

AZ EURÓPÁBAN ALKALMAZOTT MUTATÓSZÁM-RENDSZEREK ÖSSZEHASONLÍTÓ ELEMZÉSE

KIRÁLY ANGÉLA

Nyugat-Magyarországi Egyetem,
EMK, NTI, Növénytani Tanszék,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.
e-mail: kiraly.angela@emk.nyme.hu

Kulcsszavak: ökológiai mutatók, biológiai indikáció, regionális érvényesség, termőhelyi tulajdonságok

Összefoglalás: Az ökológiai mutatók általánosan elfogadott elve a vegetációs egységen belül az egyes növényfajok indikációs szerepén nyugszik, tehát szünökológiai körülmények között próbálja meg azokat a körülményeket (részben számszerűen) jellemezni, amelyek között egy bizonyos növényfaj a természetben, a fajok közti természetes konkurencia hatása alatt a legjobban vagy a legnagyobb tömegben tenyészik. Ezek a rendszerek – néhány ellenőrző kísérlet kivételével – a fajokhoz empirikus úton hozzárendelt kategóriákkal dolgoznak. Ezalatt azt értjük, hogy a faj viselkedését terepi és irodalmi előfordulási adatok alapján termőhelyi gradiensekhez viszonyítva sorolják be az adott tényezőkomplexumba. A mutatószám-rendszerek tehát a biológiai, ökológiai indikáció egyik speciális módszerének tekinthetők, amelyek azonban nem egyes jelzőfajok, hanem az adott termőhelyre jellemző növényállomány indikátorszerűségén alapulnak. A regionális különbségek a különböző klimatikus és pedo-geológiai adottságok következményei, a hasonló vegetációs egységek különböző florisztikai összetételében is megnyilvánulnak, és érvényesülnek az adott régióra alkalmazott ökológiai mutatókban is. Az egyes rendszerek regionális érvényességéből fakadóan Európa területén egymással párhuzamosan alakultak ki, a különböző területi, tematikai és módszertani-történeti sajátosságoknak megfelelően. A mutatószám-rendszerek sokrétű alkalmazását számos kritika is éri. Elsősorban az empirikus információkon alapuló ordinális skálák értékeinek korrekt statisztikai feldolgozása ütközik nehézségekbe. Emellett a mutatószám-rendszerek természetéből fakadó nehézségekkel is számolni kell, mint például a fajok a skála egyes értékeihez való kötődése, az indifferens fajok problémaköre és az egyes mutatók egymástól való függősége. A Nyugat-Európa területére ELLENBERG (1950) által kidolgozott rendszerét LANDOLT (1977) a svájci viszonyokra módosította, ZÓLYOMI (1974, 1967) pedig a Kelet-Európára érvényes mutatói kifejlesztésében használta fel. Ez a szisztéma (ELLENBERG 1992) vált több évtizedes továbbfejlesztés után az Európában általánosan elfogadott etalonná.

Bevezetés

A biológiai indikáció fogalma többféle alkalmazásban jelenik meg a szakirodalomban. Első lépésben meg kell különböztetnünk két alapvetően különböző értelmezést, melyek mára külön tudományterületekké nőttek ki magukat.

Az egyik a környezetvédelmi, illetve monitoring célú indikáció, amelynek során antropogén hatásra létrejövő, negatív irányú változás jelzésére alkalmaznak, akkumulációs képességüket kihasználva, általában kriptogám indikátornövényeket (ROLOFF 1989).

A másik, Magyarországon JUHÁSZ-NAGY (1993) nevével fémjelzett általános indikáció elv, melynek egy része a növényeken alapuló ökológiai indikáció vagy fitoindikáció. Ebbe a széles körű értelmezésbe sorolhatók a tudomány fejlődése során leírt, az ökoszisztémák egyes tulajdonságait és folyamatait az ott élő növénypopulációk viselkedésével jellemezni kívánó módszerek (POGREBNJAK 1929, MÁTHÉ 1940, 1941,

DUVIGNEAUD 1946 cit. ZÓLYOMI 1964, SCHÖNHAR 1954, CSAPODY et al. 1962, MÁJER et al. 1962, 1968, Soó 1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980, 1968, PASSARGE és HOFFMANN 1968, AICHINGER 1967, SZODFRIDT 1978, 1981, 1993, ELLENBERG 1992). Ezek két csoportra oszthatók, egyrészt a fajok természetes ökológiai helyzetének megállapítására létrehozott ökológiai mutatók, másrészt az emberi tevékenység következtében beállt negatív változások mértékének megállapítására kidolgozott degradáltsági és természetességi mutatók. A két csoport közül jelen áttekintés az ökológiai mutatókkal foglalkozik, azon belül is az Európában alkalmazott mutatószám-rendszereket kívánja egymással összehasonlítani, illetve a nem számosított mutatóknak (pl. erdőtipológiai rendszereknek) megfeleltetni.

Az ökológiai mutatók létjogosultságának kérdése

A környezeti tényezők változásának vizsgálata az ökoszisztémák komplexitása miatt csak bonyolult, költséges és időigényes mérések útján lehetséges, a pusztán mérési eredmények pedig félrevezetőek lehetnek, amennyiben a mért paraméter ökológiai összefüggései nem teljesen tisztázottak (BORHIDI 1995). Különösen igaz ez a térben és időben gyorsan változó faktorokra, mint pl. a talaj víztartalma vagy kémhatása (KARRER 1992). Nagy területen, egyenletesen megbízható adatokat kaphatunk azonban az élőhelyek ökológiai jellemzőiről és állapotáról a vegetáció felmérése által, az egyes növényfajok indikációs tulajdonságait kihasználva. Az ökológiai termőhely-jellemzés eredményei megbízható összehasonlításának igénye hívta életre a különböző kvantifikációs módszereket, vagyis a fajok ökológiai mozgásterének a környezeti változók pontosan definiált skáláival való jellemzését (ELLENBERG 1950, ZÓLYOMI 1967). A tömör, számszerű jellemzés megsokszorozta az elemezhető adatok mennyiségét, és lehetővé tette statisztikai vizsgálatok elvégzését. A más módon kezelhetetlen mennyiségű adat számítógéppel történő feldolgozására évtizedek óta (az 1970-es évektől, a cönológiai felvételek rendezésével kezdődően) egyre jobb lehetőségek állnak rendelkezésre, sorra születnek az általános statisztikai, illetve szűkebb körű, speciális vizsgálatok elvégzésére alkalmas programok (Ter BRAAK et al. 1998, PODANI 2001). Az elemzések nemcsak elméleti, ökológiai kutatások alapját képezik, de a gyakorlatban is számos helyen alkalmazhatók, mint például mezőgazdasági és erdészeti termőhely-jellemzésre, antropogén hatásra beálló környezeti változások trendjének leírására (KÖNIG 2005).

Történeti áttekintés

A 20. század elejétől kezdődően számos ökológiai indikátor rendszer létrejöttét követhetjük nyomon, amelyek a szerzők eltérő véleményének megfelelően egymással szorosan összefügghetnek, részben át is fedhetnek, de el is térhetnek, vagy létezhetnek egy időben függetlenül egymástól, mint például a nyugat- és kelet-európai rendszerek.

Az indikátorszisztémák kialakulásának kezdeti lépéseként értékelhetjük a cönológiában az egyes vegetációs egységek domináns fajokkal való jellemzését, illetve az egyes fajok ökológiai csoportokba sorolását, és a termőhely velük való jellemzését (MÁTHÉ 1940, 1941, DUVIGNEAUD 1946 cit. ZÓLYOMI 1964, SCHÖNHAR 1954, Soó 1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980). A gyakorlatban ez a különböző erdőtipológiai rendszerek létre-

jöttét jelentette (POGREBNJAK 1929, WOROWJOW 1953, SCAMONI 1954 cit. MÁJER 1962, PASSARGE és HOFFMANN 1968, AICHINGER 1967, CSAPODY et al. 1962, MÁJER et al. 1962, MÁJER 1968, SZODFRIDT 1978). Az első teljes rendszert POGREBNJAK (1929) építette ki, erdőtípusok és termőhelyeik jellemzésére a talaj tápanyagtartalma és vízháztartása függvényében, őt követte WOROWJOW (1953), 980 erdei faj besorolásával a talajreakció és a vízgazdálkodási fok kategóriában, majd IVERSEN (1936) alkotta meg az első, tengerparti növényekre vonatkozó sőtűrési-skálát.

ELLENBERG (1950) adta ki a nevéhez fűződő mutatószám rendszer első verzióját, gyomnövények és gyepi fajok egy öt-, illetve hatlépcsős skálába történő besorolásával. A talajreakció-értékek meghatározásában WALTER (1951 cit. ZÓLYOMI 1964) és SCHÖNHAR (1952) is részt vállalt. JÄGER (1968 cit. ELLENBERG 1996) kidolgozta kontinentalitás- és oceanitás-indexét, mely MEUSEL et al. (1965, 1978, 1992) művén keresztül beépült az Európában irányadó mutatószámok közé. 1974-ben jelent meg a 7 különböző mutatóra (T-érték–hőmérséklet, L-érték–fény, K-érték–kontinentalitás, F-érték–talajnedvesség, R-érték–talajreakció, N-érték–tápanyagtartalom és S-érték–sőtűrés) átdolgozott kiadás, melyet 1991-ben egy tartalmilag jelentősen kibővült, módszertanilag többé-kevésbé változatlan követett (ELLENBERG 1974, 1991). Rendszerét számos országban átvették, kipróbálták, megszülettek a regionális átdolgozások (LANDOLT 1977, KOVÁCS J. A. 1979, LOOPSTRA és MAAREL 1984, ZARZICKY 1984, VEVLE 1985, FRANK et al. 1988, KARRER 1992, BORHIDI 1993, 1995, HILL et al. 1999). Európa-szerte készültek a különféle felhasználási módokat kipróbáló, statisztikailag tesztelő tanulmányok (vö. PERSSON 1981, TER BRAAK és GREMMEN 1987, MÖLLER 1987, MELMAN et al. 1988, BARTHA 1995, ERTSEN et al. 1998).

DIEKMANN és FALKENGREN-GRERUP (1998) teljesen új módszertannal dolgozva, tényleges mérési eredmények felhasználásával fejlesztett ki egy, a növények ammónium és nitrát preferenciáján, illetve a kétféle szerves N-forma egymáshoz való arányán és a talaj N-mineralizációs rátáján alapuló nitrogén indexet.

Magyarországon ZÓLYOMI (1964) dolgozta ki saját TWR-értékszámokon (T-érték - hőmérséklet, W-érték–talajnedvesség, R-érték–talajreakció), alapuló rendszerét, a kelet- és nyugat-európai szisztémák ismeretében, 400, elsősorban erdei faj feldolgozásával, 5 (W-érték esetében 10) fokozatú skála használatával. Munkássága azért is jelentős, mert megkísérli az egymástól független rendszerek tapasztalatainak beépítését a sajátjába, módszertanukat feldolgozza, éppúgy, mint a korábbi magyarországi erdőtipológiai vizsgálatok és a szikeseken végzett kutatások eredményeit (MAGYAR 1928, 1930). 1967-ben jelent meg rendszerének 1400 fajra kibővített változata, mely több szerző tényleges közreműködésével készült, KÁRPÁTI a ligeterdei fajokat sorolta be és a talajnedvesség-skálát egészítette ki 12 fokozatúra. BARÁTH a sztyep- és száraz gyepi fajokat, MÁTHÉ és KOVÁCS az acidofil termőhelyek fajait, JAKUCS és FEKETE a magyar flóra 200, valamilyen szempontból érdekesebb fajtát dolgozta fel ZÓLYOMI vezetése mellett (ZÓLYOMI et al. 1967). KÁRPÁTI és munkatársai pedig, a fent említett mutatók kidolgozásában való részvétel mellett, a vízi- és ártéri növények, illetve a ruderalis gyomok szünökológiai besorolását végezték el (KÁRPÁTI et al. 1968, KÁRPÁTI 1978), míg BORHIDI (1969) a *Quercus* nemzetség kritikus taxonjaira vonatkozóan közöl kiegészítéseket. A TWR-értékek használata széles körben elterjedt hazánkban, számos korabeli és későbbi tanulmány foglalkozik továbbfejlesztésükkel, statisztikai alkalmazhatóságukkal (ZÓLYOMI 1964,

1989, ZÓLYOMI és PRÉCSÉNYI 1964, PRÉCSÉNYI 1995, 1996, KÁRPÁTI 1968, 1978, ZÓLYOMI et al. 1988, BARTHA 1992, SIMON 1992, BARTHA 1995, ORBÁN 1995, STANDOVÁR 1995, BOTTA-DUKÁT és RUPRECHT 1999).

Párhuzamos rendszerként Soó (1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980) is közöl adatokat, az egyes fajokat ökológiai csoportokba sorolja, a hőmérséklet, talajnedvesség, talajreakció és nitrogéntartalom 5 fokozatú skálái alapján, melyek ELLENBERG (1950) koncepciójának első, részleges hazai adaptációjaként is felfoghatók (BORHIDI 1993). A teljes átdolgozás BORHIDI (1993, 1995) nevéhez fűződik, aki a nemzetközileg általánosan elfogadott módszer magyar viszonyokra történő alkalmazásával a hazai és külföldi vizsgálatok kompatibilitását, illetve a teljes magyar flórára történő felhasználás lehetőségét kívánta biztosítani.

Kisebbségi volumenű, de jelentős munka még BODROGKÖZY az alföldi szikesekre specializált hidro- és halo-ökológiai értékrendszere, mely egyedi módszertannal, valós mérési eredmények alapján osztályozza a fajok sótűrését a vízgazdálkodási fok függvényében, rendszere később kiegészült egy szikesedési skálával is (BODROGKÖZY in HORVÁTH et al. 1995).

Elméleti áttekintés

Egy növényfaj ökológiai igényei többé-kevésbé pontosan meghatározhatók, a meghatározás pontossága függ a faj tűrőképességétől. Minél szűkebb tűréshatárral rendelkezik az adott faj, annál könnyebben és pontosabban adható meg az ökológiai optimuma (ELLENBERG et al. 1986). Ezen összefüggések fordítottját használják ki az 1900-as évek elejétől kezdődően a gyakorlati vegetációökológiában, amikor különböző fajok jelenlétéből a termőhely tulajdonságaira következtetnek (ZÓLYOMI 1964, KARRER 1992). A növények egy bizonyos termőhelyen való előfordulásukkal (és vitalitásukkal) többé-kevésbé jól definiálható termőhelyi paramétereket jeleznek. DURWEN (1982) szerint az indikátorok jellegzetessége, hogy idő- és térbeli változatosságuk a többi módszerhez képest könnyen leírható, egyidejűleg azonban átlagon felüli információtartalommal rendelkeznek.

Az ökológiai mutatók általánosan elfogadott elve a vegetációs egységen belül az egyes növényfajok indikációs szerepén nyugszik, tehát szünökológiai körülmények között próbálja meg azokat a körülményeket (részben számszerűen) jellemezni, amelyek között egy bizonyos növényfaj a természetben, a fajok közti természetes konkurencia hatása alatt a legjobban vagy a legnagyobb tömegben tenyészik (ELLENBERG et al. 1992). Ezek a természetes körülmények kultúrában vagy laboratóriumban nem szimulálhatók, a mérési eredmények pedig gyakran félrevezetőek lehetnek (vö. niche-elmélet: ODUM 1980, BEGON et al. 1998). A különböző indexek igen értékes, összegző jellegű információkat hordoznak magukban, amelyek az ökoszisztéma rejtett, másképpen nem megfogható jellemzőire, tulajdonságaira utalhatnak. A mutatók nem egyes tényezőkre vonatkoznak, hanem a változók egy csoportjának hatását tükrözik vissza. Például a reakciószám nem egyenlő a talaj pH-jával, hanem a talaj tulajdonságainak összhatását jelzi az adott termőhelyen (KARRER 1992).

Az ismert rendszerek többsége – néhány ellenőrző kísérlet kivételével – a fajokhoz empirikus úton hozzárendelt kategóriákkal dolgozik. Ezalatt azt értjük, hogy a faj viselkedését terepi és irodalmi előfordulási adatok alapján termőhelyi gradiensekhez viszonyítva sorolták be az adott tényezőkomplexumba (= mutatószám, erdőtypus stb.).

Ha összefoglaljuk egy adott faj előfordulási adatait, pl. a megvilágítás erősségének gradiense mentén, összehasonlítjuk az egyes értékekhez tartozó példányok vitalitását és tömegességét, akkor beilleszthetjük a fajt egy pontosan definiált, egységes skála valamely fokára. (A tapasztalati skálák mért értékekhez való viszonyulását lásd később.) Az ily módon (jelentős szubjektív tartalommal) létrejött skálák földrajzi határokhoz kötődő érvényessége egy olyan pont, amely a különös figyelmet érdemel. A regionális különbségek a különböző klimatikus és pedo-geológiai adottságok következményei, a hasonló vegetációs egységek különböző florisztikai összetételében is megnyilvánulnak. Az, hogy északról dél felé haladva egy adott faj a talajreakció szempontjából változó igényeket mutat (ELLENBERG 1958, 1996). Köztudott az is, hogy a fajok másféle ökológiai viselkedésmintával rendelkeznek az areájuk belsejében és a széléin (ELLENBERG 1996). Egyéb vizsgálatok bizonyítják, hogy az indikátortulajdonságok függenek a földrajzi régiótól (ROO-ZIELINSKA és SOLON 1988). Ezek a felismerések vonták maguk után a fentebb említett regionális mutatószám rendszerek kifejlesztésének az igényét.

Alkalmazási lehetőségek

ELLENBERG (1991) által említett egyik kézenfekvő alkalmazási lehetőség az általában tereptapasztalatokra alapozott, például az erdészeti termőhely-osztályozásban bevált ökológiai csoportok revideálása (LOOPSTRA és MAAREL 1984), illetve ilyenek létrehozása a hasonló mutatószám-spektrummal rendelkező fajok besorolásával. A cönológiai felvételekben előforduló fajok mutatószámainak átlagolása is (a felmerülő kételyek ellenére) felfogható egy efféle számokkal történő rövid termőhely-értékelésnek.

Általánosan használt értékelési forma még a mutatószám spektrumok alkalmazása, különféle típusú diagrammokban megjelenítve. Ilyenek felállíthatók egyes felvételekre, egy társulást jellemző felvételek csoportjára vagy természetvédelmi célokkal, amikor egy terület védett, ritka vagy veszélyeztetett fajainak viselkedését hasonlítjuk össze nem veszélyeztetett, gyakori fajokéval egyes mutatók tükrében (ELLENBERG jun. 1985).

A mutatószám rendszerek a vegetáció változásainak nyomon követésére is használhatók egy adott terület régi és aktuális felvételeinek összevetése alapján (BÜRGER 1988 cit. ELLENBERG 1991, DURWEN 1982), vagy a nagyvárosok megváltozott ökológiai körülményeinek dokumentálására is (WITTIG és DURWEN 1982 cit. ELLENBERG 1991).

A változások dokumentálásánál érdemes figyelembe venni KARRER (1991) tanulmányát, amelyben azt vizsgálja, hogy a felvételezés körülményei és ezek változásai mennyiben befolyásolják az egyes termőhelyek tulajdonságainak leírását. Megállapítja, hogy akár csak kismértékben is eltérő felvételezési módszer vagy idő, illetve a különböző mértékű fajismeret a későbbi elemzések során szignifikáns eltéréseket mutathat, amelyek a valóságban nem létező folyamatokat írhatnak le.

Egyes fajok ökológiai viselkedéséről az ún. ökogrammok felállításával kaphatunk képet, mégpedig úgy, hogy az összes ismert, az adott fajt tartalmazó cönológiai felvétel mutatószámainak az átlagát két- vagy többdimenziós koordináta rendszerben ábrázoljuk, amelyben az „x” tengely mindig a tápanyag-ellátottságot, az „y” tengely a talajreakciót vagy a talaj víztartalmát jelenti. Az *Urtica dioica* viselkedését REIF et al. (1985) elemezte ezzel a módszerrel.

Társulásokat is elhelyezhetünk egy ilyen koordináta rendszerben, ekkor ELLENBERG (1986) tapasztalati úton ábrázolt ökogrammjához hasonló ábrát kapunk (WOHLGEMUTH

et al. 1999, ZÓLYOMI (1964) ökostruktúra-diagrammjai is hasonló elven készültek: egy társulásra vonatkozó TWR-mutatók átlagait helyezi el egy koordináta rendszerben, amelynek x tengelye az R-érték, y tengelye a W-érték, az egyes pontokon, a közös W és R számokkal rendelkező fajok arányát különböző nagyságú körökkel érzékelteti, míg a kör belsejében, kördiagram formájában a harmadik érték, a T-szám eloszlását mutatja.

Az egyes környezeti változók tér- és időbeli eloszlásának igen szemléletes megjelenítési módja a mutatószámok térképi ábrázolása. Ez történhet például meglévő cönológiai felvételek mutatószám-átlagainak nagyobb területre való interpolációjával (DEGÓRSKY 1984) vagy egy térképre helyezett, geometriai alakzatokból álló hálózat egységeire vetítve (KÖNIG 2005). A mintavételi helyek mutatószám-átlagainak pontszerű megjelenítésével találkozhatunk ENGLISH (1991) és KARRER (1992) munkáiban. Alsó-Ausztria, illetve az egész ország területére kiterjedő erdei termőhelyfeltárás során készült cönológiai felvételeket elemezték egy hosszú távú projekt első lépéseként, a fennálló állapot dokumentálása céljából. Az ELLENBERG-féle mutatószám rendszer – részben LANDOLT (1977), SOÓ (1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980) és ZÓLYOMI (1967) értékeinek átvételével – ausztriai viszonyokra átdolgozott változata és a rendelkezésre álló talajtani adatok felhasználásával rögzítették a felmért erdőállományok ökológiai viszonyait, amelyek a későbbi összehasonlításokhoz szolgálnak majd alapul.

Több olyan tanulmány készült, amelyben egy adott terület fajkészletének becslését modellezték különböző módszerrel a négy legfontosabb környezeti paraméter (talajreakció, vízgazdálkodás, tápanyagtartalom és fényviszonyok) és az ELLENBERG-féle értékek felhasználásával (DUPRÉ és DIEKMANN, 1998, HILL és CAREY 1997). DUPRÉ és DIEKMANN (1998) modellje az ökológiai paramétereket az adott élőhelyen történő egyszeri mintavétel (cönológiai felvétel) során regisztrált fajok ökológiai mutatószámai alapján jellemzi. Az így kapott „elméleti élőhelyhez” ugyancsak a mutatószámok alapján hozzárendeli az összes lehetséges előforduló fajt. A módszer tesztelése során a fajok előfordulásának előrejelzése átlagosan 70%-os, egyes fajok esetében 90%-os biztonsággal sikerült. Ezek alapján a kis ráfordítással felmérhető edényes növények előfordulása integratívan jellemzi az adott élőhelyet.

ZÓLYOMI (1964) inkább a társulások ökológiai struktúrájának leírására kívánta használni a mutatószámokat, pl. karakterfajok minőségének tesztelésére. Például a *Tilio-Fraxinetum* karakterfajaként a *Waldsteinia geoides* esetében 107, a fajt tartalmazó, de nem feltétlenül hársas-kőrises sziklaerdőből származó cönológiai felvétel átlagos T-, W- és R-értékeinek eloszlását vetette össze a társulás megfelelő értékeinek eloszlásával. Az eredmény mindhárom mutató esetében két teljesen hasonló görbe, amely igazolja az empirikus megfigyeléseket, miszerint a faj a társulás karakterfaja. Emellett azonban számos más példát is hoz, pl. szukcessziósorozatok termőhelyi változásának szemléltetésére, sőt észak-amerikai fafajok gazdasági betelepítése esetén az európai termőhelyigények megállapítására is alkalmasnak tartja az ökológiai mutatók használatát.

Az ökológiai mutatók alkalmazásának kritikái

A mutatószám rendszerek léte és szükségessége általánosan elfogadott tény az ökológiában, azonban mutatószámokkal végzett matematikai műveleteket számos – általában jogos – kritika éri (BÖCKER et al. 1983, DANCAU 1983, KOWARIK és SEIDLING 1989).

A mutatószámok helyes statisztikai alkalmazása meglehetősen matematikai és botani-

kai ismereteket kíván, ami a széleskörű alkalmazásukkal igencsak ellentétben áll. Vagyis kevés az olyan matematikus, aki kellőképpen ismeri a növényeket, és kevés az olyan botanikus, aki képes, a gyakran számítógépes programok segítségével leegyszerősített, statisztikai számítások matematikai hátterének megértésére és alkalmazhatóságuk helyes megítélésére. A kritikusok e két halmaz szűk interdiszciplináris metszetéből kerülnek ki. Többségük elismeri, hogy az idők során felgyülemlett ökológiai ismerethalmaz matematikai-statisztikai feldolgozásának kikerülhetetlen segédeszközei a különböző módszerrel létrehozott ökológiai mutatók, a figyelmet azonban olyan alkalmazási területekre irányítják, ahol nagyobb körültekintésre lenne szükség (DANCAU 1983, KARRER 1992).

Indokolt a mutatószámok alkalmazása, amennyiben az adott szituációban az ökológiai paraméterek jellemzése szükséges, de a konkrét mérések és megfigyelések valamilyen okból nem lehetségesek. Az indikáció egyértelmű előnye, hogy alkalmazása – megfelelő háttértudás birtokában – sokkal gyorsabb, egyszerűbb, olcsóbb, és a termőhely-történeti összefüggések feltárásának lehetőségét is magában hordozza, a régebbi és aktuális felvételek összehasonlítása révén. Az alkalmazhatóság határára érkezünk azonban, ha a mutatószámokat mérési eredményekként kezeljük, mivel az értékek nem metrikus skálákat alkotnak (KOWARIK és SEIDLING 1989, BÖCKER és al. 1983).

Az irodalmi példákban számtalan alkalommal találkozhatunk bizonyos egységek „átlagos mutatóival”, az ezekkel végzett matematikai-statisztikai műveletekkel, amelyek során az átlagos értékek akár mérési eredményekkel való korrelációi is bizonyítást nyertek. Ezek alapján a kutatók többsége átlagot számol, bár tudja, hogy matematikailag helytelen, a kritikusok jó része pedig kényszerűen tolerálja ezt a hozzáállást (DURWEN 1982, KOWARIK és SEIDLING 1989). MÖLLER, (1987) és ENGLISCH és KARRER (2001) alapján a számtani közép helyett a csoportmedián alkalmazása lenne matematikailag helyes. SCHÖNHAR (1952) szerint azonban a két módszer alkalmazása esetén a kapott eredmények nem sokban térnek el egymástól, viszont az átlagszámítással kapott eredmények az irodalomban fellelhetőekkel összehasonlíthatók. ELLENBERG (1991) skáláin egyértelműen nyomon követhető a skálák metrikusság irányába való továbbfejlesztése vagy legalább az azonos intervallumokra való törekvés, amelynek az egyes mutatók skálái vagy egy mutató értékei más-más élőhelyen különbözőképpen felelnek meg. Például az erdei ökoszisztémákban az N-érték egyértelműen pozitív lineáris korrelációt mutat a nitrogéntartalom mért értékeivel (GÖNNERT 1989), ezért metrikusként kezelhető, hasonlóan ELLENBERG (1991) vagy BODROGKÖZY (in HORVÁTH et al. 1995) méréseken alapuló sötürési skálájához.

Kritikus pontot jelentenek a cönológiai felvételek dominancia-értékei. Egyes vélemények szerint figyelmen kívül hagyásuk a különböző becslési módszerekből fakadó eltérések kiküszöbölése érdekében ajánlatos, és az eredményen sem változtat lényegileg (ZÓLYOMI 1964). Mások különféle szorzókat ajánlanak a súlyozáshoz (LANDOLT 1977) vagy a szorzók nélküli súlyozott átlagot részesítik előnyben (ENGLISCH és KARRER 2001). A különböző súlyozási módszerek, illetve a dominanciaviszonyok figyelmen kívül hagyása a kérdésfeltevéstől és az adott mutatótól függően mérlegelendő. A klímafüggő mutatószámok közül a kontinentalitási és a hőmérsékleti index fajspecifikus, növényföldrajzilag definiált érték, az elemzések során a súlyozás nélküli átlagát célszerű figyelembe venni (KARRER 1992). A fényigény mutatója esetében a borításértékekkel való súlyozás előnyös, mert a termőhely fényviszonyainak változása először a már jelenlévő fajok dominanciaviszonyainak eltolódását okozza a változás által előnyhöz

jutott konkurensok javára, ami csupán a prezencia/abszencia értékek alapján nem lenne kimutatható (KARRER 1992).

A statisztikai alkalmazásoktól eltekintve néhány további, a mutatószám-rendszerek természetéből fakadó nehézséggel is számolni kell. Általában nincs utalás a skálák különböző értékeihez való kötődés változatosságára, hogy a szélsőséges értékekhez sokkal nagyobb biztonsággal hozzárendelhetők a fajok, mint a köztes értékekhez, melyek gyakran indifferens és/vagy látszólag indifferens elemeket takarnak. Az egyes mutatók skálái nem függetlenek egymástól, hanem gyakran ok-okozati összefüggés állapítható meg közöttük, melyek azonban gyakran nem kellően feltártak. Végül az egyes régiókra érvényes rendszerek koncepcionális okokból átjárhatatlanok és kombinálhatatlanok.

Az egyes mutatók és átdolgozott variánsaik összevetése

A különböző országokra átdolgozott ELLENBERG (1992)-féle mutatószámok listáját az eredetivel összevetve megállapítható, hogy az azonosság meglehetősen nagy (ELLENBERG 1992, DEGÓRSKY 1984). A klímfüggő értékek esetében ez nem is meglepő, hiszen a kontinentalitási index megfelel Európa növényföldrajzi beosztásának, a hőmérsékleti mutató is a fajok teljes areája alapján definiált. A talajfüggő mutatószámok listáinak Nyugat- és Északnyugat-Európában tapasztalható hasonlósága elvileg magyarázható lenne az értékek fenntartás és ellenőrző vizsgálatok nélküli átvételével, azonban több, ténylegesen mért paraméterrel való összehasonlítás cáfolja ezt. Ilyen például az a Norvégiaián végzett meglepően szoros összefüggéseket kimutató kísérlet, amelynek során az egyes erdőtürsulások talajainak összes nitrogéntartalmát összevetették az előforduló fajok átlagos N-értékeivel (VEVLE és AASE, 1980 cit. ELLENBERG 1992). DEGÓRSKY (1984) Lengyelországban több vizsgálatot is végzett az ELLENBERG (1979) változtatás nélkül átvett értékeivel. Egyrészt nagy léptékben, az ország egészére vonatkozó, a növényzet átlagos K-értékei alapján megrajzolt kontinentalitási gradienst vetette össze a meteorológiai adatok alapján létrehozott térképpel. Másrészt egy 3,7 hektár kiterjedésű terület kisléptékű, részletes vegetáció-térképét hasonlította össze az itt előforduló növénytürsulások átlagos mutatóival. A kísérletek eredményeként megállapítást nyert, hogy a mutatószámok alapján készült ábrák szignifikáns hasonlóságot mutattak a konkrét méréseken alapulókkal, ami a kontinentalitási vizsgálat esetében az index természetéből fakadóan várható is volt, meglepetést keltett viszont a T-F-N-R-értékek esetében.

A Magyarországon területére érvényes értékek (ZÓLYOMI 1964, 1967), és a Szlovákiára kidolgozott mutatók (MICHALKO 1985 cit. ELLENBERG 1992) az Észak- és Nyugat-Európára érvényes értékektől jelentősen eltérnek (ELLENBERG 1992, KARRER 1992). ELLENBERG (1992) ezt a déli és keleti flóraelemek nagyobb jelentőségével, illetve a területek közötti nagyobb klimatikus eltéréssel magyarázza.

A tapasztalati skálák mért értékekhez való viszonya

A mutatószámok skáláinak és a ténylegesen mért értékek kapcsolatáról több tanulmány született (ELLENBERG 1992, RODENKIRCHEN 1982, DEGÓRSKY 1982). ELLENBERG (1996)

maga is hangsúlyozza, hogy amennyiben lehetséges volt, a mutatószámok felállítását az ökológiai paraméterek mérése előzte meg. A számok nem helyettesítik a méréseket, hanem részben méréseken alapszanak és heurisztikus karakterüknek megfelelően irányadó, trendekre rávilágító, illetve összefüggéseket kimutató, elemző szerepük lehet. A valós értékekkel történő összevetés mégis számos esetben korrelációt mutatott ki egy adott területen a mutatószám-átlagok és a talajparaméterek között. A talaj pH-értéke és a reakciószám összefüggéseinek vizsgálatára, a mérések egyszerűsége miatt sok esetben sor került.

DEGÓRSKY (1982) lengyelországi erdőkből egyértelmű összefüggést talált a talaj felső rétegének Ca^{2+} koncentrációja és az átlagos R-érték között.

SEIDLING ÉS ROHNER (1993) cönológiai felvételek átlagos R-értéke és különböző talajtani paraméterek, mint $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$, $\text{pH}_{(\text{KCl})}$, kicserélhető kationok koncentrációja és az $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ arány, között kerestek összefüggést. Kimutatták, másokhoz hasonlóan (KARRER, 1992), hogy a talaj pH-ja nem lineárisan, hanem logaritmikusan korrelál az átlagos R-értékkel, a korreláció pedig legfeljebb közepes mértékű. Szignifikáns lineáris összefüggést találtak azonban a talaj kation-cserekapacitása, illetve az $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ arány és az átlagos R-érték között.

A talaj tápanyag- vagy nitrogéntartalmára utaló N-érték mérési eredményeknek való megfeleltetésére is történtek kísérletek. JUNKER (1978 cit. ELLENBERG 1992) a talajban lévő nitrogén mineralizációs rátáját, illetve a szén-nitrogén arány N-értékkel való összefüggését tárta fel. VEVLE ÉS AASE (1980) igen szoros korrelációt talált norvégiai őserdők talajainak összes nitrogéntartalma és a vegetáció átlagos N-értékei között (vö. DIEKMANN ÉS FALKENGREN-GRERUP 1998).

Az összes mutató közül a talaj nedvességtartalmának mérése igényli a legtöbb időt és ráfordítást, sok esetben nem is kivitelezhető, ezért más irányú megközelítésre van szükség. JUNKER (1978) például meghatározta az egy éven belüli olyan napok számát, amikor a feltalaj szívóereje a 3 bar nyomást nem érte el. DURWEN (1982 cit. ELLENBERG 1992) egy holtágtól a dűne tetejéig tartó vegetációprofil talajvíztől való távolságát vette alapul az összehasonlításhoz. Ezek a helyettesítő-értékek kifejezetten jól korreláltak az adott társulás átlagos F-értékével. A talaj maximális víztartó képessége és a hervadási pont közötti, vagyis a növények számára rendelkezésre álló vízmennyiséget javasolja az F-számok pontosítására KUNZMANN (1989). BARCZI et al. (1996/97) a Tihanyi-félsziget, BARCZI et al. (2002) az Olaszfalu melletti Eperkés hegy gyeptársulásai, VONA ÉS PENKSZA (2004), BARCZI et al. (2004) Kunhalmok növényzetének vízigénye és a talajnedvesség között vizsgált összefüggéseket. VONA ÉS FALUSI (2005) láprétegen végzett összefüggésvizsgálatokat.

Az átlagos talajreakció-érték és az átlagos tápanyagtartalom-érték szorzata alapján ROGISTER (1978) 142 belgiumi erdőtársulás vizsgálata során hat, MÖLLER (1997) 16 Hannover környéki erdőtársulás alapján három humuszforma-típust különített el. Mindkettő az ELLENBERG (1992)-féle értékekkel dolgoztak, az eredményeikben tapasztalható különbségek kisebb módszertani eltérésekkel és a földrajzi helyzettel magyarázhatók. Mindkét kísérlet során szignifikáns összefüggést találtak az átlagos R-érték és N-érték szorzata és a humuszforma között, mely a talaj, humuszformában kifejezésre jutó biológiai aktivitásának pH-függőségével magyarázható.

A különféle rendszerek mutatóinak bemutatása és összehasonlítása

Európai viszonylatban ELLENBERG (1950, 1979, 1996) mutatószám-rendszere a klimatikus és domborzati viszonyokból valamint szintetizáló jellegéből kifolyólag abszolút domináns, skálái és szemlélete különösebb nehézség nélkül adaptálható. Jelentős eltérések csak a vele párhuzamosan a magyar viszonylatokra létrehozott, a 3 legfontosabb skálát tartalmazó (ZÓLYOMI 1964, 1967), és a Svájc területére érvényes, ELLENBERG (1974) első verziójának átalakításával keletkezett, öttagú skálákat alkalmazó (LANDOLT 1977) rendszerben tapasztalhatók. Az indifferens fajok mindhárom rendszerben, minden mutatóra külön kategóriát képeznek, értékük 0, kivéve ELLENBERG (1996), ahol a szerző x jelzést használ, jelezve, hogy ezek az értékek a statisztikai elemzésekbe nem bevonandók. ZÓLYOMI (1964, 1967) értékszámait KÁRPÁTI et al (1968) és KÁRPÁTI (1978) egészítette ki a tápanyag-ellátottságra és a talaj fizikai összetételére utaló skálákkal. BODROGKÖZY (in HORVÁTH et al. 1995) csak a sötétítésre kidolgozott skálája az összetett rendszerek megfelelő mutatóival kerül összehasonlításra. Ahol lehetséges a magyar erdőtipológiai rendszer (MÁJER 1962) adekvát kategóriáinak párhuzamba állítására is sor kerül. A fokozatok egymásnak való megfeleltetése elsősorban a hozzájuk tartozó verbális definíciók és más szerzők (ZÓLYOMI 1964, KARRER ex litt.), a besorolt fajok segítségével készített összehasonlításai alapján történt.

A következő részben a különböző mutatók általános ismertetésére és kategóriáik táblázatos formájú összehasonlítására kerül sor (melyek az irodalomjegyzék után találhatóak). Az alfejezetek szöveges része a skálák szerzői (MÁJER et al. 1962, ZÓLYOMI 1964, 1967, KÁRPÁTI et al. 1968, LANDOLT 1977, KÁRPÁTI 1978, ELLENBERG 1992, BODROGKÖZY in HORVÁTH et al. 1995) definíciói alapján készült. Az egyes mutatók általános jellemzésében az összehasonlítandó rendszerek szerzőinek véleménye többnyire egységes, az ismétlődések elkerülése érdekében ezeket a definíciókat a forrás megjelölése nélkül foglalom össze. Amennyiben a definíciók különböznek, az eltéréseket a forrás pontos megjelölésével taglalom.

Klímafüggő mutatószámok

Fényigény mutató, L-érték (Lichtzahl)

Tapasztalati értékek, amelyeket az egyes szerzők néhány mérésorozattal ellenőriztek. A skála az erdő gyepszintjében vagy meredek sziklafalak árnyékában tapasztalható fényviszonyoktól, az erdő tisztásain, erdőszegélyeken keresztül a teljes megvilágításban lévő gyepekig húzódó, relatív megvilágítási – továbbiakban „r.m.” – gradiens mentén sorolja be a növényeket a leggyakrabban elfoglalt helyük alapján (a relatív megvilágítás alatt azt a fényerősséget értjük, amelyet, teljes megvilágítást erősségét 100%-nak tekintve, az árnyékban élő növény hasznosítani tud, meghatározni a vegetációs időszakban, a teljes megvilágítás és a mintavételi helyen uralkodó fényerősség egyidőben történő mérésével lehet).

Az összehasonlításhoz Nyugat-Európára és Közép-Európa nyugati részére kidolgozott rendszerek (LANDOLT 1977, ELLENBERG 1992) állnak rendelkezésre, Kelet-Európa területére és Közép-Európa keleti felére nem jelent meg hasonló lista. ELLEN-

BERG (1992) 9 és LANDOLT (1977) 5 tagú skálája könnyen megfeleltethető egymásnak (1. táblázat). Az értékek a növények árnyéktűrésével fordítottan arányosak, tehát a besorolás sarokpontjai ELLENBERG (1992) alapján az árnyéktűrő *Oxalis acetosella*, a félárnyéknövény *Galium sylvaticum* és a kimondottan fényigényes *Arnica montana* fényvel szembeni viselkedésével jellemezhetők.

Hőmérsékleti mutató, T-érték (Temperaturzahl)

A hőmérséklet sokrétű élettani szabályozó szerepe miatt a fajok vertikális és horizontális elterjedésének egyik fő limitáló tényezője. Ezért egy faj teljes areája és azon belül magas sági övekben elfoglalt helye alapján meglehetősen pontosan lehet következtetni a hőmérséklettel, mint környezeti faktorról szembeni viselkedésére. A T-skála, ELLENBERG (1992) alapján, a hidegigényes, az arktikus és/vagy alpin (esetleg a nivális) övben elterjedt fajoktól a montán-szubmontán elemeken keresztül (pl. *Fagus sylvatica*) a kimondottan melegigényes, mediterrán jellegű fajokig terjed, amelyek Közép-Európában csak a legmelegebb helyeken tenyésznek (pl. *Ceterach officinarum*).

ELLENBERG (1992) és LANDOLT (1977) az eredeti besorolásnál a MEUSEL és SCHUBERT (in ROTHMALER 1972) -féle areabeosztást követte, amit később HAEUPLER és SCHÖNFELDER (1989) adataival egészített ki. ZÓLYOMI (1964) T-skálája 10 tagú, mely elvileg Európán kívül, a szubtrópusi és trópusi övre vonatkozó értékeket is tartalmaz leegyszerűsített formában (2. táblázat). A skála 1–7-ig terjedő része, ELLENBERG (1992)-hez hasonlóan a MEUSEL-féle (MEUSEL 1943 cit. ZÓLYOMI 1964) areatípusokon nyugszik. Alapvető különbségük, hogy ZÓLYOMI (1967) a kontinentalitás tekintetében két részre osztotta a skálát, ami az értékek melletti *k* (=kontinentális) és *a* (=atlantikus) jelekkel kerül kifejezésre, így önálló kontinentalitás indexet nem használ. Emellett a többi skála elvben globális alkalmazhatóságának megfelelően az Európán kívüli klíma-öveknek megfelelő kategóriákat is létrehoz. ELLENBERG (1992) megközelítőleg egyenlő terjedelmű egységei jól tükrözik a szerző törekvését egy „ál-metrikus” skála létrehozására, míg LANDOLT (1977) didaktikus okokból egy egyszerű, praktikus skálát javasol. ZÓLYOMI (1964) szigorúan tartja magát a növényvilág zonális klimatikus elrendeződéséhez, amely azonban egy 10 tagú skála esetén kényszerű egyszerűsítést von maga után. A három szerző a magashegységi kategóriákat a szubalpin övig meglehetősen hasonlóan ítéli meg, különbségek csak az egyes lépcsők terjedelmében vannak. A montán, kollin és síkvidéki fokozatok azonban csak helyel-közzel feleltethetők meg egymásnak, elsősorban a szerzők felfogásbeli különbségei miatt. Az erdőtipológiai rendszer klimatikusan meghatározott erdőövei meglehetősen pontossággal beilleszthetők az érték-számok rendszerébe, feltűnő az egyezés LANDOLT (1977) rendszerével, ami a kategóriák számával és gyakorlati irányultságával magyarázható.

Kontinentalitási mutató, K-érték (Kontinentalitätszahl)

A K-érték a napi és az éves hőmérsékletingadozásra és a levegő páratartalmára utal. Alacsony értékek kismértékű hőmérsékletingadozást és magas páratartalmat, magas értékek nagymértékű hőmérsékletingadozást és gyakran alacsony páratartalmat jelentenek. Az egyes kategóriák megfelelnek a JÄGER (in MEUSEL et al. 1965) által kidolgozott kontinentalitási-indexnek, ezáltal a klimatikus és növényföldrajzi alapokon nyugvó konti-

entalitási gradiensnek (3. táblázat). A skála ELLENBERG (1992) alapján az euóceáni *Carex strigosa*-tól, a gyengén szubóceáni *Lilium martagon*-on és a szubkontinentális *Carex alba*-n keresztül a kontinentális *Euonymus verrucosus*-ig terjed. Az eukonti-nentalis csoport Közép-Európa nyugati felén hiányzik, keleti felén ritka. LANDOLT (1977) és ELLENBERG (1992) skálája nagy vonalakban megegyezik, ZÓLYOMI (1964, 1967) a hőmérsékleti mutatónál tárgyalja a fajok kontinentalitását. Jelölései a két szélső és egy köztes kategóriának felfoghatók (a=atlantikus, óceáni, k=kontinentális, és a jelzés nélküli fajok), de magyarázat és finomabb tagolás híján a másik kettővel nem hasonlítható össze.

Talajfüggő mutatószámok

Talajnedvesség mutatója F- vagy W-érték (Feuchtezahl)

Az F-, illetve W-érték a növényfajok a talaj víztartalmával illetve a vízzel, mint közeggel szembeni átlagos ökológiai viselkedését tükrözi. Egységes, mért adatokkal való alátámasztása lehetetlen, a talaj különböző szintjeiben mérhető víztartalom egy vegetációs perióduson belüli és hosszabbtávú ingadozása miatt. A különböző társulások és a talaj vízgazdálkodása közötti kapcsolatot vizsgáló kutatások eredményei olyan nagy számban állnak rendelkezésre, hogy a legtöbb faj megbízhatóan hozzárendelhető valamelyik kategóriához. Mindhárom szerző skálája két részre oszlik, a szárazföldi és vízi ökoszisztémákra, a speciális, skálába nem illeszthető tulajdonságokat pedig, mint a változó vízhatás különféle módokon jelzik (4. táblázat).

A skála teresztris növényekre alkalmazható része a szárazságtűrő fajoktól (*Potentilla arenaria*), az üde termőhelyeket jelző fajokon keresztül (*Fagus sylvatica*) a kimondottan vízigényes növényekig terjed (*Alnus glutinosa*), ezeket ELLENBERG (1992) 9, LANDOLT (1977) 5, ZÓLYOMI (1967) pedig 11 fokozatban tárgyalja. Az első két szerző skálája könnyen megfeleltethető egymásnak, LANDOLT (1977) tág, egyszerűen alkalmazható kategóriákat használ, ELLENBERG (1992) megkísérel egy egyenlő fokozatokból álló skálát felállítani. ZÓLYOMI (1964, 1967) POGREBNJAK (1929) 6 egységének kibővítésével létrehozott, a másik kettőnél részletesebb skálája a középső értékekben megegyezik ELLENBERG (1992)-vel, a két extrém fokozatot azonban jobban tagolja. Itt a „0” a többivel ellentétben nem az indifferens fajokra, hanem a szélsőségesen száraz élőhelyekre utal. A vízinövényeket ELLENBERG (1992) kettéosztja vízfelszínen úszó és alámerült fajokra, LANDOLT (1977) nem sorolja őket külön csoportba, hanem egyéb jelzéseket alkalmaz, amelyek kombinációi megfelelnek a részletesebb beosztásnak. ZÓLYOMI (1967) egyben tárgyalja a vízinövényeket, és semmiféle külön jelzést nem alkalmaz. A speciális vízviszonyok tekintetében LANDOLT (1977) külön utal a mozgó (talaj)-vízre (ű), ELLENBERG (1992) az elöntésjelző fajokra (=), a változó vízhatású termőhelyeket jelző növényekre pedig mindketten (w illetve ~). ELLENBERG (1992) F10-es csoportja LANDOLT (1977) rendszerében a speciális jelzések kombinációjával írható körül, ZÓLYOMI (1967) skálájában nincs neki megfelelő fokozat, ő a szárazon töltött időszak lehetőségének figyelembe vétele nélkül sorolja be ezeket a fajokat a W9, W10 vagy W11-es csoportba.

Az erdőtípusokhoz köthető vízgazdálkodási fokok nagyjából azonosak a másik három skála kategóriáival, ZÓLYOMI (1967) egységeihez állnak a legközelebb, minden

bizonytal az azonos flóra, földrajzi környezet és szemléletmód hatására. Az erdőtipológiában azonban a teljes flóra helyett egy kisebb csoport jóval alaposabb elemzése következtében a rendszer további finomítására, köztes fokozatok bevezetésére is lehetőség nyílt.

Talajreakció mutatója, R-érték (Reaktionszahl)

Az R-érték a növényeknek a talajreakcióval szembeni, szigorúan a természetbeli konkurencia hatása alatt érvényesülő viselkedését fejezi ki. A talajreakció egy sokrétű faktor-komplexum, amelynek a kémhatás (pH) egy viszonylag egyszerűen mérhető része, minek köszönhetően az R-érték a kategóriáinak alapjául is szolgál. Az igen nagy mennyiségű rendelkezésre álló mérési adat segítségével az egyes fajok meglehetősen nagy biztonsággal besorolhatók (5. táblázat). A skála ELLENBERG (1992) alapján az erősen savanyúságjelzőktől (*Calluna vulgaris*) a mérsékelt savanyúságjelző fajokon át (*Dryopteris filix-mas*) a kimondottan mészkedvelő növényekig (*Coronilla emerus*) terjed. ELLENBERG (1992) kategóriái megközelítőleg azonos intervallumokra osztják a két extrém közötti teret, míg LANDOLT (1977) és ZÓLYOMI (1964, 1967) beosztása követi ELLENBERG (1950) és WALTER (1951) korábbi beosztását, így a három rendszer nagymértékű egyezése nem véletlen. Az erdőtipológiai kategóriák azonban nem ezekre a forrásokra támaszkodnak, hanem részben mért adatokra, részben a SOÓ és JÁVORKA (1951) ide vonatkozó ökológiai adataira, az egyezés mégis szembetűnő. Ez a hasonlóság azonban csak a skálákra vonatkozik, ha a hozzárendelt fajokat is figyelembe vesszük, akkor jelentős eltéréseket állapíthatunk meg. PICHLER és KARRER (1991) szerint meglehetősen alacsony az olyan fajok aránya, amelyek mindkét rendszerben azonos vagy közel azonos értékkel rendelkeznek, ezek általában a skálák felső felén helyet foglaló mészkedvelő, illetve mészelző növények, illetve a semleges csoport tagjai (Ellenberg 7 = Zólyomi 4 és 5; Ellenberg 8 és 9 = Zólyomi 4 és 5; Ellenberg 5 = Zólyomi 3). Jellemző különbség még a mészkedvelő növények 2-3 lépcsőfokkal feljebb, illetve lejjebb való besorolása (tehát Ellenberg 3 = Zólyomi 3; Ellenberg 9 = Zólyomi 4), ami részben talán azzal magyarázható, hogy az areájuk határán a fajok jobban kötődnek a meszes aljzathoz. A többi kategória esetében semmiféle rendszeresség nem figyelhető meg, nem alakult ki olyan fajcsoportok, amelyek azonos értékekkel rendelkeznek. A fentiek alapján megállapíthatjuk, hogy a talajreakció tekintetében a különböző régiókra kidolgozott skálák, az egyező beosztás ellenére, tartalmilag nagyon is eltérűek.

Tápanyag-ellátottsági mutató, N-érték (Stickstoffzahl, Nährstoffzahl)

Az N-érték a szárazföldi növények esetében a tápanyag- (nitrogén-) ellátottságának a kifejezője. A biztos besorolás – az extrém termőhelyeket benépesítő kivételével – igen nehéz, mivel a mezőgazdaságból és légszennyezés útján a talajba kerülő számottevő mennyiségű nitrogén termőhelyekre gyakorolt hatása pontosan nem becsülhető. Emellett az N-értékek erősen kémhatásfüggők, erősen savanyú talajokban a növények tápanyagfelvétele korlátozott, és a talaj humuszvegyületeinek C/N aránya is befolyásolja a nitrogénellátottságot. A vízi ökoszisztémákra jellemző foszfor növényekhez való viszonyáról nem áll rendelkezésre elég információ, ezért a fajok jellemzése az általános tápanyagellátottsági fok alapján történik. A skála a tápanyagszegény élőhelyek fajaitól, a mérsé-

kelt tápanyag-ellátottságú élőhelyek fajain keresztül, a kimondottan nitrogénjelző, illetve a túlzott mértékű nitrogénellátottságot jelző fajokig terjed (6. táblázat). A három skála fokozatai megfelelnek egymásnak, Kárpáti a besoroláshoz a Soó (1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980)-féle skálát veszi alapul, melyhez KÁRPÁTI et al. (1968) konkrét nitrogén határértékeket társított, praktikus agrárszemponatok figyelembe vételével. ELLENBERG (1992) és LANDOLT (1977) skálája a teljes flórára készül, konkrét adatokat a nitrogéntartalomra nem tartalmaz. A skálák különböző értelmezése miatt érdemi összehasonlításuk nem lehetséges.

Sótűrési mutató, S-érték (Salzzahl)

ELLENBERG (1992) S-értéke a tengerparti sótüdő növényeket osztályozza a talaj klorid-ion-tartalmától függően. Ez a besorolás annyiban tér el a többitől, hogy a só még az S9-es hiperszalin fajok számára sem létszükséglet, csak gyenge konkurenciális képességeik miatt szorulnak vissza a konkurenciaszegény sós élőhelyekre. A besorolás az egyes fajok méréseken alapuló só-tűrőképességét tükrözik (7. táblázat). SCHERFOSE (1987, 1990 cit. ELLENBERG 1992) állított fel egy hattagú skálát saját mérései alapján, amelyet ELLENBERGGel közösen átdolgoztak a 9 lépcsős S-értékké. Azok a fajok, amelyek soha nem fordulnak elő még gyengén sós termőhelyen sem, az „S0” kategóriát alkotják. (A 0 ebben az esetben az átlagszámításból nem hagyható ki, így a sómentes élőhelyek átlaga reális lesz.) Azok a fajok, amelyek alacsony só-tartalmat képesek elviselni, de általában sómentes talajon tenyésznek, az „S1” kategóriába kerültek (*Poa annua*). A kisebb vagy nagyobb mértékben indifferens fajok alkotják az „S2-S5” csoportot (kivételesen nem x-szel jelölve), mivel élőhelyeiken a talaj só-tartalma az időjárástól függően változhat. LANDOLT (1977) nem ad meg pontos kategóriákat, sótüreési jelet (Salzzeichen) alkalmaz (- és +) aszerint, hogy a fajok előfordulnak-e só-tartalmú talajokon. Magyarországon már a 20. század elejétől készültek szikosztályozási rendszerek (SIGMUND 1903 cit. MAGYAR 1961), melyek az alföldi kontinentális szikesek összes só és szódataralma alapján különített el szikes osztályokat. SIGMUND (1903) osztályozását MAGYAR (1930) és TURY (1952 cit. MAGYAR 1961) fejlesztette tovább. Ezek erdészeti célú osztályozások, a 7. táblázatban bemutatott rendszereknél alaposabbak, az egyes kategóriákat finomabban tagolják, különbséget tesznek a só-tartalom mennyisége és minősége szempontjából az egyes talajsintek között. A talaj vízgazdálkodási fokait is figyelembe véve, pontos mérési eredmények alapján dolgozta ki, BODROGKÖZY (1965 cit. HORVÁTH et al. 1995) hydro- és halo- ökológiai értékrendszerét, melynek leegyszerűsített változata (BODROGKÖZY in HORVÁTH et al. 1995) többé-kevésbé megfeleltethető ELLENBERG (1992) skálájának. Azonban ELLENBERG (1992) mutatói tengerparti élőhelyekre, BODROGKÖZY (in HORVÁTH et al. 1995) értékei pedig a kontinentális szikesekre vonatkoznak, így összehasonlításuk nem célravezető. LANDOLT (1977) leegyszerűsített jelölése pedig arra utal, hogy Svájc területén egyik élőhelytípus sem jellemző.

A talaj levegőzöttségének mutatója, D- és S*-érték (Dispersitätszahl)

A D-érték talaj részecskénagyságára és levegőzöttségére (főleg oxigénellátottságára) utal, az alacsonyabb értékek nagy, a magasabb értékek kis pórustérfogatú talajokat jelentenek. Ez a besorolás rokonítható a KÁRPÁTI (1978)-féle S*-értékekkel, amely a talaj

fizikai összetétele szempontjából sorolja be a magyarországi ruderalis gyom- és ártéri növényeket (a sőtűresi mutatótól való megkülönböztetés érdekében S*, az eredeti műben S). A két skála a besorolt fajok számának és tulajdonságainak megfelelően különbözik egymástól, KÁRPÁTI (1978) nem tárgyalja a sziklai és törmeléken élő fajokat, de finomabb beosztást alkalmaz a többi kategória esetében (8. táblázat). A két skála közös részén az egyes egységek jól párhuzamba állíthatók, a valós egyezés azonban a közös fajok alacsony száma miatt nem tesztelhető.

A humusztartalom mutatója, H-érték (Humuszahl)

A talajban lévő humusz élettani hatása a növényekre több szempontból is jelentős. Magas kationkicserélő képessége a tápanyagfelvételt segíti elő, bomlása során fontos tápanyagforrás, az edényes növények és a mikroorganizmusok szimbiózisa is erősen függ a humusz mennyiségétől és minőségétől, de a talaj vízháztartásában játszott szerepe sem elhanyagolható.

LANDOLT (1977) H-értékén (9. táblázat) kívül nincs még egy önálló, a humusz tulajdonságára vonatkozó mutató. REGISTER (1978) és MÖLLER (1997) végzett hasonló vizsgálatokat az (ELLENBERG 1992) átlagos talajreakció-érték és az átlagos tápanyagtartalom-érték felhasználásával. Általánosan használható a humusztartalomra vagy minőségre vonatkozó skála felállítását azonban nem tartották szükségesnek.

Irodalom

- AICHINGER E. 1967: Pflanzen als forstliche Standortsanzeiger. Öst. Agrarverlag Wien.
- BARTHA D. 1992: A magyarországi dendroflóra tagjainak florisztikai, cönológiai, ökológiai és természetvédelmi mutatói. Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények 38–39: 13–32.
- BARTHA D. 1995: Ökológiai és természetvédelmi mutatószámok alkalmazása a vegetáció értékelésében. Tilia 1: 170–184.
- BEGON M. E., HARPER J. L., TOWNSEND C. R. 1998: Ökologie. Spektrum Akad. Verlag Heidelberg Berlin.
- BARCZI A., PENKSZA K., CZINKOTA I., NÉRÁTH M. 1996/97: A study of connections between certain phytocological indicators and soil characteristics in the case of Tihany peninsula. Acta. Bot. Sci. Hung. 40: 3–21.
- BARCZI A., VONA M., BAUER N. 2002: Talaj-növény kapcsolatok az olaszfalui Eperkés-hegyen. Botan. Közlem. 89: 33–48.
- BARCZI A., SÜMEGI P., JOÓ K. 2003: Adatok a Hortobágy paleoökológiai rekonstrukciójához a Csípő-halom talajtani és malakológiai vizsgálata alapján. Földtani Közlemények 131: 421–431.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004: Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. Agrokémia és Talajtan 53: 3–16.
- BODROGKÖZY Gy. 1965: Ecology of the halophytic vegetation of the Pannonicum II. Correlation between alkali „szik” plant communities and genetic soil classification in the Northern Hortobágy. Acta Bot. Hung. 11: 1–51.
- BORHIDI A. 1969: Adatok a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* fajcsoport) és a molyhos tölgy (*Quercus pubescens* fajcsoport) kistípusainak ökológiai-cönológiai magatartásához. Bot. Közlem. 56: 155–158.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. JPTE Növénytan Tsz., Pécs, 94 pp
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. Acta Bot. Hung. 39: 97–181.
- BORHIDI A., CSETE S., CSIKY J., KEVEY B., MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 1995: Talaj és természetes növényzet. Bioindikáció és természetesség a növénytársulásokban. In VIRÁGH K., KUN A. (szerk.): Vegetáció és dinamizmus. MTA-ÖBKI, Vácrátót, pp. 159–194.

- BOTTA-DUKÁT Z., RUPRECHT E. 1999-2000: Using concentration analysis for operating with indicator values: effect of grouping species. *Acta Bot. Hung.* 42: 55–63.
- BÖCKER R., KOWARIK I., BORNKAMM R. 1983: Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. *Verh. Ges. Ökol.* 11: 35–56.
- BÜRGER R. 1988: Veränderungen der Bodenvegetation in Wald- und Forstgesellschaften des mittleren und südlichen Schwarzwaldes. Projekt Europ. Forschungszentr. Massnahmen der Luftreinhaltung (Kernforschungszentrum Karlsruhe) 52: 1–163.
- CSAPODY I., HORÁNSZKY A., SIMON T., PÓCS T., SZODFRIDT I., TALLÓS P. 1962: Die ökologischen Artengruppen der Wälder Ungarns. *Acta Agr. Hung.* 12: 209–232.
- DANZAU B. 1983: Erfahrungen bei der Anwendung der Feuchtezahlen zur Beurteilung des Bodenwasserhaushaltes. *Verh. Ges. Ökol.* 11: 67–70.
- DEGÓRSKY M. 1982: Usefulness of Ellenberg bioindicators in characteristic plant communities and forest habitats on the basis of data from the range Grabowy in Kampinos Forest. *Ekol. Pol. (Warsaw)* 30: 453–477.
- DEGÓRSKY M. 1984: Determination of the continentality degree in Poland by climatological and bioindicative method. *Przeg. Geogr. (Warsaw)* 56: 54–73.
- DIEKMANN M., FALKENGREN-GRERUP U. 1998: A new species index for forest vascular plants: development of functional indices based on mineralization rates of various forms of soil nitrogen. *Journ. of Ecology* 86: 269–283.
- DUPREÉ C., DIEKMANN M. 1999: Prediction of occurrence of vascular plants in deciduous forests in South Sweden by means of Ellenberg indicator values. *Journ. of Appl. Veg. Sci.* 1: 139–150.
- DURWEN K.-J. 1982: Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -Planung mit Hilfe der EDV. *Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster* 5: 1–138.
- DUVIGNEAUD P. 1946: La variabilité des associations végétales. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 78: 107–134.
- DZWONKO Z. 2001: Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journ. of Appl. Ecol.* 38: 942–951.
- ELLENBERG H. 1950: Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. (Lw. Pflanzensoz. 1.). Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1952: Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. (Lw. Pflanzensoz. 2.). Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1958: Bodenreaktion (einschließlich Kalkfrage). In: MICHAEL, G. (red.) *Handbuch der Pflanzenphysiologie*, Band 4: Die mineralische Ernährung der Pflanze. Springer, Berlin, pp. 638–708.
- ELLENBERG H. 1974: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9: 1–97.
- ELLENBERG H. 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. *Scripta Geobotanica* 14: 1–122.
- ELLENBERG H. 1996: Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht., 5. stark veränd. u. verb. Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J. (eds.) 1986: *Ökosystemforschung, Ergebnisse des Sollingprojekts 1966–1986*. Ulmer, Stuttgart, 507 pp.
- ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULIBEN D. 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- ELLENBERG H. JUN. 1985: Veränderungen der Gefäßpflanzenflora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 136: 19–39.
- ENGLISCH M., KARRER G., WAGNER H. 1991: Bericht über dem Zustand des Waldbodens in Niederösterreich. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien und Amt d. Niederöst. Landesreg, Wien, 110 pp.
- ENGLISCH T., KARRER G. 2001: Zeigerwertsysteme in der Vegetationsanalyse Anwendbarkeit, Nutzen und Probleme in Österreich. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. (Hannover)* 13: 83–102.
- ERTSEN A. C. D., ALKEMADE J. R. M., WASSEN M. J. 1998: Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecol.* 135: 113–124.
- FRANK D., KLOTZ S., WESTHUS W. 1988: Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wissenschaftliche Beiträge d. Martin Luther Univ. Halle-Wittenberg* 60: 1–103.
- GÖNNERT T. 1989: Ökologische Bedingungen verschiedener Laubwaldgesellschaften des Nordwestdeutschen Tieflandes. *Diss. Botanicae* 136: 224
- HAEUPLER H., SCHÖNFELDER P. (Hrsg.) 1989: *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland*. Ulmer, Stuttgart.
- HIL M. O., CAREY P. D. 1997: Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *Journ. of Veg. Sci.* 8: 579–586.

- HILL M. O., MOUNTFORD J. O., ROY D. B., BUNCE R. G. H. 1999: Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Vol. 2. Technical Annex, Huntingdon, Inst. of Terr. Ecol.
- HORVÁTH F., DOBOLYI K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. 1995: Flóra adatbázis 1.2. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- IVERSEN J. 1936: Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der Vegetationsforschung. Kopenhagen.
- JÄGER E. 1968: Die pflanzengeographische Ozeanitätsgliederung der Holarctis und die Ozeanitätsbindung der Pflanzenareale. Feddes Repert. 79: 157–335.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1993: Az eltűnő sokféleség. Scientia, Budapest.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., BORBÉLY GY. 1968: Magyarországon elterjedtebb ruderalis gyomnövények synökológiai besorolása. Keszth. Agr. Főisk. Közl. 10: 1–40.
- KÁRPÁTI I. 1978: Magyarországi vizek és ártéri szintek növényfajainak ökológiai besorolása. Keszth. Agr. Egy. Közl. 20: 1–62.
- KARRER G. 1992: Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. Mitt. d. FBVA Wien, 168: 193–242.
- KOVÁCS J. A. 1979: Indicatorii biologici, ecologici si economici ai florei pajistilor. Minist. Agricult. si Ind. Aliment., Bucuresti.
- KOVÁCS M. 1969: Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften als Anzeiger des Bodenstickstoffs. Acta Bot. Hung. 15: 101–118.
- KOWARIK I., SEIDLING W. 1989: Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg. Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. Landschaft u. Stadt 21: 132–143.
- KÖNIG P. 2005: Floren- und Landschaftswandel von Greifswald und Umgebung. Weissdorn Verlag, Jena.
- KUNZMANN O. 1989: Der ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten. Diss. Botanicae 134: 254.
- LANDOLT E. 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. d. Geobot. Inst. d. ETH, Stiftung Rübel (Zürich) Heft 64: 1–208.
- LOOPSTRA I. L., VAN DER MAAREL E. 1984: Toetsing van de ecologische sortengroepen in de Nederlandse flora aan het system van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bosen Landschapsbouw „DeDorschkamp” Wageningen. Rapport 381: 1–143.
- MAGYAR P. 1928: Beiträge zu den pflanzensoziologischen und geobotanischen Verhältnissen der Hortobágy-Steppe. Erd. Kísérl. 30: 210–225.
- MAGYAR P. 1930: Növényökológiai vizsgálatok szikes talajon. Erd. Kísérl. 32: 75–118.
- MAGYAR P. 1961: Alföldfásítás. II. kötet - Alkalmazott rész. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MÁJER A. (szerk.) 1962: Erdő- és termőhelytipológiai útmutató. Orsz. Erd. Főig. Budapest, Budapest.
- MÁJER A. (szerk.) 1968: Magyarország erdőtársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MÁTHÉ I. 1940: Magyarország növényzetének flóraelemei. Acta Geobot. Hung. 3: 116–147.
- MÁTHÉ I. 1941: Magyarország növényzetének flóraelemei II. Acta Geobot. Hung. 4: 85–108.
- MELMAN T. C. P., CLAUSMAN P. H. M. A., DE HAES U. 1988: The testing of three indicator systems for trophic state in grasslands. Vegetatio 75: 143–152.
- MEUSEL H., JÄGER E., RAUSCHERT S., WEINERT E. 1965, 1978, 1992: Vergleichende Chorologie der zentral-europäischen Flora I–III. G. Fischer Verlag Jena.
- MICHALKO J. 1985: Kritische Bemerkungen zur ökologischen Bewertung der euhemeroben Waldbestände im Kalkgebiet des Gebirges Kleine Karpaten. Folia Geobot. et Phytotax. 20: 313–317.
- MÖLLER H. 1997: Reaktions- und Stickstoffzahlen nach Ellenberg als Indikatoren für die Humusform in terrestrischen Waldökosystemen im raum Hannover. Tuexenia 17: 349–365.
- MÖLLER H. 1987: Wege zur Ansprache der aktuellen Bodenazidität auf der Basis der Reaktionszahlen von Ellenberg ohne arithmetisches Mitteln dieser Werte. Tuexenia 7: 499–505.
- ODUM E. P. 1980: Grundlagen der Ökologie in 2 Bänden. Thieme Verlag, Stuttgart.
- ORBÁN S. 1995: Mohák szerepe az erdei társulásokban, társulások értékelése mohafldrájuk alapján. - Tilia 1: 185–198.
- PASSARGE H., HOFFMANN G. 1968: Zur soziologischen Gliederung nordmitteleuropäischer Hainbuchenwälder. Feddes Repert. 78: 1–13.
- PERSSON, S. 1981: Ecological indicator values as an aid in the interpretation of ordination diagrams. Journ. of Ecol. 69: 71–84.
- PICHLER, F. KARRER G. 1991: Comparison of different ecological indicator value systems. In: HORVÁTH F. (ed.): Poster Abstracts, 34. IAVS Symposium, Eger, Hungary, pp. 102–104.
- PODANI J. 2001: SYN-TAX 2000. Computer Programs for Data Analysis in Ecology and Systematics. User's Manual. Scientia, Budapest.

- POGREBNAK P. S. 1929–1930: Über die Methodik von Standortsuntersuchungen in Verbindung mit Waldtypen. Verh. Int. Congr. Forstl. Versuchsanstalten Stockholm.
- PRÉCSÉNYI I. 1995: A homoki szukcesszió sorozat tagjai és a W indikátor számok közötti kapcsolat. Bot. Közl. 82: 59–66.
- PRÉCSÉNYI I. 1996: Az ökológiai értékszámok statisztikai feldolgozása. Bot. Közl. 83: 155–157.
- RAMENSKIJ L. G. 1930: Zur Methodik der vergleichenden Bearbeitung und Ordnung von pflanzenlisten und anderen Objekten, die durch mehrere verschiedenartig wirkende Faktoren bestimmt werden. Beitr. Biol. Pflanzen 18: 269–304.
- REIF A., TECKELMANN M., SCHULZE E.-D. 1985: Die Standortamplitude der Grossen Brennessel (*Urtica dioica* L.) eine Auswertung vegetationskundlicher Aufnahmen auf der Grundlage Ellenberg'schen Zeigerwerte. Flora 176: 365–382.
- RODENKIRCHEN H. 1982: Wirkungen von Meliorationsmassnahmen auf die Bodenvegetation eines ehemals Streugennutzten Kiefernstandortes in der Oberpfalz. Forstl. Forschungsber. (München) 53: 1–178.
- ROGISTER J. E. 1978: De ekologiske mR- en mN-waarden van den kriudlaag en de humuskwaliteit van bosplantengezelschappen. Station Rech. Eaux et Forêts Groenendaal-Hoeilaart (Belg.), Trav. A 20 III.
- ROLOFF A. 1989: Pflanzen als Bioindikatoren für Umweltbelastungen. 1. Prinzipien der Bioindikation und Beispiel Waldbodenvegetation. Forstarchiv 60: 184–188.
- ROO-ZIELINSKA E., SOLON J. 1988: Phytosociological typology and bioindicator values of plant communities, as exemplified by meadows in the Nida valley. Doc. Phytosoc., N.S. 11: 543–554.
- ROTHMALER, W. (Bgrd.) 1972: Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Gefäßpflanzen. Volk und Wissen, Berlin.
- SCAMONI A. 1954: Waldgesellschaften und Waldstandorte. 2., erweiterte Auflage. Akademie-Verlag, Berlin.
- SCHERFOSE V. 1990: Salz-Zeigerwerte von Gefäßpflanzen der Salzmarschen Tiderörichte und Salzwassertümpel an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Jahresber. Nieders. Landesamt Wasser u. Abfall 39: 31–82.
- SCHÖNHAR S. 1952: Untersuchungen über die Korrelation zwischen der floristischen Zusammensetzung der Vegetation und der Bodenazidität sowie anderen chemischen Bodenfaktoren. Mitt. d. Ver. f. Forstl. Standortskart. II. 2.
- SCHÖNHAR S. 1954: Die Bodenvegetation als Standortsweser. Allg. Forst- und Jagdztg. 125: 259–265.
- SEIDLING W., ROHNER M. S. 1993: Zusammenhänge zwischen Reaktions-Zeigerwerten und bodenchemischen Parametern am Beispiel von Waldbodenvegetation. Phytocoenologia 23: 301–317.
- SIGMOND E. 1903: A szikes talajokban előforduló káros sók és a növényzet viszonyáról. Köztelek 13. p. 1493.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok virágos növények. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soó R. 1964–1980: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I–VI. Akadémiai Kiadó Budapest.
- Soó R., JÁVORKA S. 1951: A magyar növényvilág kézikönyve I–II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1120 pp.
- STANDOVÁR T. 1995: Növényzeti minták klasszifikációja. - Tilia 1: 145–157.
- SZODFRIDT I. 1978: Standortstypen der Waldgesellschaften in Ungarn. Acta Bot. Hung. 24: 139–165.
- SZODFRIDT I. 1981: Further data on the water regime in beach forest types. Acta Bot. Hung. 27: 215–222.
- SZODFRIDT I. 1993: Erdészeti Termőhelyismerettan Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- TER BRAAK C. F. J., GREMMEN N. J. M. 1987: Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. Vegetatio 69: 79–87.
- TER BRAAK C. F. J., SMILAUER P. 1998: CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows (version 4) Microcomputer Power. - Ithaca, NY, USA.
- TURY E. 1952: A meszes és meszes-szódás szikes talajok fásítási kérdései. Erdészeti Tudományos Intézet Évkönyve, pp. 90–108.
- VEVLE O., AASE K. 1980: On the use of ecological factor numbers in Norwegian forest communities. In: BAADSVIK K. (ed.) Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll. Univ. Trondheim, Trondheim, pp. 178–201.
- VEVLE O. 1985: Ökologiske faktorer for norske karplantar. Utarbeidd på grunnlag av „Zeigerwerte der Gefäßpflanze Mitteleuropas“ (Ellenberg 1979). Telemark Distrikthøgskole, Bo.
- VONA M., FALUSI E. 2005: Examination of the soil-plant relations on the Galgahévíz peaty meadow, effects of nature conservation measures on the vegetation TRANSPORT OF WATER, CHEMICALS and ENERGY in the SOIL, PLANT, ATMOSPHERE SYSTEM pp. 580–588.
- VONA M., PENKSZA K. 2004: A szentesi Kántor-halom vegetációjának változása és ennek összefüggése a talaj vízháztartásával. Tájökológiai Lapok 2: 341–348.

- WALTER H. 1951: Die Grundlagen der Pflanzenverbreitung I. Standortslehre. Einführung in der Phytologie III/I. Ulmer, Stuttgart.
- WITTIG R., DURWEN K.-J. 1982: Ecological indicator value-spectra of spontaneous urban floras. In: BORNKAMM R., LEE, J. A., SEAWARD, M. (eds.): Urban ecology. Blackwell, London, pp. 23–31.
- WOHLGEMUTH T., SCHÜTZ M., KELLER W., WILDI O. 1999: Errechnete Ökogramme für Schweizer Wälder. Bot. Helv. 109: 169–191.
- WOROWJOW V. 1953: A Szovjetunió európai részének erdőfűpusai. Kijev.
- ZARZICKY K. 1984: Indicator values of vascular plants in Poland. Inst. Bot. Polska Akad. Nauk., Krakow.
- ZÓLYOMI B. 1989: Indirekte Methode zur Feststellung des ökologischen Optimums und der ökologischen Amplitude von Pflanzenarten. Flora 183: 349–357.
- ZÓLYOMI B., PRÉCSÉNYI I. 1964: Methode zur ökologischen Charakterisierung der Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standorte. Acta Bot. Hung. 10: 377–416.
- ZÓLYOMI B., BARÁTH Z., FEKETE G., JAKUCS P., KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., KOVÁCS M., MÁTÉ, I. 1967: Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. Fragm. Bot. Mus. Hist. Nat. Hung. 4: 101–142.
- ZÓLYOMI B., PRÉCSÉNYI I., BODNÁR T., VADKERTI E. 1988: Az ökológiai értékszámok mintázatának változása szukcesszió alatt. Bot. Közl. 74–75: 101–109.

VERGLEICHENDE ANALYSE DER IN EUROPA GEBRAUCHTEN ZEIGERWERTSYSTEME

A. KIRÁLY

Westungarische Universität,
Institut für Botanik und Standortkunde
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky Str. 4.
E-mail: kiraly.angela@emk.nyme.hu

Stichwörter: ökologische Zeigerwerte, biologische Indikation, regionale Gültigkeit, Standortparameter, Vergleich der Skalen

Zusammenfassung: Das allgemein gültige Prinzip der ökologischen Zeigerwerte beruht sich auf die Indikatorrolle einzelner Pflanzenarten innerhalb einer Vegetationseinheit. Ökologische Zeigerwerte können also als ein Versuch betrachtet werden, während dessen diejenige Umstände, unter denen eine bestimmte Pflanzenart, unter natürlichen Konkurrenzverhältnissen am besten gedeiht, beschrieben werden. Diese Systeme operieren – mit Ausnahme weniger Kontrollversuche – mit empirisch zugeordneten Kategorien. Darunter wird verstanden, dass das Verhalten einer Art anhand Literaturangaben und Geländeerfahrungen in einem gegebenen Faktorenkomplex eingereiht wird. Die Zeigerwertsysteme sind als eine spezielle Methode der ökologischen Indikation zu betrachten, bei der aber nicht die einzelnen Zeigerarten, sondern der für den gegebenen Standort charakteristische Pflanzenbestand herangezogen wird. Die regionalen Unterschiede, als Folgen der klimatischen und pedo-geologischen Gegebenheiten äußern sich auch in der verschiedenen floristischen Zusammensetzung einander entsprechenden Vegetationseinheiten. Wodurch sie auch in den Zeigerwerten der verschiedenen Regionen zur Geltung kommen. Die einzelnen Systeme sind, ihrer Regionalität, den verschiedenen thematischen und methodischen Gegebenheiten entsprechend, voneinander unabhängig ausgearbeitet worden. Der vielfältige Gebrauch der Zeigerwertsysteme wird oft auch kritisiert. Schwierigkeiten werden in erster Linie durch die korrekte statistische Bearbeitung der Werte der ordinalen Skalen bereitet. Daneben muss auch mit der Problematik der Zeigerwertsysteme in sich gerechnet werden, wie z. B. die Bindung der Arten zu den einzelnen Werten der Skalen, die Probleme der indifferenten Arten oder die Abhängigkeit der einzelnen Skalen voneinander. Das von ELLENBERG (1950) ausgearbeitete System wurde von LANDOLT (1977) für das Gebiet der Schweiz modifiziert. ZÓLYOMI (1974, 1967) erarbeitete sein System, teilweise unter Gebrauch der Ellenberg'schen Skalen, für den östlichen Teil Europas. In dieser Studie wurden die Kategorien der oben genannten Skalen ergänzt mit der ungarischen forstlichen Standorteinteilung (MAJER 1967), anhand Literaturangaben verglichen.

I. táblázat A fényigény-mutató (L-érték) kategóriáinak összehasonlítása LANDOLT (1977) és ELLENBERG (1992) alapján.

Tabelle 1. Vergleich der Kategorien der Lichtzahl anhand LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992)

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>
1. Kimondottan árnytűrő fajok (mélyárnyéknövények), még 1% relatív megvilágítás (r.m.) alatt is előfordulnak, de csak ritkán 30% felett.	1. A legárnyékosabb élőhelyek (legfeljebb 3% relatív megvilágítás) fajai. Félárnyékban és teljes megvilágításban csak konkurenciaszegény helyeken, kimondottan árnytűrők.
2. 1 és 3 között	
3. Árnytűrő fajok (árnyéknövények), általában 5% alatti r.m.-t igényelnek, de esetenként világosabb helyeken is előfordulnak	2. Árnyékos helyek fajai, 10 és 3% relatív megvilágítás között, igen ritkán 3% alatt, árnyéktűrők.
4. 3 és 5 között	
5. Félárnyéknövények, csak kivételesen teljes, de általában 10% feletti megvilágításban.	3. Félárnyékos helyek fajai (10% relatív megvilágítás alatt általában nem), teljes megvilágításban ritkán fordulnak elő.
6. 5 és 7 között	
7. Mérsékelt árnytűrő fajok (félnapfénynövények), általában teljes megvilágításban, de árnyékban 30% feletti r.m. mellett még előfordulnak.	4. Teljes megvilágításban élő fajok, de időnként kismértékű árnyékolást elviselnek, napfénynövények.
8. Fényigényes fajok, csak kivételesen fordulnak elő 40% r.m. alatt (napfénynövények).	
9. Kimondottan fényigényes fajok, csak teljes megvilágításban, 50% r. m. alatt sohasem.	
	5. Teljes megvilágításban élő fajok, árnyékolást egyáltalán nem tűrnek, teljes napfénynövények.

2. táblázat A hőmérsékleti mutató (T-érték) illetve a klimatikus erdőövek kategóriáinak összevetése MÁJER (1962), ZÓLYOMI (1964, 1967), LANDOLT (1977) és ELLENBERG (1992) alapján.

Table 2. Vergleich der Kategorien der Temperaturzahl anhand ZÓLYOMI (1964, 1967), LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992), bzw. der klimatischen Waldgürtel anhand MÁJER (1962).

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>	<i>Zólyomi (1964, 1967)</i>	<i>Májér (1962)</i>
1. Hidegigényes fajok, csak magashegységekben, az alpin és a nivális övben.	1. Az alpin öv fajai, magashegységi és arktikus növények.	1. A tundra- illetve a nivális, szubnivális, alpin öv (hideg sivatag) növényei.	—
2. 1 és 3 között, alpin fajok.			
3. Hidegtűrő fajok, többnyire a szubalpin övben.	2. A szubalpin öv fajai, hegyvidéki és boreális növények.	2. Az erdős tundra- illetve a szubalpin öv növényei.	1. Lucfenyves öv
4. 3 és 5 között, többnyire montán fajok.		3. A tajga- illetve a montán - szubalpin öv növényei.	
	5. Mérsékelt hőigényű fajok, a kollintól a montán régióig, többnyire a szubmontán övben.	3. A montán öv fajai (gyakran a kollintól a szubalpin övig), többnyire általánosan elterjedt növények.	4. A tő- és lomblevelű elegyes erdő (,,keleti tengerpart, monszun keverterdő, hideg kontinentális sztyep"), illetve a montán öv fajai.
5. Mérsékelt hőigényű fajok, a kollintól a montán régióig, többnyire a szubmontán övben.		3. A montán öv fajai (gyakran a kollintól a szubalpin övig), többnyire általánosan elterjedt növények.	5. A lombterelő (szubkontinentális-atlantikus); mérsékelt kontinentális fél-sivatag, sztyep – illetve a szubmontán öv fajai.
	4. Tölgyes öv		

2. táblázat folytatása
Contd Tabelle 2.

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>	<i>Zólyomi (1964, 1967)</i>	<i>Májner (1962)</i>
6. 5 és 7 között, planicien, kollin fajok.	4. A kollin öv fjai. Napos, meleg élőhelyeken magasabban is előfordulnak, Közép-Európa alacsony régióinak általánosan elterjedt növényei.	6. A szubmediterrán lombos erdő; meleg sztyep – illetve a kollin öv növényei.	4. Tölgyes öv 5. Erdős-sztyepp öv (Erdős-sztyepp öv)
7. Melegigényes fajok, Közép-Európa északi részén csak a viszonylag meleg síksági élőhelyeken.			
8. 7 és 9 között, többnyire szubmediterrán súlypontú fajok.			
	Csak a legmelegebb élőhelyeken előforduló növények, előfordulási súlypontjuk Dél-Európa.		
9. Kimondottan meleg-igényes fajok, a Mediterráneumból, csak a szélsőségesen meleg termőhelyekre húzódnak fel.		7. A mediterrán, atlantikus örökzöld erdők, monszunerdők fjai.	
		8. A mediterrán – kontinentális meleg sztyepek és félsivatagok fjai.	
–	–	9. A trópusi forró szavanna és sivatag növényei.	–
–	–	10. A szubaequatoriális erdők, illetve az aequatoriális őserdők növényei.	–

3. táblázat A kontinentalitási mutató (K-érték) kategóriáinak összehasonlítása
 LANDOLT (1977) és ELLENBERG (1992) alapján.
 Tabelle 3. Vergleich der Kategorien der Kontinentalitätszahl anhand LANDOLT (1977)
 und ELLENBERG (1992).

<i>Ellenberg (1991)</i>	<i>Landolt (1977)</i>
1. Euóceáni, kevés közép-európai előfordulással.	1. Óceáni éghajlatú területek fajai, ahol enyhe tél és a levegő magas páratartalma jellemző. Az alacsony T-értékkel rendelkező fajok fagyérzékenyek, a magas T-értékkel rendelkező fajok hosszú hótakarót igényelnek. A terület legnyugatabbi részén, a Nyugati-Alpok déli előterében, illetve speciális élőhelyeken, pl. fellápokban.
2. Óceáni, nyugati súlyponttal (beleértve Közép-Európa nyugati felét is).	
3. 2 és 4 között, Közép-Európa nagy részén elterjedt.	2. A szubóceáni éghajlatú területek fajai. A késői fagyokat és a szélsőséges hőmérsékletet nem viselik el, kontinentális éghajlatú területeken nem vagy csak a lokálisan kedvező adottságokkal rendelkező élőhelyeken fordulnak elő.
4. Szubóceáni, közép-európai súlyponttal, Kelet-Európába is átnyúló.	
5. Intermedier (a gyengén szubóceánitól a gyengén szubkontinentálisig).	3. A kontinentális éghajlatú területek kivételével majdnem mindenhol előforduló fajok.
6. Szubkontinentális, Közép-Európa keleti és Kelet-Európa nyugati részén súlypontos.	4. A viszonylag kontinentális éghajlatú területek fajai. Nagymértékű hőmérsékletingadozást, alacsony téli hőmérsékletet és a levegő alacsony páratartalmát elviselő fajok, hosszú ideig tartó hótakarót kerülnek. Többnyire a kontinentális és csapadékszegény területeken elterjedt fajok, egyébként csak szélsőségesen exponált élőhelyeken.
7. 6 és 8 között.	
8. Kontinentális, Kelet-Európából csak néhány helyen nyúlik át Közép-Európába.	5. Kizárólag kontinentális éghajlatú területeken élő fajok, többnyire szélnek és napfénynek kitett élőhelyeken. A területen csak a legkontinentálisabb részeken.
9. Eukontinentális, Közép-Európa nyugati felében hiányzik, keleti felében ritka.	

4. táblázat A talajnedvesség mutatója (F- vagy W-érték) kategóriái, illetve a vízgazdálkodási fokok összehasonlítása MÁJER (1962), ZÓLYOMI (1964) LANDOLT (1977) és ELLENBERG (1992) alapján

Tabelle 4. Vergleich der Kategorien der Feuchtezahl anhand ZÓLYOMI (1964, 1967), LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992), bzw. der Stufen des Wasserhaushalt anhand MÁJER (1962)

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>	<i>Zólyomi (1964, 1967)</i>	<i>Májer (1962)</i>
1. Szélsőségesen szárazságtűrők.	1. Szélsőségesen száraz – igen száraz talajok fajai, kimondott szárazságjelzők.	1. Szélsőségesen száraz talajokon.	1. Szélsőségesen száraz – hiperxerofil 1 – 2 között
2. 1 és 3 között.		2. Igen száraz talajokon.	2. Igen száraz – ultraxerofil
		3. Száraz talajokon.	2 – 3 között
			3. Száraz - xerofil
3. Szárazságtűrők, alkalmanként üde talajokon is előfordulnak, nedves élőhelyekről hiányoznak.	2. Száraz talajok fajai. Igen száraz és vizes talajokon nem élnek, nedves talajokon nem versenyképesek. Mérsékelt szárazságjelzők.	4. Mérsékelt száraz élőhelyeknek megfelelő.	4. Félszáraz – szubxerofil
4. 3 és 5 között.		5. Mérsékelt üde élőhelyeknek megfelelő.	
5. Üde termőhelyet jelző, nedves és gyakran kiszáradó élőhelyekről hiányzó fajok.	3. Félszáraztól a félnedves talajokig, tág tűrésű fajok. Száraz és vizes talajokon nem élnek, közepes vízviszonyok jelzői.	6. Üde élőhelyeknek megfelelő.	5. Üde – mezofil
6. 5 és 7 között.			
7. Nedvességigényes fajok.	4. Félnedves és nedves talajok fajai. Alkalmanként vizes talajokon is, száraz talajokon nem élnek, nedvességjelzők.	7. Mérsékelt nedves élőhelyeknek megfelelő.	5 – 6 között
8. 7 és 9 között.		8. Nedves élőhelyeknek megfelelő.	6. Félnedves – szubhigrofil
			7. Nedves – higrofil

4. táblázat folytatása
Contd. Tabelle 4.

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>	<i>Zólyomi (1964, 1967)</i>	<i>Májner (1962)</i>
9. Vízigényes fajok, többnyire vízzel átitatott (levegőtelen) talajokon.	5. Vizes, vízzel átitatott talajok fajai; Üde és száraz talajokon nem élnek, vizes élőhelyeket jelzők.	9. Nedves-vizes élőhelyeknek megfelelő.	7 – 8 között
		10. Vizes élőhelyeknek megfelelő	8. Vizes - ultrahigrofil
		11. Igen vizes élőhelyeknek megfelelő.	
10. Változó vízállást jelző fajok, hosszabb ideig kiszáradó termőhelyek vízínövényei.	6. 4wi vagy 5wi jelzéssel: változó vízhatású talajokon vízben álló növények.	—	—
11. Vízínövények: víz alatt gyökerező vízfelszínen úszó vagy a vízből kiemelkedő fajok.	7. 5i jelzéssel: vizes talajokon, állandóan vízben álló növények; 5s vagy 5v jelzéssel: vízben úszó vagy lebegő növények	12. Vízínövények.	Erdőkre nem értelmezhető kategóriák
12. Alámerült vízínövények.	8. 5u jelzéssel: alámerült vízínövények.		

5. táblázat A talajreakció mutatója (R-érték), illetve a talaj kémhatása alapján elkülönített erdőtípusok kategóriáinak összehasonlítása MÁJER (1962), ZÓLYOMI (1964, 1967) ZÓLYOMI LANDOLT (1977) és ELLENBERG (1992) alapján.

Tabelle 5. Vergleich der Kategorien der Reaktionszahl anhand ZÓLYOMI (1964, 1967), LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992), bzw. der aufgrund der Bodenreaktion getrennten Waldtypen anhand MÁJER (1962).

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>	<i>Zólyomi (1964, 1967)</i>	<i>Májér (1962)</i>
1. Erősen savanyúság-jelzők, már gyengén savanyú talajokon sem fordulnak elő.	1. Igen savanyú talajokon (pH 3 – 4,5) élő fajok, semleges vagy meszes talajokon nem fordulnak elő. Kimondott savanyúságjelzők	1. Erősen savanyú talajokon előforduló fajok.	1. Mészkerülő, acidofil; pH < 5,5
2. 1 és 3 között.	2. Savanyú talajokon (pH 3,5–5,5) élő fajok, semleges vagy meszes talajokon alig fordulnak elő. Savanyúság-jelzők.		
3. Savanyúság-jelzők, súlypontosan savanyú, kivételesen semleges talajokon is.	3. Enyhén savanyú talajokon (pH 4,5–7,5) élő fajok, igen savanyú talajokon soha, semleges vagy meszes talajokon alkalmanként előfordulnak. Savanyúság-jelzők.	2. Gyengén savanyú talajokon előforduló fajok.	2. Inkább mészkérülő, acidoklin; pH: 5,5 – 6,6
4. 3 és 5 között.			
5. Mérsékelt savanyúságjelzők, erősen savanyú, semleges és meszes talajon ritkán.	4. Bázisokban gazdag talajokon (pH 5,5–8) élő fajok, igen savanyú talajokon nem fordulnak elő. Inkább mészkedvelő fajok.	3. Semleges talajokon előforduló fajok.	3. Semleges, neutrális: pH; 6,6 – 7,4
6. 5 és 7 között.			

5. táblázat folytatása
Contd. Tabelle 5.

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>	<i>Zólyomi (1964, 1967)</i>	<i>Májer (1962)</i>
7. Gyengén savanyú-gyengén bázikus termőhelyet jelző fajok, erősen savanyú talajokon sose.	5. Csak bázisokban gazdag talajokon (pH > 6,5) élő fajok, savanyú talajokon nem fordulnak elő. Mészjelzők.	4. Enyhén meszes talajokon előforduló fajok.	1. Mészkerülő, acidofil; pH < 5,5
8. 7 és 9 között, többnyire mészjelzők.		5. Meszes, bázikus talajokon előforduló fajok.	2. Inkább mészkerülő, acidoklin; pH: 5,5 – 6,6
9. Mészjelzők, ki-zárólag mészben gazdag talajokon.			3. Semleges, neutrális; pH; 6,6 – 7,4
			4. Inkább mészkedvelő, bazoklin; pH: 7,4 – 8,5
			5. Mészkedvelő, bazofil; pH: > 8,5

6. táblázat A tápanyag-ellátottsági mutató (N-érték) kategóriáinak összehasonlítása
LANDOLT (1977), KÁRPÁTI (1978) és ELLENBERG (1992) alapján.

Tabelle 6. Vergleich der Kategorien der Stickstoffzahl anhand LANDOLT (1977),
KÁRPÁTI (1978) und ELLENBERG(1992).

<i>Ellenberg (1992)</i>	<i>Landolt (1977)</i>	<i>Kárpáti (1978)</i>
1. Szélsőségesen nitrogénszegény termőhelyet jelzők.	1. Tápanyagban nagyon szegény talajok jelzőfajai, tápanyagban gazdagabb talajokon nem fordulnak elő.	1. Trágyázatlan, N-ben szegény termőhelyen élő növények. < 100 mg N/100 g talaj.
2. 1 és 3 között.	2. Tápanyagban szegény talajok jelzőfajai, közepes vagy jó tápanyag-ellátottságú talajokon nem fordulnak elő vagy nem versenyképesek.	2. Inkább N-ben szegény, alig trágyázott talajon élő növények. 100–200 mg N/100 g talaj.
3. Nitrogénszegény termőhelyeken gyakrabban, mint a közepes nitrogén-ellátottságú helyeken.		
4. 3 és 5 között.		
5. Közepes nitrogén-ellátottságot jelző fajok.	3. A közepes tápanyag-ellátottságú talajokon élő fajok. A tápanyagban nagyon szegény és nagyon gazdag talajokon nem fordulnak elő.	3. Közepes N-igényű fajok. 200–300 mg N/100 g talaj.
6. 5 és 7 között.	4. Jó tápanyag-ellátottságú talajokon, tápanyagban szegény talajokon alig fordulnak elő. Tápanyagjelzők.	4. Inkább N-ben gazdag, jól trágyázott talajon élő növények. 300–400 mg N/100 g talaj.
7. Nitrogénben gazdag termőhelyeken gyakrabban, mint a mérsékelt nitrogénellátottságú helyeken.		
8. Kimondottan nitrogénjelzők.		
9. Túlzott mértékű nitrogén-felhalmozódást jelző fajok (szennyezésjelzők, állattartó telepek fajai).	5. Tápanyagban, főleg nitrogénben igen gazdag talajok, tápanyagban szegény talajokon nem fordulnak elő. Túltrágyázott élőhelyek jelzői, vizekben szennyezésjelzők.	5. Csak N-ben gazdag, túltrágyázott termőhelyeken élő fajok. > 400 mg N/100 g talaj.

7. táblázat A sótűrési mutató (S-érték) kategóriáinak összehasonlítása LANDOLT (1977), ELLENBERG (1992) és BODROGKÖZY (in HORVÁTH et al. 1995) alapján.
 Tabelle 7. Vergleich der Kategorien der Salinität anhand LANDOLT (1977), ELLENBERG (1992) und BODROGKÖZY (in HORVÁTH et al. 1995).

<i>Ellenberg (1991)</i>	<i>Bodrogközy (1995)</i>	<i>Landolt (1977)</i>
1. Nem sótűrők.		– Nem sótűrők.
2. Sótűrők, de általában sószegény vagy sómentes talajokon, alkalmanként azonban alacsony sótartalmú talajokon is megtalálhatók (0–0,1% Cl-).	1. Összes só mennyisége az A-szintben kevesebb, mint 0,1% a B-szintben eléri a 0,1%-ot, a kicserélhető kationok SNa-értéke 1, 3, illetve 3,2%.	+ Sótűrők
3. Oligohalin fajok (0,05–0,3% Cl-).	2. Összes só mennyisége az A-szintben > 0,1%; a B-szintben > 0,4%, a kicserélhető kationok SNa-értéke 16, illetve 28%.	
4. -mezohalin fajok (0,3-0,5% Cl-).	3. Összes só mennyisége az A-szintben > 0,2%; a kicserélhető kationok SNa-értéke 25, illetve 45%.	
5. / -mezohalin fajok (0,5-0,7% Cl-).		
6. -mezohalin fajok (0,7-0,9% Cl-).	4. A talaj gyökérszónájában az összes só mennyisége 0,4% körüli, a kicserélhető kationok SNa-értéke magasabb, mint 25, ill. 45%.	
7. /mezohalin/polyhalin fajok (0,9–1,2% Cl-).	5. A talaj összes só tartalma a felszíni zónában 0,3%, az akkumulációs szintben 0,8–1%, a kicserélhető kationok SNa-értéke 70, illetve 90%.	
8. Polyhalin fajok (1,2-1,6% Cl-).		
9. Euhalin fajok (1,6-2,3% Cl-).		
10. Hypersalin fajok (>2,3% Cl-).		

8. táblázat A talaj levegőzöttségének mutatója D- és S*-érték kategóriáinak összehasonlítása LANDOLT (1977) és KÁRPÁTI (1978) alapján.
 Tabelle 8. Vergleich der Kategorien des Durchlüftungsgrades anhand LANDOLT (1977) und KÁRPÁTI (1978).

<i>Landolt (1977) D-értékek</i>	<i>Kárpáti (1978) S*-értékek</i>
1. Sziklás helyeken, falakon élő fajok.	–
2. Durva törmeléken, kőgörgöttegeken vagy kavicsos ($\varnothing > 2$ mm) élő fajok.	
3. Nagyon jól levegőzött, magas váztartalmú- vagy homoktalajokon ($\varnothing = 0,05\text{--}2$ mm) élő fajok.	1. Homoktalajon élő növények, a talaj leiszapolható része 0–25%.
4. Alacsony váztartalmú, többnyire finom homok-iszapos szövetű, \pm jól levegőzött talajokon ($\varnothing = 0,002\text{--}0,05$ mm) élő fajok.	2. Homokos vályog talajon élő növények, a talaj leiszapolható része 26–30%.
5. Vízet át nem eresztő, levegőtlen (gyakran oxigénhiányos), nagyon finom agyagos szövetű- ($\varnothing < 0,002$ mm) vagy tőzegtalajokon élő fajok.	3. Vályog talajon élő növények, a talaj leiszapolható része 30–60%. 4. Agyagos-vályog talajon élő növények, a talaj leiszapolható része 60–70%. 5. Agyagtalajon élő növények, a talaj leiszapolható része 70–90%.

9. táblázat A talaj humusztartalmának mutatója (H-érték) LANDOLT (1977) alapján.
 Tabelle 9. Humusgehalt des Bodens anhand LANDOLT(1977).

LANDOLT(1977) H-értékei
1. Nyers, humuszmentes talajokon élő fajok, e termőhelyek indikátorai.
2. Alacsony humusztartalmú ásványi talajokon élő fajok, tőzegen és moder humuszon nem fordulnak elő. Ásványi talajok indikátorai.
3. Közepes (többnyire mull) humusztartalmú talajokon élő fajok, ritkán nyers- és tőzegtalajokon is.
4. Magas humusztartalmú talajokon élő fajok, amik gyökereikkel az ásványi talajrétegbe is behatolnak.
5. Csak a humuszos talajrétegben gyökerező fajok, nyershumusz- vagy tőzegjelzők.

