

TUDOMÁNYTERÜLETI ÁTTEKINTÉSEK

TERMÉSZETES ÉLETKÖZÖSSÉGEK, NÖVÉNYPOPULÁCIÓK VÁLASZA A KLÍMAVÁLTOZÁSRA*

FEKETE GÁBOR és MOLNÁR EDIT

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

Elfogadva: 2005. október 24.

Kulcsszavak: áreahatár eltolódás, fahatár eltolódás, adventív fajok terjedése, szénmérleg, klíma modellek

Összefoglalás: A klímaváltozás hatása tükröződik a növényfajok populációinak válaszaiban, és nyomon követhető a társulásokban, ökoszisztémákban bekövetkező változások révén is. A klíma megváltozásának tulajdonítható pl. a növényfajok egyedszámbeli növekedése, áreahatáruk megváltozása, a virágzás előbbre tolódása, a fahatár fel-, illetve eltolódása, a társulásokban egyes életformák felszaporodása, a funkcionális típusokbeli arány eltolódása. Globális szinten fontos jellemző a teresztris bioszféra szenciklusának alakulása. Az emberi tevékenység (pl. földhasználat változás, légkörszennyezés) döntő tényező a változások felerősítésében.

Bevezetés

Mára már igazolt tényé vált, hogy az emberi (ipari, gazdálkodási, kereskedelmi stb.) tevékenység hatására megnövekedett – és növekszik – a légkörben a gázok (elsősorban a hőszugárzást jól abszorbeáló széndioxid) mennyisége. A klíma változására (mint pl. a hőmérséklet emelkedése, a csapadékeloszlási mintázat megváltozása, az aszályok és áradások gyakoribbá válása, a tengerszint emelkedése) az élővilág is reagál, faji szinten pl. fiziológiai-, fenológiai jellemzők, elterjedési határ megváltoztatásával, társulás szinten pl. vegetációtípusok eloszlásának, fajösszetételének megváltozásával (MCCARTY 2001). A globális klímaváltozással foglalkozó munkák száma igen tekintélyes, az 1990-es évektől rohamosan növekvő. Az alábbi áttekintés a főbb jelenségeket bemutató válogatás, a növényi populációkra és társulásokra, illetve a természetes ökoszisztémákra korlátozódik, és nem tárgyalja pl. az emelkedett széndioxid élettani hatását.

Faji- és populációsintű válaszok: elterjedés, életszűk

Az Antarktiszon mindössze két őshonos virágos növény a *Colobanthus quitensis* és egy sėdbűza-faj, a *Deschampsia antarctica* ismeretes. Létezésüket a 0 °C feletti napok száma határozza meg. A *Deschampsia antarctica* egyedszáma egy szigeten 500 egyed-

* A VAHAVA project keretében készített tanulmány

ről 12000 egyedre nőtt, mivel nőtt a kicsírázott magvak száma és a csíranövények túlélési aránya (SMITH 1994). Sok fajnál figyeltek meg a sarkok felé, illetve nagyobb magasságok irányába történő elmozdulást, áreahatár-változást (HUGHES 2000). Észak-Amerikában sok gyomfaj, így a *Pueraria lobata*, *Lonicera japonica* észak felé történő terjedéséről ad számot SASEK és STRAIN (1990). Alpesi területeken sok eset ismert, amikor az erdőzóna, a felső fahatár felfelé tolódott (KIMBALL és WEIHRAUCH 2000, KULLMAN 2002). De az erdők a prérít is meghódítják, pl. Kansasban, ahol egy 46 éves periódusban (1939–1985) készített légi fényképekkel kimutatták az erdők kiterjedésének mintegy 50%-os növekedését. Alaposabb vizsgálat – történeti dokumentumok felkutatása révén – egy ennél nagyobb, legalább 1859-től tartó erdő kiterjedésbeli növekedést állapított meg; amely az erdőterületnek már csaknem 100%-os növekedését igazolta (KNIGHT et al. 1994). Az Egyesült Államok pacifikus északnyugati régiójában (Horse Ridge Research Natural Area, középső Oregon) az erdőborítás 59%-os növekedését írták le a történeti adatok felhasználásával (KNAPP és SOULE 1998). Ezek a megfigyelések jó összhangban vannak azokkal a dolgozatokkal, amelyek a fafajok növekedési rátájának gyorsulásáról adnak hírt. Európában az erdeifenyő, a lucfenyő és a bükk került a vizsgálatok előterébe. Meglepő, de az adatok azt mutatják, hogy az utóbbi 50 esztendőben fatömegük általában 50%-kal, magasságuk mintegy 10%-kal nőtt egész Európában és a boreális zóna déli részén (HUNTER és SCHUCK 2002).

Az Alpok 30 hegycsúcsának fajgazdagságát a kilencvenes években vizsgálva PAULI és mtsai (1996) megállapították, hogy azok 70%-án nőtt a fajgazdagság az új kolonizációk következtében.

Nemcsak a virágos növények válaszáiról van tudomásunk. Hollandia középső részén harminc éve folyik a zuzmók monitorozása. Meglepő módon, újabban a melegkedvelő zuzmó-fajok (*Candelaria concolor*, *Lecidella flavosorediata*, *Punctelia borrieri*, *Flavoparmelia soredians*) kiterjedése növekszik, egyre nagyobb felületeket borítanak. Ismerve e fajok ökológiai igényeit, távolról sem a légszennyezés indikációjáról van szó, annál is inkább, mivel ugyanitt azok a zuzmók, amelyek boreo-montán vagy arktikus-alpin elterjedésűek, visszaszorulnak (HERK et al. 2002, APTROOT és VAN HERK 2003). A visszahúzódás, eltűnés jelensége hazánkban is észlelhető pl. a hasonló elterjedésű mohafajoknál, valamint az is, hogy több, déli (mediterrán, szubtrópusi) elterjedésű mohafaj települt be az utóbbi évtizedekben és terjedt szét Magyarországon (PÓCS 2005).

Ilyen és hasonló tapasztalatok alapján beszélnek a „klímaváltozás globálisan koherens ujjielenyomatáról”, a klímaváltozás hatásáról (pl. WALTHER et al. 2002), amely a természeti rendszerek egész sorát érinti. A megfigyelések összecsengenek, és egymást erősítik. A Nature hasábjain, pl. nemrég jelent meg egy tanulmány (PARMESAN és YOHE 2003), amely 1700 növény- és állatfaj térbeli viselkedése alapján igazolva látja azokat a jósálatokat, amelyek a klímaváltozás ténye mellett kardoskodó meteorológusoktól származnak. Ezek szerint a vizsgált fajok áreahatárai évtizedenként 6,1 km-es eltolódást mutatnak a pólusok felé. A legkülönbözőbb élőlények fenológiája szerintük 2,3 nappal előre tolódott (PARMESAN és YOHE 2003). Érdemes a részletekre is kitérni: 677 élőlény (lepke, madarak, növények, békák) reakcióit figyelték, ezeknek 62%-a mutatott pozitív választ a tavasz korábbra tolódására. A vegetációs periódus Európában – a korábbi rügyfakadás és a későbbi lombhullás miatt – átlagosan csaknem 11 nappal meghosszabbodott az 1960-as évektől (MENZEL és FABIAN 1999). A nemzetközi irodalomba egy magyar példa is bevonult annak köszönhetően, hogy az akác virágzását hazánkban 1851 óta

figyelik. Az eltelt 150 év alatt a virágzás kezdete jó pár nappal előbbre tolódott. Ez a változás szignifikáns kapcsolatban van a tavasz átlagos hőmérsékletével (WALKOVSKY 1998).

Rá kell még mutatni arra, hogy sok gyom és kórokozó rendelkezik – rövid generációs ideje és klímaérzékenysége miatt – azzal a képességgel, hogy akár azonnal kihasználja azokat a lehetőségeket, amelyeket a klímaváltozás teremt meg.

Az elterjedési jelenségek egy másik nagy csoportja a termofil jövevényfajok megjelenése és elterjedése. Sok növényfaj jön itt számításba, hiszen az adventív fajok megtelepedése, sőt sokszor invazív fellépése világjelenség, ami nem mellesleg igen nagy kártételekkel jár (MOONEY és HOBBS 2000). Az adventív fajok megtelepedésének értékelésénél óvatosságra van szükség. Egyrészt nemcsak melegkedvelő fajok „ütik fel a fejüket”. Másrészt számolni kell azzal is, hogy a földhasználat, illetve a bolygatás elősegíti olyan fajok felszaporodását is, amelyeket a természetes vegetáció mindaddig kontrollálni tudott. Alábbiakban csak az újonnan megjelent termofil fajokkal foglalkozunk és csak a hazaiakkal.

A nyolcvanas-kilencvenes években több új adventív növény honosodott meg. Ezek közül hat mediterrán eredetű: az *Ammi majus*, egy buvákfü (*Bupleurum lancifolium*), egy imola faj (*Centaurea diluta*), a hasindító kutyatej (*Euphorbia lathyris*), egy iglice faj (*Ononis alopecuroides*), egy hüvelyes kacskaring faj (*Scorpiurus muricatus*), egy szubmediterrán disznóparéj (*Amaranthus bouchonii*), egy trópusi amerikai- (*Datura innoxia*) és egy indiai maszlag faj (*Datura metel*) (SOLYMOSI 1992). Megjelent nálunk és terjed a világ gazdaságilag egyik legveszedelmesebb gyomnövénye, a trópusi-szubtrópusi mandulapalka (*Cyperus esculentus*) (DANCSA és FISCHL 2000), továbbá egy termofil aggófü (*Senecio inequidens*). Úgy vélik, ezek megjelenése az utóbbi évtizedek enyhe telével magyarázható. Magyarországon is súlyos inváziós fajjá vált a meleg Távol-Keletről eredetileg dísznövényként termesztett, de elvadult japánkeserűfű (*Fallopia japonica*) és különösen a hibrid ártéri japánkeserűfű (*Fallopia x bohémica*), amely vízfolyásaink mentén éppen napjainkban válik egy mindent kipusztító veszedelmes gyomná (BALOGH 2001). A klimatikus viszonyok figyelembevételével a japán keserűfű európai elterjedésére forgatókönyvek (szcenáriók) készültek. Ezek szerint 5 szélességi fokkal északabbra tolódik a faj elterjedési határa. Ugyanakkor, mint az országos gyomfelmérések adataiból is kiderül, a korábban megtelepedett, melegkedvelő gyomfajok (pl. *Ambrosia artemisiifolia*, *Asclepias syriaca*, *Datura stramonium*, *Sorghum halapense* stb.) is rohamosan terjednek (SZŐKE 2001). De néhány ismert melegkedvelő díszfa és cserje is kiszökik a kertekből, és terjedőfélben van. Ilyen a tűztövis (*Pyracantha coccinea*), a júdásfa (*Cercis siliquastrum*), a törökmogyoró (*Corylus colurna*), a szivarfa (*Catalpa bignonioides*), a papíreperfa (*Broussonetia papyrifera*), a puszpáng (*Buxus sempervirens*), a babérmeggy (*Laurocerasus officinalis*) (ÚDVARDY 2003).

A botanikai jelenségek sorából meg kell említenünk még azt is, hogy bizonyos életformák gyakoribbá válhatnak a vegetációban. Az insubriai Alpokban, Tessin (Ticino) Kantonban (Dél-Svájc) mutatták ki, hogy az ottani bükkösökben idegen, keleti eredetű babérlevelű örökzöldek jelennek meg és szaporodnak el (KLÖTZLI et al. 1996). Ezt a jelenséget KLÖTZLI a mérsékelt lombhullató erdők *laurofillizációjának* nevezte el. KLÖTZLI (1988) és KLÖTZLI et al. (1996) a meleg-mérsékelt szubtrópusi fajok invázióját a globális klímaváltozás indikátoraként interpretálta. Hasonló jelenségről számol be

WALTHER (2002) is e régió más erdőtüpusaiban, ahol nemcsak az idegen, hanem az őshonos örökzöldek borítása is megnövekedett az utóbbi 30 év alatt. Magyarországon a laurofillizáció helyett a *lianizáció* és a *terofitáció* jelensége figyelhető meg. BORHIDI ATTILA és munkatársai írták le mindkettőt. A lianizációt a mecseki száraz molyhos tölgyesekben figyelték meg. Az ötvenes-hatvanas évekhez képest ezen erdők cserjeszintjében néhány kúszó faj: a pirítógyökér (*Tamus communis*), a borostyán (*Hedera helix*) és a jerikói lonc (*Lonicera caprifolium*) borítása egy nagyságrenddel nagyobb lett és méretük (magasságuk) a cserjeszintben is megnőtt. A terofitáció, azaz a természetes, korábban is jelenlévő egyévesek jelentős mérvű felszaporodása az évelők rovására, pedig a Villányi-hegység sziklagyepjeiben következett be (BORHIDI et al. 1999). A Sas-hegy sziklagyepjeinek csaknem 25 évvel későbbi állandó kvadrátos újrafelvételezése kapcsán hasonló megállapításra jutottak PODANI és mtsai (2005).

Az időjárási szélsőségek (pl. egymást követő aszályos évek) gyakoriságának növekedése lehetővé teszi a klimatikus hatások rövidebb távú észlelését. E hatások különösen szélsőséges termőhelyen erősödnek fel. Ilyen, egymást követő aszályos évek által a Duna-Tisza közti arid régió homokpusztagyepjei szerkezetében előidézett jelentős változásokról számolnak be KOVÁCSNÉ LÁNG és mtsai (2005) a különböző életformák, funkciós csoportok, a domináns fűfajok (*Festuca vaginata*, *Stipa borysthena*) eltérő szárazság toleranciájából adódó fajátrendeződések nyomonkövetésével.

A hazai kutatásoknál maradva, azoknak egy különleges fajtája a terepmegfigyelésen alapuló indirekt következtetési módszer. A klimatológiában földrajzi analógiának nevezik, a vegetációtanban – főleg a vegetációdinamikában – pedig tér-idő megfeleltetésnek (space for time substitution). Alkalmazását egy konkrét példán mutatjuk be. Az évelő nyílt homokpusztagyep egyik legértékesebb és bennszülött fajokban gazdag növénytársulásunk. Szép állományai ismertek a Kisalföldről is, de fő előfordulási területe a Nagyalföld meszes homokja. Tüzetesebben megvizsgálva, a kisalföldi állományok borítása nagyobb, de számos tulajdonságuk eltér a Duna-Tisza-közi állományokétól. Az Alföld belseje felé, a klíma szárazodásával az állományok fajszámában is és strukturálisan is szegényednek. E gyepek Gönyű–Csévharaszt–Fülöpháza transzszekt mentén fekvő állományainak jelenleg detektálható összetételbeli és strukturális különbségei alapján KOVÁCSNÉ LÁNG EDIT és munkatársai prognózist készítettek a rövid távon bekövetkező kisléptékű, regionális klímaváltozásnak a vizsgált sajátosságokra vonatkozó várható hatásaira. A vizsgált transzszekt mentén, annak két végpontja között a jelenlegi klimatikus különbség a térségben 20–30 év alatt bekövetkező klímaváltozásnak (elsősorban szárazodásnak) feleltethető meg (KOVÁCS-LÁNG et al. 1998).

Társulás- és ökoszisztéma szintű válaszok

Fontos kérdés, hogy a globális változások hogyan befolyásolják a szárazföldi bioszféra szenciklusát. Ha a kibocsátott és az elnyelt CO₂-ot tekintjük, jelenleg a szárazföldi bioszféra durván egyensúlyban van, illetve inkább még elnyelő. Úgy becsülik, hogy évente 1,6 milliárd tonna (1,6 gigatonna) a kibocsátása (a természetes talajlégzés, a földhasználat-változás stb. miatt), ezzel szemben 2,1 gigatonna szenet nyel el (elsősorban új erdők telepítése miatt, WALKER et al. 1999).

A természetes szénforgalom megzavarásában a legnagyobb hatású a földhasználat-változás, amely jól jellemezhető az ún. „land-cover” változással. Hosszú ideig még ez lesz az elsődleges ok, mivel becslések szerint a Föld lakossága évtizedenként mintegy egy milliárd fővel gyarapszik majd. Ennek következménye az, hogy a természetes ökoszisztémák átalakulnak agroökoszisztémákká, elsősorban Afrikában és Ázsiában. Gondoljunk, pl. a trópusi erdők kiirtása után létrejött hatalmas olajpálma-ültetvényekre, a mangroveerdők helyén létrehozott ráktenyésztő farmokra. Emellett pedig a már mezőgazdasági termelésbe bevont, de még extenzív használatú földeken intenzívvé teszik a termelést. Mindkét mozzanat szénvesztéssel jár. A természetes vegetáció eltávolításával a talajból nagy mennyiségű szén szabadul fel. A földhasználat-változással kb. 1,1 milliárd tonna szén kerül az atmoszférába, ráadásul ebbe a mennyiségbe már beleszámították az újonnan telepített erdők által felveendő szén mennyiségét. Az új, intenzív mezőgazdasági rendszerek létesítésüktől fogva folyamatosan kevesebb CO₂-t fognak lekötöni, mint az előzőleg helyükön működő természetes rendszerek (WALKER et al. 1999).

A növekvő CO₂-koncentráció – rövid időtartamban és laboratóriumi körülmények között – megnöveli a növények asszimilációját. Ezt a jelenséget nevezik CO₂-trágyázásnak. Ennek alapján sokáig azt hittük, hogy a növényvilág széndioxid-feltevő képessége korlátlan. Rájöttek azonban, hogy ezeket a laboratóriumi értékeket nem lehet extrapolálni, az egész ökoszisztémára felszorozni, mivel a szerveződés szintjein – már a populáció szintjén is – számos interakció, interveniáló folyamat lép fel. Ez a szupraindividuális szabályozás (KÖRNER 1993). Általános tapasztalat, hogy minél magasabb a szerveződés szintje, másrészt pedig minél hosszabb a megfigyelés időtartama, annál kiegyenlítettebb a válasz az emelkedett CO₂-re, de annak hatása is egyre kisebb. Levél szinten, megkétszerezett széndioxid-ellátásnál, pl. a fotoszintézis intenzitása 50%-al is nőhet, de a növényegyed szintjén a növekedés már csupán csak 20%-os. Egy szabadon nőtt növényegyed biomassa gyarapodásához képest a növényállomány biomassa gyarapodása jóval szerényebb, mivel azt a kompetíció, az árnyékolás stb. csökkenti. Ezért vezettek be olyan fogalmakat az NPP (net primary production) után, mint a NEP (net ecosystem production). Ez utóbbi fogalom jól becsüli a termelést egy ökoszisztéma egy állományában, de ott sem hosszú időre. Hosszabb időtartamon és táji kiterjedésben olyan táji folyamatok, mint a tűz, erősen kontrollálja a produkciót. Ebben a térléptékben már ugyanannak az életközösségnek idős és fiatal állományai is megtalálhatóak. Ez utóbbiak CO₂-felvétele jóval erőteljesebb. A táj mozaikos tulajdonságának figyelembevételére, az ilyen jelenségek átlagolására vezették be az NBP-t (net biome production) (SCHULZE és HEIMANN 1998). Mindezeket jól dokumentálja egy kanadai vizsgálat. 1981 és 1991 között a boreális erdőzónában a felmelegedés miatt meghosszabbodott a növekedési szezon. Emiatt nőtt a szénfelvétel (azaz úgy vélik, hogy ezek az erdők elnyelők és nem kibocsátók), bár nagy különbségek voltak kis területen belül is. A pionír rezgőnyár pl. hétszer akkora intenzitással fotoszintetizált, mint egyes fenyők (BALDOCCHI et al. 1997). A kontinentális skálájú becslések, amelyek száz évre mennek vissza és az ezalatt bekövetkező diszturbanciát is figyelembe veszik, már azt mutatják, hogy az NBP közelít a nullához. A tapasztalat az, hogy nem lehet átugrani a laboratóriumi és a globális jelenségek közötti több szintet.

Eddig a CO₂-mérleget egymagában elemeztük. Ez azonban általában nem kielégítő. Magas földrajzi szélességeken azt találták, hogy a növekvő hőmérséklet és a vegetációs

időszak hosszabbodása növeli a talaj szervesanyag lebomlását és ez növekvő CO₂-kibocsátáshoz vezet. Ennek rögtön ellene hat, hogy a nagyobb tápanyagkínálat meg stimulálja az NPP-t. Ebből is kiderül, hogy az ökoszisztémában egyszerre több és interaktív folyamat zajlik. Ismerjük konkrét vizsgálatok eredményét az alaskai és a szibériai tundrában, ahol némely területen 3 °C felmelegedés történt. Kiderült, hogy ez a rendszer (a tundra) szén-elnyelőből szén-kibocsátóvá vált. Mi ennek a közelebbi oka? A szén-asszimiláció, a megnövekedett széndioxid-koncentrációra azonnal reagál ugyan, de a CO₂ koncentráció növekedtével egyre lassulóbb mértékben. A hőmérséklet indirekt módon hat. Ismert, hogy a dekompozíció és a szén felszabadulása a hőmérsékletnek exponenciális függvénye. Ezért úgy vélik, hogy a teresztris bioszféra szén-elnyelő kapacitását a növekvő hőmérséklet limitálni fogja az elkövetkező néhány évtizedben (WARDLE 2002).

A klímaváltozás hatását a biómok uralkodó erdőtársulásaira egyesek hasonló folyamatként képzelik el, mint amilyen a jégkor utáni beerdősödés volt (BAZZAZ 1998). Az Egyesült Államok északkeleti részén például úgy gondolják, hogy – hasonlóan a posztglaciális beerdősödéshez –, a fajok délről északra nyomulnak fel. Feltételezik, hogy lesz elég idő a migráció- és a szukcesszió folyamatához. A szukcesszió érett fázisát képviselő fajok elpusztulnak, mivel a megváltozott klímát már nem tolerálják. Helyükön nyiladék képződik, amit egy déli eredetű, a pionír fázist képviselő, új faj tölt be. Később ezt váltja fel egy délebbi, már érett fázist képviselő faj. Ehhez a folyamathoz azonban évszázadok kellene. Ha azonban a klímaváltozás felgyorsul, nem lesz idő arra, hogy a normális szukcesszió végbemenjen, és ahhoz sem, hogy a természetes szelekcióval lokálisan adaptált genotípusok jöjjenek létre. Különbéféle inkongruenciákkal számolhatunk (BAZZAZ 1998). Az új klímában még sokáig a régi talajok jelentik az új erdők szubsztrátumát. A talajképződés ugyanis lassú folyamat. A hosszú életű, igényes, késő szukcesszionális fajok adaptációjához kevés lesz az idő, és a viszonylag rövid életű, fiziológiailag toleránsabb, opportunistá korai szukcesszionális fajoké lesz a jövő. A helyzet az adventív, idegen fajoknak is kedvezni fog (MACK in BAZZAZ 1998). Hegyvidéken biómhatárok elmozdulását mutatta ki PEÑUELES és BOADA (2003) Spanyolország északi részén. 800–1400 m között 50 év alatt a hideg, mérsékelt klímajellegű társulásokat (bükkös, csarabos) felváltották a mediterrán jellegű magyal tölgyesek, s a korábbi, hidegtűrő társulások a magasabb régiók felé tolódtak.

Ilyen léptékű változások esetén tulajdonképpen nem is fajokban, hanem funkcionális típusokban (a fajok azon csoportjai, amelyek az ökoszisztéma folyamatokra hasonló hatással vannak) kellene gondolkodni (LAVOREL et al. 1997, SANDRA és MARCELO 1997, WOODWARD 1987, WOODWARD és KELLY 1997, PRENTICE et al. 1992). Ilyen funkcionális típus alapja lehet – a növényállomány szintjén – valamilyen fiziológiai, morfológiai tulajdonság, vagy egy fajnak a szukcesszió menetében betöltött helye. Hiszen tudjuk, hogy vannak mozgékony, gyorsan terjedő pionír fajok vagy éppen kevés, de nagy termést hozó, a szukcesszió érett fázisához kötött fajok. A jelenlegi közösségben néhány funkcionális típus mortalitása megnövekszik, így adva helyet új funkcionális típusoknak.

Az állomány szinten használható funkcionális típusok mellett intenzíven kutatják a táji szinten releváns (NOBLE és GITAY 1996, DENSLOW 1997, REYNOLDS et al. 1997), illetve a globális skálán használható növényi funkcionális típusokat és a lehetséges osztályozásokat (BOX 1996, NEMANI és RUNNING 1996, STEFFEN et al. 1996), mivel ezeknek a prediktív modellezésben van nagy szerepük.

Kísérletes vizsgálatok

Többféle megközelítéssel vizsgálják azt, hogy a közösségekre milyen hatással lesz a klímaváltozás. Az egyik módszer a direkt manipuláció, a másik a modellezés.

A terepi manipulációknak több eszköze van. A hőmérséklet manipulációjára az egyik megoldás az ún. passzív üvegházak alkalmazása, amelyekkel mintegy 2–6 °C-os hőmérsékletemelés érhető el fűtés nélkül. Kiterjedten alkalmazzák elsősorban magasabb szélességi köröknél és nagyobb magasságokban (pl. arktikus tundra, Antarktisz, szubalpin rétek, Tibeti-fennsík, mérsékeltéögvi rétek). A berendezéseket ritkán üzemeltetik a téli hónapokban, mivel a zord időjárásnak kevésbé állnak ellen (DEVEBEC és MACLEAN 1993). CHAPIN és mtsai (1995) sarki tundra ökoszisztémában 9 vegetációs időszakon keresztül végzett üvegházi megfigyeléseket. Az ilyen berendezések csak tökéletlenül szimulálják a klímaváltozást (KENNEDY 1995), és hátrányuk az is, hogy megakadályozzák a beporzók, herbivórok, patogének bejutását, valamint a propagulumok terjedését. Ezért a felül nyitott berendezés mutatkozott megfelelőnek (MARION et al. 1997). Az alaszakai tundrán ilyen berendezéssel több éven át végzett manipulációs kísérletekből HOLLISTER és mtsai (2005) arra a következtetésre jutottak, hogy a vegetációbeli változások jóslhatósága a megfigyelés időtartamától és a társulás típusától (termőhelyeitől) függően eltérő lehet. Gyakori eljárás a talaj elektromos fűtése (RYKBOST et al. 1975, PETERJOHN et al. 1993, VAN CLEVE et al. 1983). Különböző környezetekben mintegy 5 °C-os hőmérséklet-emelést értek el. A fűtés másik alkalmazott módja, amikor a talajban egy csőrendszert helyeznek el, melyben felmelegített folyadék kering (HILLIER et al. 1994). Svédországban tundrán végzett kísérletek (a tundratalajok huzamos ideig tartó felmelegítése) a mikrobiális biomassa (baktériumok és gombák) növekedését eredményezte. Szubalpin réteken (Colorado, USA) végzett hasonló felmelegítési kísérletek ugyanezt az eredményt hozták, de csak ott, ahol elegendő volt a nedvesség. Egyáltalán, a talajban élő egyes élőlénycsoportok viselkedését a talajnedvesség jelenléte vagy hiánya szabályozta. Az alaszakai tundrában, a hőmérsékletet manipuláló kísérletek egyik fő tanulsága az volt, hogy a CO₂-akkumulációját (vagy, ha úgy tetszik, a CO₂-kibocsátást) a vegetáció faji kompozíciójában bekövetkező változások is és a talajlégzés megváltozása is befolyásolják, de az első hatás jelentősebb, mint a talajlégzés megváltozása.

Modellezés

A globális modellek, mint a Dinamikus Globális Vegetáció Modell, képesek megjósolni a fő vegetációtípusok szukcessziós dinamikáját és jövőbeni földrajzi elterjedését a Földön. Ezeknek a modelleknek a kidolgozása az utóbbi 5–8 évben történt, és a fejlesztésük napjainkban is folyik. A kifejlesztett, itt tárgyalt néhány modell aszerint a klímaváltozás-forgatókönyv szerint fut, amit az Angol Meteorológiai Hivatal Hadley Klímapredikció és Kutató Centrum állított elő. Az atmoszféra–óceán generális cirkulációs modellt a változó, atmoszférikus CO₂ és szulfát aeroszolonokra alapozták. A fő vegetációtípusok (a formációk) jellemzését néhány alapvető funkcionális típussal (pl. széleslevelű örökzöld fa, tűlevelű örökzöld fa, vagy C₃-fotoszintézisű nyáron zöld egyéves fű stb.) oldották meg. Mindenegyes funkcionális típust a nettó primér produkció, a levélterület-index és a biomassa évi adataival jellemezték. Az eddig kifejlesztett modellek számos

tulajdonságban különböznek egymástól. Például abban, hogy figyelembe veszik-e a különféle diszturbancia-mechanizmusokat (a tüzet, a széltöréseket), a mortalitást. A generális cirkulációs modellbe egy vegetációmodellt építettek be, ezért ez a modell jól részletezett fizikai felület-paramétereket tartalmaz. A modellekkel egy 240 éves futtatást végeztek 1860-tól indulva, ekkorra 290 ppm CO₂-t felvéve, ami megfelel az akkori, pre-indusztriális atmoszférikus koncentrációnak. Másrészt, 2099-ben 800 ppm-et tételeztek fel. A totális vegetáció biomasszája mindegyik modell szerint nő. A nettó primér produkció a magasabb szélességi körök felé nő. Ezzel szemben ellentmondás mutatkozik némely arid régióban. Produkcióbeli növekedés észlelhető a trópusokon, illetve a nedves klímákban is.

Ismerünk olyan jóslatokat, amelyek szerint a széndioxid-feldúsulás a globális hőmérsékletet átlagosan 3 °C-kal növeli ebben az évszázadban. Emellett az extrém klimatikai események valószínűsége nőni fog, illetve a csapadék időbeni variabilitása is megnövekszik. Ez befolyásolja majd azoknak a forrásoknak a mennyiségét és minőségét, amelyek az ökoszisztémák lebontó alrendszerét érik az NPP-n (nettó primér produkción) keresztül.

A megemelkedő hőmérséklet az NPP-t növeli, mert közvetlenül serkenti a növekedést, és közvetett módon fokozza a növények által elérhető tápanyagok mineralizációs rátáját. A magasabb hőmérséklet mellett ezek felvétele is nagyobb. A megváltozó csapadékmennyiséggel és hőmérséklettel megváltozik a társulások funkcionális típusainak spektruma. Pl. hűvösebb, csapadékosabb klímában a nagy specifikus levélterületű fajok kerülnek uralomra, ezek a lebontó alrendszerre is hatással vannak.

A várható általános szindrómák közé tartozik a faji interakciók megváltozása. Ennek oka az, hogy a növények, gombák, nitrogénfixáló szimbioták és lassan mozgó gerinctelenek migrációs rátái megváltoznak (MELILLO et al. 1993). A populációs ciklusok időbeli eltolódása megváltoztatja a kártevők, paraziták fertőzésének ütemét.

Azok a modellek, amelyek nemcsak a klímaváltozást veszik számításba, hanem a régiókénti várható földhasználati változásokat is, sokatmondóak. Hogyha a Föld négy nagy biómját tekintjük, akkor igen tömören az alábbi lényeges változások prognosztizálhatók. A predikciókat hosszú transzszektek alapján végezték.

A magas szélességi körökön két hosszú transzszektet elemeztek, az egyik Alaszkában, illetve Kanadában, a másik Szibéria távol-keleti részein volt. A tundrákon és a boreális erdőben a változások fő motorja a növekvő hőmérséklet lesz, ami az ökoszisztémák faji összetételét, struktúráját és funkcióját befolyásolja. Már eddig is több boreális–kontinentális területen lényeges hőmérséklet-emelkedést tapasztaltak az utóbbi három évtizedben (CHAPMAN és WALSH 1993). Ez azzal jár, hogy ezen ökoszisztémák szén-elnyelőből szén-kibocsátókká válnak a XXI. században. Észak-Alaszkában azt találták, hogy a permafrost különösen érzékeny a talajfelszíni hőmérsékletváltozásra (OSTERKAMP és ROMANOVSKY 1996). Előzetes számítások azt sugallják, hogy az aktív (felolvadt) réteg mélysége megduplázódik egy 4 °C-os hőmérséklet-növekedés hatására (KANE et al. 1992). Ez is oda vezet, hogy CH₄ vagy CO₂ szabadul fel és a gyökérszóna mélysége, az elérhető tápanyagok mennyisége növekszik, így a potenciális ökoszisztéma produktivitás is nő. A megolvadt permafrost azonban a felszín degradálódásához vezet, a topográfia szabálytalanná válik a keletkező tócsák, tavak, vízerek miatt. Az arktikus tundrában a cserjék veszik át az uralmat a kétszikű lágyszárúak felett. Erről sok biztos megfigyelés tanúskodik. Ötven éves időtartamú vizsgálatok (fényképek) tanúsítják pél-

dául, hogy Alaszka arktikus területein – amelyek addig inkább csak gyepekkel voltak fedve – felszaporodtak az olyan cserjék, mint a *Betula nana*, az *Alnus crispa* és *Salix* sp., nőtt a magasságuk stb., illetve 150 kilométerrel északabbra tolódott a határuk (STURM et al. 2001). A tundra mintegy 150 év alatt átalakul tajgaerdővé, amelyben a gyakoribb tüzek hatására lombhullatók is megjelenhetnek (WALKER et al. 1999). Egy szimulációs modell azt jósolja, hogy Észak-Amerikában a kevert lucos erdők 300–400 év múlva lombhullató erdőkké alakulhatnak (PASTOR et al. 1988). SMITH és mtsai (1992) szintén azt jósolják, hogy felmelegedés hatására a zónahatárok drasztikusan északra tolódnak. A lombhullató keményfaerdők jó minőségű avart produkálnak és nagyobb primér produkcióhoz járulnak hozzá mint az eredeti, kevert tűlevelű erdő. A mechanizmus, a szerves források hozzáférhetőségének javulása, nemcsak a talaj mikroflóra biomasszájának növekedését segíti elő, hanem azon – a táplálékhálózatban résztvevő – csoportokét is, amelyek a „bottom-up” kontroll alatt állnak, és amelyeket az avarminőség is kontrollál (WARDLE et al. 1998). Belátható, hogy a talajorganizmusok megnövekedett aktivitása és a dekompozíciós ráta növekedése szignifikánsan megnöveli a talaj-tápanyagok felvehetőségét a fák számára. A tundrákon a hőmérséklet (változás) befolyását megérthetjük, ha arra gondolunk, hogy az enzimek működésének hőmérsékleti optimuma különböző; nem mindegy tehát, hogy melyik gomba-törzs válik a talajban uralkodóvá, hiszen ezáltal alapvetően megváltozhat a szerves forrásokért folyó gomba-kompetíció és az erdő tápanyag-ellátása (FLANAGAN és SCARBOROUGH 1974, LINKINS et al. 1984). A hirtelen hőmérséklet-változás hatását a talajszervezetekre többen kísérletesen vizsgálták. A vízellátásban, illetve a humiditásban bekövetkezett változások különösen fontosak. Az ökoszisztéma-funkcióban lényeges eltolódások akkor következnek be, ha a talajközösségek olyan szervezeteket tartalmaznak, amelyek néhány más szervezettel állnak interakcióban. SCHIMEL és GULLEDGE (1998) úgy vélik, hogy ott, ahol epizodikus száradás és újradevesedés várható, a cellulózbontó és ligninbontó szervezetek háttérbe szorulnak, ami az avarlebomlást igen lassítja. A tundrán az ökoszisztéma funkciókban heves változások várhatóak. Ezekben a fajokban elszegényedett társulásokban azon szervezetek, amelyek a talajfelszíni és talajbéli folyamatokat kontrollálják, az ökológiai hierarchia minden szintjén diszkontinuus eloszlást mutatnak. A zónahatárok eltolódása markáns változásokat okoz itt a zavarási rezsimben, a talajban található forrásokban és felvételi arányaikban. A környezeti tényezők oszcillációja miatt a tundrában a lassú növekedésű fajok kerülnek előtérbe, ezek generációs ideje hosszú, reprodukciója ritka (CALLAGHAN et al. 1992). Emiatt a szóban forgó fajok általában sérülékenyek az emelkedő hőmérséklettel szemben. A faji kompozíció változásával figyelemreméltó visszacsatolás várható a klíma vonatkozásában. A fajok észak felé való expanziója gyorsíthatja a globális meleget az albedo és az évi energiacsere változás miatt (FOLEY et al. 1994).

A közepes szélességi körökön történő változások minket is közvetlenül érintenek. A modellezésre egy 1600 km hosszú északkelet-kínai transzszekt és egy 1200 km hosszú észak-amerikai transzszekt (közép-nyugati USA metszet, a Missisipitől a Sziklás Hegységig) szolgált. A legfontosabb várható természetes zavarási tényező a szárazság volt. Az észak-amerikai régióban az utolsó 50 esztendőben a szárazság már jelentkezett, de két vagy több egymást követő évben nem fordult elő. Csupán korábban, az 1930-as években, de akkor a régióban nagy környezeti és gazdasági károkkal járt. A kínai metszet nyugati, erősen legeltetett felében, egy 1985-ben végzett felmérés szerint egy erőteljes elsivatagosodás lépett fel. Ezek a régiók igen sérülékenyek lesznek a ritka klima-

tikai események miatt. Egy-egy száraz esztendőt még kihever a mezőgazdaság, két egymást követő aszály már – mint említettük – súlyos károkat okoz. Mérsékeltövi gyepekben a magas hőmérséklet a C_4 -es füveket részesíti előnyben a C_3 -okkal szemben. A modellek ebben a biómban az erdőtakaró kis növekedését jósolják. Jelenleg ez a bióm szénkibocsátó. Az egyik transzszektől (a kínaitól) a jövőben is CO_2 -kibocsátást várnak, az észak-amerikai valószínűleg elnyelő lesz. Mindemellett a globális változás uralkodó komponense ebben a zónában a földhasználat-változás lesz. A trópusi szavanna biómban (szubhumid–szemiarid trópusi bióm) is az aszály intenzitása, az ismétlődő tüzek jelentik a fő veszélyt, ami miatt a szénkészletek kimerülnek. Ez a bióm szintén nettó szénkibocsátóvá válik. A humid trópusokon a klímaváltozás szerepe csak másodlagos, mivel igen nagy a „nyomás”, hogy a régió erdőit kereskedelmi faültvényekké alakítsák, és mezőgazdasági ültvényeket hozzanak létre. Az egész Föld számára nagy fontosságú, hogy megfelelő kezelési stratégiákat dolgozzanak ki. Összességében, a Föld négy biómjában nyolc transzszektet modelleztek. Ebből a XXI. században, a modellek szerint hat bióm-transzszektben nettó szénkibocsátás várható, tehát az atmoszféra megemelkedett széndioxid koncentrációját ezek a bióмок nem fogyasztják, hanem növelik.

Kisebb léptékben, a pannon régióban az erdőszűlség változását, a zonális erdőállományoknak az „erdőssztyepp-vonal” elmozdulása alapján történő változásait négyféle forgatókönyv (szcenárió) felállításával prognosztizálta MÁTYÁS és CZIMBER (2004). A jelenlegi állapotokkal összehasonlítva már kisebb mértékű hőmérsékletemelkedés ($1,3\text{ }^\circ\text{C}$) és csapadékcsökkenés (66 mm) is drasztikus változásokat jelez az erdőtakaróban, amelynek veszélyeztetettsége országosan eltérő mértékű, a legdrasztikusabb változások a dombvidéki és egyes síkvidéki területeken várhatók.

A modellek a biodiverzitás változásokra is adnak durva jóslásokat. A biodiverzitás az evolúció „produkuma”, mint genetikai forrás önmagában is érték. Azonban arra is kell gondolnunk, hogy az egyes taxonok, fajok az ökoszisztémában különböző funkciókat töltenek be, és ezért is az ökoszisztéma stabilitásának, továbbá az ökoszisztémában lezajló folyamatoknak, így például a szervesanyag produkciónak (NPP) a fenntartói. A diverzitás és az ökoszisztéma folyamatok között számos kutató tételez fel kapcsolatot (SALA et al. 1995). Egy gyepterő-ökoszisztéma modellre (COFFIN és LAUENROTH 1990) alapozva, az egyes funkcionális típusok szukcesszív kiiktatásának az NPP-re gyakorolt hatása az alábbi eredményekkel járt. A leggyakoribb funkcionális típusokhoz tartozó fajok, a sekélyen gyökerező C_4 -es fajok az eredeti társulásban az NPP 90%-át adják. Ha ezeket eltávolítjuk az ökoszisztémából, úgy az NPP csupán 10%-kal csökken, mivel a felszabaduló forrásokat más funkcionális típusok használják ki és növelik szervesanyag produkcójukat. A következő leggyakoribb csoportnak, a közepesen mélyen gyökerező C_4 -es füveknek az eltávolítása további 15%-kal csökkentette az NPP-t. A harmadik csoportnak a mélyen gyökerező C_3 -as füveknek a törlése már nem járt további biomassza csökkenéssel, de az NPP-nek évről-évre történő variációja drámai módon megnövekedett jelezve, hogy az elszegényedett rendszer az időjárási fluktuációt csak csökkent mértékben képes kompenzálni. Ha a negyedik funkcionális csoportot, a mélyen gyökerező C_4 -es csoportot, amelyik eredetileg az ökoszisztémának csupán egy szerény komponenseként működött, is eltávolították, az NPP az eredeti szintre emelkedett, de egy teljesen másik társulás jött létre (COFFIN és LAUENROTH 1990, CHAPIN et al. 1998). Konkrét kísér-

letekkel is vizsgálták a kérdést. TILMAN és mtsai (1996) minnesotai kísérleteikben vetett gyepeket hoztak létre, a diverzitás hét szintjén (1–24 fajjal). Azt találták, hogy a növényzet borítása növekvő függvénye a fajgazdagságnak. A fajokban gazdagabb kísérlet talajában a szerves nitrogén koncentrációja is csökkent, feltehetően az intenzívebb nitrát felvétel következtében. Egy másik vizsgálatban azt modellezték, hogy egy kilenc fajból álló lombkoronaszint milyen fotoszintetikus választ ad a légkör megemelt széndioxid-koncentrációjára, összevetve egy egyfajú lombszinttel. Mint várható volt, az elegyes lombsátor mintegy 30%-kal emelt fotoszintetikus választ adott, mint az egyfajú (BOLKER et al. 1995).

Minden bióm (*sensu lato*) fajkészlete, diverzitása érzékeny a változásokra, extrém klímákban az érzékenység kifejezettebb. Az arktikus, az alpin, a sivatagi zóna, a boreális erdők öve ide tartozik. Az alábbi forgatókönyv a biodiverzitás „terelőinek” hatásáról szól. Globális modellek alkalmazásával az 1990 és 2100 közötti időszak változásait jósolták meg HAXELTINE és PRENTICE (1996), ALCAMO (1994). „Terelőként” (driver) a klímaváltozás mellett az alábbi tényezőket is bevonták: tájhasználat, nitrogén leülepedés, fajsere (invázió), CO₂-dúsulás. A földhasználat-változás az, amely a legkíméletlenebb terelője a diverzitásnak minden biómban, részben az élőhelyek leromlásán, részben közvetlenül, a fajok extinkcióján keresztül. A második legfontosabb tényező a klímaváltozás, különösen magas szélességi körökön. Az atmoszférikus széndioxid-koncentráció változás azokban a biómokban (szavanna, arid gyepek zónája) számottevő, ahol a növényi növekedést a víz (talajnedvesség) elérhetősége korlátozza, és ahol a C₃ és C₄ fotoszintézis-típusú fajok egyaránt jelen vannak – gondoljunk a széndioxidnak a vízhasznosítási efficienciára gyakorolt hatására (MOONEY et al. 1991, JACKSON et al. 1994). A légköri széndioxid-koncentráció változás például megváltoztatja a kompetitív egyensúlyt azon fajok között, amelyek a gyökérmélység, a fotoszintézis-típus szerint különböznek (MOONEY et al. 1999).

Köszönetnyilvánítás

CSONTOS PÉTERNEK köszönettel tartozunk a kézirat igen figyelmes, gondos átnézéséért és jobbító szándékú javaslataiért.

IRODALOM – REFERENCES

- ALCAMO J. 1994: *Image 2: Integrated modeling of Global Climate Change*. Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- APTROOT A., VAN HERK K. 2003: Lichens and global warming. *International Lichenological Newsletter* 35: 57–58.
- BALDOCCHI D. D., VOGEL C. A., HALL B. 1997: Seasonal variation of carbon dioxide exchange rates above and below a boreal jack pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 83: 147–170.
- BALOGH L. 2001: Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Őrség Landscape Protection Area (Hungary). In: *Plant invasions: species ecology and ecosystem management* (Eds.: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M.). Backhuys Publishers, Leiden, pp. 185–197.
- BAZZAZ F. A. 1998: *Plants in changing environments. Linking physiological, population and community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- BOLKER B. M., PACALA S. W., BAZZAZ F. A., CANHAM C. D., LEVIN S. A. 1995: Species diversity and ecosystem response to carbon dioxide fertilization: Conclusion from a temperate forest model. *Global Change Biology* 1: 373–381.

- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 1999: Lianisation and Therophytation as complementary processes of Laurophyllisation. In: Conference on *Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming* (Eds.: KLÖTZLI F., WALTHER G. R.). Birkhäuser Verlag, Basel, pp: 151–166.
- BOX E. O. 1996: *Macroclimate and plant forms: An introduction to predictive modelling in phytogeography*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- CALLAGHAN T. V., SONESSON M., SOMME L. 1992: Responses of terrestrial plants and invertebrates to environmental change at high latitudes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 338: 279–288.
- CHAPIN F. S., SHAVER G. R., GIBLIN A. E., NADELHOFFER K. J., LAUNDRE J. A. 1995: Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. *Ecology* 76: 694–711.
- CHAPIN I., STUART SALA F., OSVALDO E. 1998: Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience* 48: 45.
- CHAPMAN W. L., WALSH J. E. 1993: Recent variations of sea ice and air temperatures in high latitudes. *Bulletin of the American Meteorological Society* 74: 33–47.
- COFFIN D. P., LAUENROTH W. K. 1990: A gap dynamics simulation model of succession in a semiarid grassland. *Ecological Modelling* 49: 229–266.
- DANCSA I., FISCHL G. 2000: Adatok a mandulapalka (*Cyperus esculentus* L. var. *leptostachyus* BOECK.) keszthelyi előfordulásához. *Acta Agronomica Óvárensis* 42: 73–79.
- DENSLOW J. S. 1997: The effects of functional group diversity on disturbance ecology of tropical moist forests. In: *Diversity and processes in tropical forest ecosystems* (Eds.: ORIANI G. H., DIRZO J., CUSHMAN J. H.). Springer-Verlag, Berlin.
- DEVEBEC E. M., MACLEAN S. F. 1993: Design of greenhouses for the manipulation of temperature in tundra plant communities. *Arctic and Alpine Research* 25: 56–62.
- FLANAGAN P. W., SCARBOROUGH A. 1974: Physiological groups of decomposer fungi on plant remains. In: *Soil organisms and decomposition in tundra* (Eds.: HOLDING J. A., HEAL O. W., MACLEAN S. F., FLANAGAN P. W.). IBP, Tundra Biome Steering Committee, Stockholm, pp. 151–158.
- FOLEY J. A., KUTZBACH J. E., COE M. T., LEVINS S. 1994: Feedbacks between climate and boreal forests during the Holocene epoch. *Nature* 371: 52–54.
- HAXELTINE A., PRENTICE I. C. 1996: BIOME 3: An equilibrium terrestrial biosphere model based on ecophysiological constraints, resource availability, and competition among plant functional types. *Global Biogeochemical Cycles* 10: 693–709.
- HERK C. M., APTROOT A., DOBBEN H. F. 2002: Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34: 141–154.
- HILLIER S. H., SUTTON F., GRIME J. P. 1994: A new technique for experimental manipulation of temperature in plant communities. *Functional Ecology* 8: 755–762.
- HOLLISTER R. D., WEBBER P. J., TWEEDIE C. E. 2005: The response of Alaskan arctic tundra to experimental warming: differences between short- and long-term responses. *Global Change Biology* 11: 525–536.
- HUGHES L. 2000: Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *TREE* 15: 56–61.
- HUNTER I., SCHUCK A. 2002: Increasing forest growth in Europe – possible causes and implications for sustainable forest management. *Plant Biosystems* 136: 133–141.
- JACKSON R. B., SALA O. E., FIELD C. B., MOONEY H. A. 1994: CO₂ alters water use, carbon gain, and yield for the dominant species in a natural grassland. *Oecologia* 98: 257–262.
- KANE D. I., HINZMAN I. D., WOO M., EVERETT K. R. 1992: Arctic hydrology and climate change. In: *Arctic ecosystems in a changing climate: an ecophysiological perspective* (Eds.: CHAPIN III F. S., JEFFERIES R. I., REYNOLDS J. F., SHAVER G. R., SVOBODA J.). Academic Press, San Diego.
- KENNEDY A. D. 1995: Temperature effects of passive greenhouse apparatus in high-latitude climate change experiments. *Functional Ecology* 9: 340–350.
- KIMBALL K. D., WEHRAUCH D. M. 2000: Alpine vegetation communities and the alpine treeline ecotone bounding in New England as biomonitors for climate change. USDA Forest Science Service Proceedings RMRS-P-15, Vol. 3., pp. 93–101.
- KLÖTZLI F. 1988: On the global position of the evergreen broad-leaved (non-ombrophilous) forest in the subtropical and temperate zones. *Veröff. Geobot. Inst. ETH (Stiftung Rübel, Zürich)* 98: 169–196.
- KLÖTZLI F., WALTHER G. R., CARRARO G., GRUNDMANN A. 1996: Anlaufender Biomwandel in Insubrien. *Verh. Ges. f. Ökologie* 26: 537–550.
- KNAPP P. A., SOULE P. T. 1998: Recent *Juniperus occidentalis* (Western Juniper) expansion on a protected site in central Oregon. *Global Change Biology* 4: 347–357.

- KNIGHT C. L., BRIGGS J. M., NELLIS M. D. 1994. Expansion of gallery forest on Konza Prairie Research Natural Area, Kansas, USA. *Landscape Ecology* 9: 117–125.
- KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY GY., KERTÉSZ M., MIKA J., RÉDEI T., RAJKAI K., HAHN I., BARTHA S. 1998: Homokpuszttagyepek mintázatának változása egy szemiariditási grádiens mentén. In: *Az éghajlat-változás következményei* (Szerk.: DUNKEL Z.). Meteorológiai Tudományos Napok '97, pp. 137–146.
- KOVÁCSNÉ LÁNG E., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T. 2005: A klímaváltozás hatása a természetközeli erdőösszetevő ökoszisztémákra. *Magyar Tudomány* 7: 812–817.
- KÖRNER C. 1993: CO₂-fertilization: The great uncertainty in future vegetation. In: *Vegetation dynamics and global change* (Eds.: SOLOMON A. N., SHUGART H. H.). Chapman and Hall, N. Y., pp. 53–70.
- KULLMAN L. 2002: Rapid recent range-margin of tree and shrub species in the Swedish Scandes. *Journal of Ecology* 90: 68–77.
- LAVOREL S., MCINTYRE S., LANDSBERG J., FORBES T. D. 1997: Functional attributes underlying species traits. *TREE* 12: 474–478.
- LINKINS A. E., MELILLO J. M., SINSABAUGH R. L. 1984: Factors affecting cellulase activity in terrestrial and aquatic ecosystems. In: *Current perspectives in microbial ecology* (Eds.: KLUG M. J., REDDY C. A.). American Society for Microbiology, Washington (D. C.), pp. 572–579.
- MARION G. M., HENRY G. H. R., LEVESQUE E., MOLAU U., MOLGAARD P., PARSONS A. N., SVOBODA J., VIRGINIA R. A. 1997: Open-top designs for manipulating field temperature in high-latitude ecosystems. *Global Change Biology* 3(Suppl.): 20–32.
- MÁTYÁS CS., CZIMBER K. 2004: A zonális alsó erdőhatár klímaérzékenysége Magyarországon – előzetes eredmények. In: *Erdő és klíma* IV. kötet (Szerk.: MÁTYÁS CS., VIG P.). Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, pp. 35–44.
- MCCARTY J. P. 2001: Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15: 320–331.
- MELILLO J. M., MCGUIER A. D., KICKLIGHTER D. W., MOORE B., VOROSMARTY C. J., SCHLOSS A. L. 1993: Global change and terrestrial net primary productivity. *Nature* 363: 234–240.
- MENZEL A., FABIAN P. 1999: Growing season extended in Europe. *Nature* 397: 659.
- MOONEY H. A., CANADELL J., CHAPIN III F. S., EHLERINGER J. R., KÖRNER CH., MCMURTRIE R. E., PARTON W. J., PITELKA L. F., SCHULZE E. D. 1999: Ecosystem physiology responses to global change. In: *The terrestrial biosphere and global change: Implications for natural and managed ecosystems* (Eds.: WALKER B. H., STEFFEN W. L., CANADELL J., INGRAM J. S. I.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 141–189.
- MOONEY H. A., DRAKE B. G., LUXMORE R. J., OECHEL W. C., PITELKA L. F. 1991: Predicting ecosystem responses to elevated CO₂ concentrations. *BioScience* 41: 96–104.
- MOONEY H. A., HOBBS R. J. (eds.) 2000: *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington D. C., Covelo, 457 pp.
- NEMANI R., RUNNING S. W. 1996: Implementation of a hierarchical global vegetation classification in ecosystem function models. *Journal of Vegetation Science* 7: 337–346.
- NOBLE I. R., GITAY H. 1996: A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *Journal of Vegetation Science* 7: 329–336.
- OSTERKAMP T. E., ROMANOVSKY V. E. 1996: Effects of global change on permafrost. Paper presented at IGBP Northern Eurasia Study: Far East Transect Workshop, Yakutsk, Sakha Republic, Russia, October, 1996.
- PARMESAN C., YOHE G. 2003: A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.
- PASTOR J., NAIMAN R. J., DEWEY B., MCINNES P. 1988: Moose, microbes and the boreal forest. *BioScience* 38: 770–777.
- PAULI H., GOTTFRIED M., GRABHERR G. 1996: Effects of climate change on mountain ecosystems – upward shifting of alpine plants. *World Resource Review* 8: 382–390.
- PEÑUELES J., BOADA M. 2003: A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131–140.
- PETERJOHN W. T., MELILLO J. M., BOWLES F. P., STEUDLER P. A. 1993: Soil warming and trace gas fluxes: Experimental design and preliminary fluxes. *Oecologia* 93: 18–24.
- PÓCS T. 2005: A globális felmelegedés jelei hazánk mohafőrlőrájában. In: *A DNS-től a Globális Felmelegedésig* (Szerk.: JORDÁN F.). Scientia, Budapest, pp. 111–118.
- PODANI J., CSONTOS P., TAMÁS J., MIKLÓS I. 2005: A new multivariate approach to studying temporal changes of vegetation. *Plant Ecology* 181: 85–100.

- PRENTICE I. C., CRAMER W., HARRISON S. P., LEEMANS R., MONSERUD R. A., SOLOMON A. M. 1992: A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography* 19: 117–134.
- REYNOLDS J. F., VIRGINIA R. A., SCHLESINGER W. H. 1997: Defining functional types for models of desertification. In: *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change* (Eds.: SMITH T. M., SHUGART H. H., WOODWARD F. I.). Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 195–216.
- RYKBOST K. A., BOERSMA L., MACK H. J., SCHMISSEUR W. E. 1975: Yield response to soil warming: agronomic crops. *Agronomy Journal* 67: 733–738.
- SALA O. E., LAUENROTH W. K., MCNAUGHTON S. J., RUSCH G., ZHANG X. 1995: Temperate grasslands. In: *Global biodiversity assessment* (Ed.: HEYWOOD V. H.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 361–366.
- SANDRA D., MARCELO C. 1997: Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463–474.
- SASEK T. W., STRAIN B. R. 1990: Implications of atmospheric CO₂-enrichment and climatic change for the geographical distribution of two introduced vines in the USA. *Climatic Change* 16: 31–51.
- SCHIMEL J. P., GULLEDGE J. 1998: Microbial community structure and global trace gases. *Global Change Biology* 4: 745–758.
- SCHULZE E.-D., HEIMANN N. 1998: Carbon and water exchange of terrestrial ecosystems. In: *Asian change in the context of global change* (Eds.: GALLOWAY J. N., MELILLO J. M.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 145–161.
- SMITH R. I. L. 1994: Vascular plants as bioindicators of regional warming in Antarctica. *Oecologia* 99: 322–328.
- SMITH T. M., SHUGART H. H., BONAN G. B., SMITH J. B. 1992: Modelling the potential response of vegetation to global climate change. *Advances in Ecological Research* 22: 93–116.
- SOLYMOSSI P. 1992: Meghonosodott és újabban behurcolt jövevény (adventív) növények Magyarországon. *Növényvédelem* 28: 9–20.
- STEFFEN W. L., CRAMER W., PLOCHL M., BUGMANN H. K. M. 1996: Global vegetation models: incorporating transient changes to structure and composition. *Journal of Vegetation Science* 7: 321–328.
- STURM M., RACINE C., TAPE K. 2001: Increasing shrub abundance in the Arctic. *Nature* 411: 546–547.
- SZÓKE L. 2001: A melegigényes gyomfajok gyors terjedése és a klímaváltozás összefüggése. *Növényvédelem* 37: 10–12.
- TILMAN D., WEDIN D., KNOPS J. 1996: Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718–720.
- UDVARDY L. 2003: Globális klímaváltozást jelző adventív növényfajok Magyarországon – Adventive plants signing global climate change in Hungary. “Lippay János–Ormos Imre–Vas Károly” Tudományos Ülésszak. Összefoglalók, Budapest, pp. 180–181.
- VAN CLEVE K., DYRNESS C. T., VIERECK L. A., FOX J., CHAPIN F. S., OESCHEL W. 1983: Taiga ecosystems in interior Alaska. *BioScience* 33: 39–44.
- WALKER B., STEFFEN W., CANDELL J., INGRAM J. S. I. (eds.) 1999: *The terrestrial biosphere and global change*. IGBP Book Series No. 4., Cambridge University Press, Cambridge, 450 pp.
- WALKER B. H., STEFFEN W. L., LANGRIDGE J. 1999: Interactive and integrated effects of global change on terrestrial ecosystems. In: *The terrestrial biosphere and global change* (Eds.: WALKER B., STEFFEN W., CANDELL J., INGRAM J. S. I.). IGBP Book Series No. 4., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 329–375.
- WALKOVSKY A. 1998: Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary. *Int. J. Biometeorol.* 41: 155–160.
- WALTHER G.-R. 2002: Weakening of climatic constraints with global warming and its consequences for evergreen broad-leaved species. *Folia Geobotanica* 37: 129–139.
- WALTHER G.-R., BURGA C. A., EDWARDS P. J. (eds.) 2002: ‘Fingerprints’ of Climate Change. *Adapted behaviour and shifting species ranges*. Springer, Berlin, 338 pp.
- WARDLE D. A., VERHOEF H. A., CLARHOLM M. 1998: Trophic relationships in the soil microfood-web. Predicting the responses to a changing global environment. *Global Change Biology* 4: 713–727.
- WARDLE D. A. 2002: *Communities and ecosystems. Linking the aboveground and belowground components*. Princeton University Press, New Jersey, 408 pp.
- WOODWARD F. I. 1987: *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WOODWARD F. I., KELLY C. K. 1997: Plant functional types: towards a definition by environmental constraints. In: *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change* (Eds.: SMITH T. M., SHUGART H. H., WOODWARD F. I.). Cambridge University Press, Cambridge.

INFLUENCES OF CLIMATE CHANGE ON PLANT SPECIES, COMMUNITIES AND ECOSYSTEMS: A MINIREVIEW

G. Fekete and E. Molnár

Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, H-2163, Hungary

Accepted: 24 October 2005

Keywords: climatic change, range shift, treeline change, invasion, C-balance, climate models

Several recently published studies provide evidence for the impacts of climate change on the structure and function of plant populations, communities, and ecosystems. Several plant responses (e.g. increase of abundance, range expansion, treeline shift) and community responses (e.g. laurophyllisation, therophytation, shift in the ratio of functional types) could be proved till now. The future changes in global carbon cycle of terrestrial biosphere (emission or accumulation of carbon) are predicted by climate models. The human activity (e.g. changes in land use, pollution of atmosphere) is a crucial factor in raising the climate change.