.
- Führer E. (1994): Bükkös, kocsánytalan tölgyes- és lucfenyes csapadékvíz- és csapadékvízben oldott tápanyagbevétele, kandidátusi értekezés (kézirat)
- Führer E. (1995): A klímaváltozás és a szénforgalom összefüggése az erdőgazdálkodásban. *Biotechnológia és Környezetvédelem* (megjelenés alatt)
- Gál J.–Káldy J. (1977): Erdősítés. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Gál J. (1978): A Backmann-függvény alkalmazása hazai fatermési tábláinkra. *As Erdő XXVII: 12*, 564–567. p.
- Gauch, H. G. (1982): Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge
- Gausc, G. F. (1934): The Struggle for Existence. Hafner, New York

- Ghimessy L. (1984): A tájpotenciál. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Giertych M.-Mátyás Cs. (eds.) (1991): Genetics of Scots pine. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Gisi, U. (1990): Bodenökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart-New York
- Gleason, H. A. (1922): On the relation of species and area. *Ecology* 3, 158-162. p.
- Gleason, H. A. (1926): The individualistic concept of plant association. *Bul. Torr. Bot. Club* 53, 7-26. p.
- Gleason, H. A. (1927): Further views on the succession concept. *Ecology* 8, 299-326. p.
- Godfray, H. C. J. (1982): Leaf miners and their parasites in relation to succession. PhD Thesis, University of London
- Greene, E. (1989): A Diet-Induced Developmental Polymorphism in a Caterpillar. *Science* 243: 643-646. p.
- Grime, J. P. (1979): Plant Strategies and Vegetation Processes. John Wiley & Sons, Chichester
- Grulois, J. (1967): La chenise de Virelles-Blaimont. Extinction du rayonnement global, tropiemes et parametres foliaires. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 100. 139-151. p.
- Györfi J. (1957). Erdészeti rovartan. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Györi D. (1984): A talaj termékenységse. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Gyulai I. (1996): Ökológiai folyosók, zöld folyosók. *Természet Világa*, 127, II. különszám, 41-43. p.
- Halász A. (1990): A magyar erdészet 70 éve számokban, 1920-1990. FM Erdőrendezési Szolgálat, Budapest
- Halmágyi L. (szerk.) (1987): A niche problémaköre. MTE SZ Magyar Biológiai Társaság, Budapest
- Hansson L. (ed.) (1992): Ecological principles of nature conservation. Elsevier, London
- Harborne, J. B. (1982): Introduction to Ecological Biochemistry. Academic Press
- Harper, J. L. (1997): Population biology of plants. Academic Press, London
- Hartmann, G.-Nienhaus, F.-Buttin, H. (1988): Farbatlas Wäldschäden. Diagnose von Baumkrankheiten. Eugen Ullmer Verlag, Stuttgart
- Haukioja, E.-Niemela, P. (1979). Birch leaves as resource for herbivores. *Oecologia*, 39: 151-159. p.
- Haukioja, E.-Suomela, J.-Neuvonen, S. (1985): Long-term inducible resistance in birch foliage: triggering cues and efficacy on a defoliator. *Oecologia* 65: 363-369.
- Havasi A. (1979): Adatok az erdőkben és mezőn élő őzállomány populációbiológiájához. *Allattani Közlemények* 66: 75-85. p.
- Heinrich, D.-Hergt, M. (1994): Ökológia. SH adasz. Springer, Budapest 284 p.
- Heinsdorf, D. (1986): Entwicklung der C- und N-Vorräte nach Kahlschlag auf Sandböden unter Kiefer. Ber. Wiss. Tagung Tharandt v. 8-10. Oktober (1986). 98-109. p.
- Heltay I. (1989): A réka ökológiája és vadászata. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 43-58., 58-82. p.
- Hendrix, S. D. (1980): An evolutionary and ecological perspective of insect fauna on ferns. *American Naturalist* 115: 171-196. p.
- Hodson, A. C. (1941): An ecological study of the forest tent caterpillar: *Malacosoma disstria* Hbn. in Northern Minnesota. *Techn. Bull. Minn. Agric. Exper. Stat.*, 141: 1-55. p.
- Hofmann, R. R. (1980): Die Anwendung wildbiologischer Forschungsergebnisse in der Bewirtschaftung von Reh- und Rotwild. Symposium-Tagungsbericht, Vetmed. Univ. Wien, 201-222. p.
- Horn, H. S. (1975): Forest succession. *Scientific American* 232, 90-98. p.
- Horn, H. S. (1975): Markovian Properties of Forest Succession. In: *Ecology and Evolution of Communities*. (eds.: Cody, M.L.-Diamond, J.M.) The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts
- Horn, H. S. (1976, 1981): Succession. In: *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. 1. ed. (ed: May, R. M.) Blackwell Scientific Publications, Oxford, 187-204. p.
- Hortobágyi T.-Simon T. (szerk.) (1981): Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Tan könyvkiadó, Budapest
- Hutchinson, G. E. (1957): Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol* 22, 415-427. p.
- Igmándy Z. (1991): A magyar erdők taplógombái. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Innes, J. L.-Krauchli, N. (1995): Monitoring der Biodiversität als Erfolgskontrolle Erhaltung der Biodiversität-eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik. Forum für Wissen, Herausg. WSL Birmensdorf (Schweiz) 47-56. p.
- IUCN (1995): Nemzeti ökológiai hálózat. IUCN Magyar Alapítvány kiadása, Budapest
- Jaccard, J. G. M. (1912): The distribution of the flora of the alpine zone. *New Phytol.* 11 37-50. p.
- Jakucs, P. (1985): Ecology of an oak forest in Hungary. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Jánoska F. (1995): Fészkelő madárállományok vizsgálata kisalföldi erdősávokban. Kandi dátusi értékezés. MTA (kézirat)
- Járó Z. (1972): Az erdészeti termőhelyértékelés rendszere. In: Danszky I. (szerk. Erdőművelés 47-256 p.
- Járó Z. (1972): A termőhelytípusok és a célállományok kapcsolata. In: Danszky I. (szerk. Erdőművelés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Járó Z. (1980): Intercepció a gödöllői kulturerdei ökoszisztémákban. *Erd. Kutatások*. 73: III 7-18 p.
- Járó Z. (1988)/89: A bükkösök szerves- és tápanyagforgalma, *Erd. Kutatások*, 80/81: 83-98
- Járó Z. (1991): Lomberdők gyökérendszere és gyökértömege. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, Sopron, (1991). 1: 5-22. p.
- Járó Z. (1992): Az alföldi síkság növénytársulásai. *Erd. Kutatások*, 82-83: 2, 24-56.
- Járó Z.-Sitkei J. (1995): Az erdő és a talajvíz kapcsolata. *Erd. Kutatások*, 85: 35-46.
- Jermy T. (1976): Insect-host relationship-co-evolution or sequential evolution? *Symp. Biol Hung.* 16: 109-113. p.
- Jermy T. (1984): Evolution of insect/host plant relationships. *American Naturalist* 124 609-630. p.
- Jermy T. (1986): Gondolatok a koevolúcióról. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Jongman, R. H. G.-ter Braak, C. J. F.-Tongeren, O. F. R. (eds.) (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen
- Juhász-Nagy P. (1980): A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek; 3. rész. Florális diverzitás: elemek. *Bot. Közlem.* 67(3), 185-193. p.
- Juhász-Nagy P. (1993): Az eltűnő sokféleség. Scientia Kiadó, Budapest
- Juhász-Nagy, P.-Podani, J. (1983): Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51, 129-140. p.
- Justyák J. (1981): Az erdők sugárzásforgalma. *Acta Geographica Debrecina*. XVIII-XIX 209-235. p.
- Justyák J. (1987): Energiaháztartás-mérések tölgyerdőben. *Időjárás*. 91: 131-146. p.
- Kennedy, C. E. J.-Southwood, T. R. E. (1984): The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *Journal of Animal Ecology* 53: 455-478. p.
- Keresztesi, B. (szerk.): (1991): Forestry in Hungary, 1920-1985. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Keszthelyi I.-Csapodi I.-Halupa L. (1995): Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére. KTM Term. véd. Hivatal Tanulm. kötetei, 3. sz., Budapest
- Kiese, O. (1972): Bestandsmeteorologische Untersuchungen zur Bestimmung des Wärmehaushalts eines Buchewaldes. *Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimatologie* Univ. Hannover. 6, 132. p.
- Kinmins, J. P. (1987): Forest Ecology. MacMillan Publishing, New York

- Klinger Z. (1993): A Rák-patak vízminőségi hossz-szelvénye. Diplomaterv, EFE (kézirat)
- Kolonits J. (1965): Life habits and damage caused by *Neodiprion sertifer* Geoffr. in Hungary. *Erdészeti Kutatások* 61: 225–239. p.
- Koloszár J. (1992): A természetiszterít erdőművelés lehetőségei Magyarországon. *Erd. Lapok*, CXXVII: 6, 170–172. p.
- Kovács Gy. (1979): Anyagforgalmi szervek anatómiája és élettana. In Székly P. (szerk.): Vadászati Állattan II. Emlősök. GATE
- Kőhalmi T. (1983): Megfigyelések a tölgyfélék (*Quercus* genus) és a vadállomány kapcsolatairól. MTA-VEAB „Csertőlgygazdálkodás és hasznosítás” Veszprém, 165–171. p.
- Kőhalmi T. (1994): A faállománytípus-csoportok cserjeszintjéből felvehető téli vadtakarmány korosztályok szerinti dinamikája (doktori értekezés)
- Krebs, C. (1978): Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. 2nd ed. Harper & Row, New York
- Laatsch, W. (1969): Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Stauwassereinfluss. *Forstw. Jb.* 88: 5, 257–271; 6, 351–358 p.
- Landsberg, H. E.–Lippmann, H.–Paffen, K. H.–Troll, C. (1966): World maps of climatology. Springer, Berlin–New York
- Langlet, O. (1971): Two hundred years of genecology. *Taxon* (20) 5–6, 653–722. p.
- Larcher, W. (1973): Ökologie der Pflanzen, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- Larsson, S. (1989): Stressful time for the plant stress-insect performance hypothesis. *Oikos* 56: 277–283. p.
- Leather, S. R. (1990): The analysis of species-area relationships, with particular reference to macrolepidoptera on Rosaceae: how important is insect data-set quality? *The Entomologist* 109: 8–16. p.
- Leather, S. R. (1987): Pine monoterpenes stimulate oviposition in the pine beauty moth, *Panolis flammea*. *Ent. exp. appl.* 43: 295–300. p.
- Lefèvre, F.–Villar, M.–Favre Rampant, P.–Legionnet, A. (1994): Diversité génétique, hybridations naturelles et conservation ex situ des ressources génétiques du peuplier noir (*Populus nigra* L.). In: Arbez, M. (ed.): Rapport, Convention DERF/AFOCEL/INRA, No (9370)B.
- Leibundgut, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwaldern. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 110: 111–124. p.
- Leibundgut, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwalder. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 33(24), 686–690.
- Leibundgut, H. (1982): Europäische Urwalder der Bergstufe. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart
- Lerner, A. J. (1971): A kibernetika alapjai. Gondolat, Budapest
- Lerner, I. M. (1953): Genetic homeostasis. Oliver & Boyd, Edinburgh
- Levins, R. (1962): Theory of fitness in a heterogenous environment. *Am. Naturalist* 96: 361–378 és 97: 75–90 p.
- Levins, R. (1968): Evolution in changing environments. Princeton Univ. Press, Princeton, N. J.
- Liese, W. (1979): A lágykorhadás jelentősége a faanyagvédelemben. *Mikológiai Közlemények* 3. 105–115. p.
- Liese, W. (1981): Feinstruktur und mikrobieller Abbau des Holzes. In: Der Wald als Rohstoffquelle. *Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, 69: 140–149. p.
- Lyt, H. (1961): Der Holzabbau der Pilze. *Archiv f. Forstwesen* 10: 4–6, 615–624.
- Lyt, H.–Fiedler, H. J.–Tranquillini, W. (1992): Physiologie und Ökologie der Gehölze, Gustav Fischer Verlag, Jena
- MacArthur, R. H. (1968): The theory of the niche. In: Population Biology and Evolution. (ed.: Lewontin, R. C.) Syracuse University Press, Syracuse, N. Y., 159–176. p.
- MacArthur, R. H.–Conell, R. (1966): The Biology of Populations. John Wiley and Sons, New York
- MacArthur, R. H.–Wilson, E. O. (1967): The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, New Jersey
- Májér A. (szerk.) (1964): Erdő és termőhelytipológiai útmutató. OEF kiad., Budapest
- Májér A. (1965): Erdőművelési eljárások egyszerűsítése, különös tekintettel a bükkösök nevelésére. *Az EFE Tudományos Közleményei* 1–2, 69–90. p.
- Májér A. (1966): Erdőműveléstan. Egy. Jegyzet, EFE Sopron
- Májér A. (1968): Magyarország erdőtürelméi. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Májér A. (1988): Fenyves a Bakonyján. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Major J. (1994): Az ökológia alapjai. Szaktudás Kiadó, Budapest
- Major R.–Neppel F. (1988): A Duna-Tisza közti talajvízszint süllyedések. *Vízügyi Közl.*, LXX. (4): 605–626. p.
- Marjai Z. (1972): Az akác maghozama és gyűjtési lehetőségei a földről. *Erd. Kutatások*, 68: 1, 87–100. p.
- Máthé I. (1940): Magyarország növényzetének flóraelemei I. *Acta Geobotanica Hungarica* 3, 116–147. p.
- Máthé I. (1941): Magyarország növényzetének flóraelemei II. *Acta Geobotanica Hungarica* 4, 85–108. p.
- Mather, A. (ed.) (1993): Afforestation–policies, planning and progress. Belhaven, London
- Mátrai K. et al. (1986): Az őz táplálékvalasztása és az élőhely növényzete közötti összefüggés. *GATE, Vadbiológia* 1: 97–109. p.
- Mátyás Cs. (1979): Erdőink géntartalékai. In: Sterbetz I. (szerk.): Élő örökségünk; generáció, génbank. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 79–94. p.
- Mátyás Cs. (1981): Kelet-európai erdeifenyő származások fenológiai változatossága. *Erd. Kutatások*, 74: 71–79 p.
- Mátyás Cs. (1986): Nemesített erdészeti szaporítóanyag-ellátás. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Mátyás Cs. (1992): Conservation problems of forest ecosystems on the Great Hungarian Plain. *Hung. Agric. Research*, 1: 1, 33–37 p.
- Mátyás Cs. (1993/a): Élettani és társulási ökológia II. Növényi közösségek ökológiája. EFE Jegyzetkiadó, Sopron
- Mátyás Cs. (1993/b): Az Alsó-Dunaártér változása. *Erd. Lapok CXXVIII*: 163 p.
- Mátyás Cs. (1994): Egy megújítható erőforrás hasznosításának évszázados tanulságai. *Magyar Tudomány* 10: 1184–1188. p.
- Mátyás Cs.–Führer E. (1996): Az erdőnevelés genetikai hatásai: egy bükk nevelési sor parcelláiban végzett molekuláris genetikai elemzés eredményei. *Erdészeti Kutatások* (megj. alatt)
- May, R. M.–MacArthur, R. H. (1972): Niche overlap as a function of environmental variability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 69, 1109–1113. p.
- Mayer, H. (1984): Wälder Europas. Fischer Verl., Stuttgart
- Mayer, H. (1989): Naturwälder in Österreich. Wien, IUFRO (2. kiadás)
- McNab, W. H.–Avers, P. E. (1994): Ecological subregions of the United States: Section descriptions. Admin. Publ. WO-WSA-5. USDA Forest Service, Washington, D. C.
- Mendlik G. (1986): A bükk. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Mészáros E. (szerk.) (1987): A légköri ülepedés kialakulása és mértéke Magyarországon. In: Fábrián Gy. (szerk.): A környezet erősödő savasodása, OKTH, Budapest
- Mészáros E.–Molnár Á.–Horváth Zs. (1993): A mikroelemek légköri ülepedése Magyarországon. *Agrokémia és Talajtan*, 42: 3–4, 221–228. p.

- Meusel, H.-Jäger, E.-Weinert, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentral-europäischen Flora. Fischer Verl., Jena
- Ministry of Agriculture (1996): Ministerial Conference on the protection of forests in Europe. Progress Report. Liaison Unit, Lisbon
- Missbach, K. (1977): Die Annahme von Grünfütterarten durch Rotwild (*Cervus elaphus* L.) *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* X. Berlin. 53-60. p.
- Missbach, K. (1980): Die Ermittlung des Winter Nahrungsbedarfs des Hirscharten (*Cervidae*) Rotwild, Damwild und Rehwild. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* XI. Berlin, 31-38. p.
- Missbach, K. (1984): Die Annahme von Winteräuspflanzen durch Rot-, Dam- und Muffelwild. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* XIII. Berlin, 168-173. p.
- Mitsch, W. L.-Gosselink, J. G. (1986): Wetlands. Van Nostrand Reinhold Co., New York
- Molcsanov, A. A. (1963): The hydrological role of forests. Israel Progr. for Sci. Transl., Jerusalem
- Monk, C. D. (1966): An ecological significance of evergreenness. *Ecology* 47: 504-505.
- Morris, L. A.-Pritchett, W. L. (1982): Nutrient storage and availability in two managed pine flatwood forests. In: „Impact of intensive forest management practices”. Symp. proc. Univ. of Florida, 17-26. p.
- MTA Biológiai Tudományok Osztálya (szerk. Fekete G.) (1993): Alapvetések egy nemzeti biodiverzitás-megőrzési stratégia kialakításához. Budapest
- MTA Erdészeti Bizottsága (1995): Az erdők egészségi állapotának változása. Konferencia kiadv. Budapest
- Mueller-Dombois, D.-Ellenberg, H. (1974): Aims and methods of vegetation ecology. Wiley & Sons, New York
- Müller, G. (1965): Bodenbiologie. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
- Müller-Starck, G.-Ziehe, M. (1991): Genetic variation in European populations of forest trees. Sauerlaender's Verl., Frankfurt
- Nechay G. (1996): Egyezmény a biológiai sokféleség megőrzésére - az európai folyamatok. *Természet Világa*, 127: II. különszám, 8-10. p.
- Németh F. (1989): Száraz növények. In: Rakonczay Z. (szerk): Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. Akadémiai Kiadó, Budapest, 265-321. p.
- Neuvonen, S.-Niemela, P. (1989): Do differences in inducible resistance explain the population dynamics of birch and pine defoliators? In: Forest insect guilds: patterns of interaction with host trees (Baranchikov, Y. N.-Mattson, W. J.-Hain, F. P.-Payne, T. L., eds.) 103-112. USDA Forest Service General Technical Report NE-153.
- Newman, E. I. (1993): Applied Ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Niemela, P.-Aro, E. M.; Haukioja, E. (1979): Birch leaves as resource for herbivores. Damage induced increase in leaf phenolics with trypsin-inhibiting effects. *Report of the Kevo Subarctic Research Station* 15: 37-40. p.
- Niemela, P.-Tuomi, J.-Haukioja, E. (1980): Age-specific resistance in trees: defoliation of tamaracks (*Larix decidua*) by larch bud moth (*Ziraphera imbricaria*). *Rep. Kevo Subarct. Res. Stat.*, 16: 169-175. p.
- Odum, E. P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270. p.
- Otto, H. J. (1994): Waldökologie. Verl. Ulmer, Stuttgart
- Packham, J. R.-Harding, D. J. L.-Hilton, G. M.-Stuttard, R. A. (1992): Functional ecology of woodlands and forests. Chapman & Hall, London
- Phillips, D. L.-Shure, D. J. (1990): Patch-size effects on early succession in southern Appalachian forests. *Ecology* 71, 204-212. p.
- Pianka, E. R. (1978): Evolutionary Ecology (2. ed.) Harper & Row, New York
- Pickett, S. T. A.-Collins, S. L.-Armesto, J. J. (1987): Models, Mechanisms and Pathways of Succession. *Bot. Rev.* 53(3), 335-371. p.
- Pickett, S. T. A.-White, P. S. (eds.) (1985): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, INC., Orlando, Florida
- Podani J. (1980): SYN-TAX: Számítógépes programcsomag ökológiai, cönológiai és taxonómiai osztályozások végrehajtásához. *Abstracta Botanica* 6, 1-158. p.
- Podani, J. (1993): SYN-TAX-pc Computer Programs for Multivariate Data Analysis in Ecology and Systematics Version 5. 0, User's Guide. Scientia Publishing, Budapest
- Précsényi I. (1978): Szikespusztai rét növényzetének produktivitása. *Biol. Tanulm.* 4., MTA Budapest
- Preszler, R. W.-Price, P. W. (1993): The influence of *Salix* leaf abscission on leaf-miner survival and life history. *Ecological Entomology* 18: 150-154. p.
- Price, P. W. (1975): Insect Ecology. Wiley, New York
- Price, P. W. (1991): The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos* 62: 244-251. p.
- Probáld F. (1981): Változik-e éghajlatunk? Gondolat Kiadó, Budapest
- Prusa, E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwalder-ihre Struktur und Ökologie. Akad. Verh. Tschech. Akademie d. Wiss., Praha
- Rakonczay Z. (szerk.) (1989): Vörös könyv. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Raunkiaer, C. (1934): The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford
- Rehfeldt, G. E. (1989): Ecological adaptations in Douglas fir: a synthesis. *Forest Ecology Management* 28: 203-215. p.
- Rehfuess, K. E. (1990): Waldböden. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- Remmert, H. (1984): Ökologie. Berlin
- Ricklefs, R. E. (1990): Ecology. 3rd ed. Freeman & Co., New York
- Root, R. B. (1967): The niche-exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317-350. p.
- Rorison, I. H. (ed.) (1969): Ecological aspects of the mineral nutrition of plants. Blackwell Oxford
- Röhrig, E.-Ulrich, B. (1991): Temperate Deciduous forests. Ecosystems of the world, Vol 7. Elsevier, Amsterdam
- Rubner, A.-Bernitzky, A. R. (1992): Nematoden-zerstörende Pilze. *Biologie in unserer Zeit* 22: 2, 97-103. p.
- Rubner, K. (1953): Die pflanzengeographischen Grundlagen des Waldbaues. Neumann Verl., Radebeul
- Ruiter, P. C.-Ouborg N. J.-Ernsting G. (1988): Density dependent mortality in the spring tail species *Orchesella cincta* due to predation by the carabid beetle *Notiophilus biguttatus*. *Entomol. Exp. Appl.* 48: 25-31. p.
- Runkle, J. R. (1982): Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* 63: 1533-1546. p.
- Sagers, C. L. (1992): Manipulation of host plant quality: herbivores keep leaves in dark. *Functional Ecology* 6: 741-743. p.
- Sasvári L. (1986): Madárökológia II. Akadémia Kiadó, Budapest
- Schaefer, M. (1990): The soil fauna of a beech forest on limestone: trophic structure and energy budget. *Oecologia* 82: 128-136. p.
- Scheuring I. (1995): Hányan vagyunk a bárkán? *Természet Világa* 126: II. különszám 28-29. p.
- Schmidt-Vogt, H. (1991): Die Fichte. Vol. II/3. Parey Verlag, Hamburg-Berlin
- Scholtz, F.-Gregorius, H. R.-Rudin, D. (eds.) (1989): Genetic effects of air pollutants in forest tree populations. Springer, Berlin

- Schoonoven, L. M.-Jermy T. (1977): A behavioural and electrophysiological analysis of insect-feeding deterrents. In: Crop protecting agents- their biological evaluation. McFarlane, N. R. (ed.), 133-146. Academic Press, New York
- Schroeder, L. M. (1987): Attraction of the bark beetle *Tomicus piniperda* to Scots pine trees in relation to tree vigor and attack density. *Entomol. exp. appl.* 44: 53-58. p.
- Schuck, A.-Parviainen, J.-Bücking, W. (1994): A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. European Forest Institute Working Paper No. 3., Joensuu, Finland, 1-62 p.
- Schwenke, W. (1994): Über die Grundlagen der Entstehung und Begegnung von Insekten-Massenvermehrungen im Wald. *Anz. Schädlingkde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 67, 120-124. p.
- Silvertown, J. (1987): Introduction to plant population ecology. Second ed. Longman Scientific & Technical, Harlow
- Silvertown, J.-Law, R. (1987): Do plants need niches? Some recent developments in plant community ecology. *Tree* 2: 24-26. p.
- Simon K. (1982): Rókapopuláció ökológiai vizsgálata a püspökladányi MHSZ-Vt. területén. Szakmérnöki dolgozat, GATE. (kézirat)
- Simon M. (1968): Tág hálózatos ültetvényes nyártelepítés a Duna-Tisza közeli homokháton. Kand. értekezés, MTA (kézirat)
- Simon M. (1980): Mélyfűrésos nyárültetvény növekedése a talajvíztől függően és véghaszalati fatermése. *Erd. Kutatások*, 73: II. 19-38 p.
- Simon T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi érték-besorolása. *Abstracta Botanica* 12, 1-23. p.
- Simon T. (1992): A magyarországi edényes flóra határozója: Harasztok-Virágos növények. Tankönyvkiadó, Budapest
- Simon T. (1977): Vegetationsuntersuchungen im Zempléner Gebirge. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Skinner, C. J.-Whitaker, J. B. (1981): An experimental investigation of interrelationships between the wood ant (*Formica rufa*) and some tree-canopy herbivores. *Journal of Animal Ecology* 50: 313-326. p.
- Sliwa, E. (1975): Charakter i rozmiar szkod wyrządzanych przez barczatkę sosnowkę (*Dendrolimus pini* L.) i regeneracja uszkodzonych drzewostanów. *Sylvan* (1975), 14-29. p.
- Somogyi Z. (1995): Padállományok gyérülése a fatermési osztály függvényében. *Erd. Kutatások* 84: 67-79. p.
- Soó R. (1964)-(1980): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. (Synopsis systematico-geobotanica florae vegetationisque Hungariae) I-VI. köt. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Soó R.-Zólyomi B. (szerk.) (1951): Növényföldrajzi-térképezési tanfolyam jegyzete. TTM Növénytár és Vácrátóti Botanikai Kutatóintézet, Budapest
- Sopp L. (1973): Fátömegszámítási táblázatok. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Southwood, T. R. E. (1961): The number of species of insects associated with various trees. *Journal of Animal Ecology* 7: 331-340. p.
- Southwood, T. R. E. (1978): Ecological Methods. Chapman & Hall, London, pp. 391.
- Speight, M. R.-Wainhouse, D. (1989): Ecology and Management of Forest Insects. Clarendon Press, Oxford
- Sprugel, D. G. (1985): Natural disturbance and ecosystem energetics. In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. (eds.: Pickett, S. T. A.-White, P. S.) Academic Press, Orlando, Florida, 335-352. p.
- Sørensen, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Det Kong. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr.* (Copenhagen) 5: (4), 1-34. p.
- Standovár T. (1995): „Növényzeti minták” klasszifikációja. *Tilia* I: 145-157. p.
- Standovár T. (1996): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők sokféleségére. *Természet Világa* 127, II. különszám, 34-38. p.
- Standovár T.-Rajkai K. (1994): Herbs as soil moisture indicators within a sessile oak stand. *Abstracta Botanica* 18: 2, 71-78. p.
- Stefanovits P. (1981): Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Strasburger, E. et al. (1983): Lehrbuch der Botanik. 32. kiad. Fischer, Stuttgart
- Strong, D. R.-Lawton, J. H.-Southwood, R. (1984): Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms. Blackwell
- Szabó I. M. (1984): A talajok anyagforgalmi dinamikája. Tankönyvkiadó, Budapest
- Szabó L.-Lakatos Gy.-Varga Z. (1983): Lombfogyasztó lepkéközösségek szerepe a cserestölgyes ökoszisztémában. *Állattani Közl.* 70: 73-81. p.
- Szapannos A. (1965): Új eljárás a léces és rudaskorú kocsánytalan tölgyek neveléséhez. *Az EFE Tudományos Közleményei* 1-2: 112-142. p.
- Széky P. (1977): Korunk környezetbiológiája. Tankönyvkiadó, Budapest, 62-90., 182-185. p.
- Szodfrid I. (1991): Genetikai talajtípusok és növénytársulások kapcsolata. *Agrokémia és talajtan* 40: 3-4, 484-492. p.
- Szodfrid I. (1993): Erdészeti termőhelyismeret-tan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 320 p.
- Szodfrid I. (1981): Further data on the water regime in beech forest types. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 27: 1-2, 215-222. p.
- Szontagh P. (1977): Biológiai védekezés madármegtelepítéssel nyárállományban. *Erd. Kutatások*, 147-152. p.
- Szontagh P. (1980): A madarak jelentősége az erdei rovarkárttevők leküzdésében. *Erd. Kutatások*, 178-183. p.
- Szontagh P. (1974): Die Bedeutung der Lichtfallenforschung in der Prognose forstlicher Schädlinge. *Folia Ent. Hung.* 27 (Suppl.): 153-176. p.
- Szényi L. (1972): Talajvédelmi erdők és fásítások. In: Danszky I. (szerk.) Erdőművelés. 389-419. p.
- Tansley, A. G. (1954): An Introduction to plant ecology. London, Allen & Unwin
- Taper, M. L.-Case, T. J. (1987): Interactions between oak tannins and parasite community structure: unexpected benefits of tannins to cynipid gall-wasps. *Oecologia* 71: 254-261. p.
- Thompson, J. N. (1982): Interaction and coevolution. John Wiley & Sons, New York
- Tisdale, R. A.-Wagner, M. R. (1991): Host stress influences oviposition preference and performance of a pine sawfly. *Ecological Entomology* 16: 371-376. p.
- Tivy, J. (1993): Biogeography. A study of plants in the ecosphere. Longman-J. Wiley & Sons, New York
- Tóth I. (1964): Ártéri erdőtüpusok. In: Májor A. (szerk.): Erdő- és termőhelytipológiai útmutató. OEF, Budapest, 163-164. p.
- Tóthmérész B. (1993/a): Az ökológiai diverzitás mérésének problémái. *Környezet és Fejlesztés* IV: 3-4, 56-59. p.
- Tóthmérész B. (1993/b): NuCoSA 1. 0: Number cruncher for community studies and other ecological applications. *Abstracta Botanica* 17: 283-287. p.
- Tóthmérész B. (1989): Szekunder szukcessziós folyamatok elemzése cluster-analízissel. *Bot. Közlem.* 76: 1-2, 35-49. p.
- Thomi, J.-Niemiela, P.-Haukioja, E.-Siren, S.-Neuvonen, S. (1984): Nutrient stress: an explanation for plant anti-herbivore responses to defoliation. *Oecologia* 61: 208-210. p.
- Turczek, F. K. (1961): Ökologische Beziehungen des Vögel und Gehölze. Bratislava
- Ulrich, B. (1984): Stoffhaushalt von Waldökosystemen. Bioelement-Haushalt. Kohlenstoff-Haushalt. Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen

- Ulrich, B. (1990): Stoffhaushalt von Waldökosystemen. Bioelement-Haushalt. Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität, Göttingen
- Vancsura R. (1988): Növényföldrajz. Egy. jegyzet, EFE, Sopron
- Várallyai Gy.–Szücs L.–Rajkai K.–Zilahy P.–Murányi A. (1980): Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők I: 100 000 méretarányú térképe. *Agrokémia és Talajtan*, 29: 35–76 p.
- Varga F. (1964): *A Lymantria dispar* károsítása következtében fellépő növedékkiesés cser állományokban. *EFE Tud. Közl.* (1964) 2: 217–226. p.
- Varga L. (1954): A talaj állatvilága. (In: Fehér D.: Talajbiológia) Akadémiai Kiadó, Budapest
- Varga, Z.–Uherkovich, Á. (1974): Die Anwendung der Lichtfallen in der ökologischen Landschaftsforschung. *Fol. Ent. Hung.* 27 (Suppl.): 159–176. p.
- Varley, G. C.–Gradwell, G. R.–Haskill, M. P. (1973): Insect Population Ecology: an Analytical Approach. Blackwell, Oxford
- Veloso, H. P. (ed.) (1972): Atlas florestal do Brasil. Min. de Agricultura, Rio de Janeiro
- Vida C. (1995): Diverzitási stratégia és koevolúció a bioszférában. *Természet Világa*, 1. különszám, 51–56. p.
- Vitarovat (1981): Természetes erdők, mesterséges állományok. *Bot. Közl.* 68: 1–2, 133–147. p.
- Walter, H. (1979): Vegetation of the Earth. 2nd edition, Springer Verl. New York
- Wang, Chi-Wu (1961): The forests of China. Cabot Foundation Publ. No. 5, Harvard University, Cambridge, Mass.
- Waring, G. L.–Price, P. W. (1990): Plant water stress and gall formation (Cecidomyiidae: *Asphondylia* spp.) on creosote bush. *Ecological Entomology* 15: 87–95. p.
- Watt, A. S. (1947): Pattern and process in the plant community. *J. Ecol.* 35: 1–22. p.
- Weller, D. E. (1987): A reevaluation of the 3/2 power rule of plant self-thinning. *Ecological Monographs*, 57: 1, 23–43. p.
- West, D. C.–Shugart, H. H.–Botkin, D. B. (eds.) (1981): Forest succession. Concepts and applications. Springer, New York
- Whitaker, R. H. (1975). Communities and ecosystems. MacMillan Publishing Co., New York, London
- White, P. S.–Pickett, S. T. A. (1985): Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. In: The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. (eds: Pickett, S. T. A., White, P. S.) Academic Press, Orlando, Florida, 3–13. p.
- Whitmore, T. G. (1975): Tropical rain forests of the Far East. Clarendon, Oxford
- Whittaker, R. H. (1970): Communities and ecosystems. 1st ed. Macmillan, New York
- Whittaker, R. H. (1974): Climax concepts and recognition. In: Knapp, R. (ed.): Handbook of vegetation science. 8: 138–154. Junk, The Hague
- Whittaker, R. H. (1989): Communities and ecosystems. 3rd ed. MacMillan, New York
- Wilson, E. O. (ed.) (1986): Biodiversity. National Academy Press, Washington D. C.
- Wilson, E. O.–Bossert, W. H. (1981): Bevezetés a populációbiológiába. Gondolat, Budapest
- Wilusz, W.–Giertych, M. (1973): Genetic effects of classical silviculture. Int. Symp. on Genetics of Scots Pine. Kórnik, P. A. N.
- Witter, J. A.–Waisanen, L. A. (1978): The Effect of Differential Flushing Times Among Trembling Aspen Clones on Tortricid Caterpillar Populations. *Environmental Entomology* 7: 139–143. p.
- Woodward, F. I. (1990): From ecosystems to genes: The importance of shade tolerance. *Tree* 5, 11–115. p.
- Yoda, K.–Kira, T.–Ogawa, H.–Hozumi, K. (1963): Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions (Intraspecific competition among higher plants XI). *Journal of the Institute of Polytechnics, Osaka City University, Series D: 14*, 107–129. p.
- Zeide, B. (1985). Tolerance and self-tolerance of trees. *Forest Ecology and Management*, 13: 149–166. p.
- Zólyomi B. (1951): Növényzociológiai alapfogalmak és felvételezési módszerek. In: Növényföldrajzi-Térképezési Tanfolyam Jegyzete. (szerk.: Soó R., Zólyomi B.) TTM Növénytár és Vácrátóti Botanikai Kutatóintézet, Budapest, 103–107. p.
- Zólyomi B.–Baráth Z.–Fekete G.–Jakucs P.–Kárpáti I.–Kárpáti V.–Kovács M.–Máthé I. (1967): Einreihung von (1400) Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. *Fragmenta Botanica* IV: 1–4, 101–142. p.
- Zuber, M. (1994): Ökologie der Borkenkäfer. *Biologie in unserer Zeit*, 24: 3, 144–152. p.