

A CSERJESZINT VÁLTOZÁSAI A TÖLGYPUSZTULÁS UTÁN EGY MAGYARORSZÁGI CSERES-TÖLGYES ERDŐBEN

Misik Tamás¹ – Kárász Imre¹

¹Eszterházy Károly Főiskola Környezettudományi Tanszék

Abstract: Dynamic changes of shrub layer after tree decline in an oak forest in Hungary

Shrub layer dynamics is an indicator of forest health and it is also linked to ecological functioning of the forest. Similarly to other European countries there was an oak decline at the end of 70's in Hungary. At the Síkfőkút Project area 68.4% of the *Quercus petraea* and 15.6% of the *Quercus cerris* tree specimens died during the oak decline. In this paper we are exploring the dynamics of shrub layer after the decline. Location and cover of shrubs were mapped in a 48 m×48 m plot; the height and the diameter of each shoot were recorded in 1972, 1982, 1988, 1993, 1997, 2002 and 2007. Location (1972) and cover (1974) of trees were also mapped. We found that after the oak decline a secondary tree layer was formed by three shrub species (so-called dominant shrubs: *A. campestre*, *Cornus mas* and *A. tataricum*). There were 20 shrub species in the study area. In the gaps the density of *Euonymus verrucosus* increased remarkably, but they never grow up higher than 4.0 m. The secondary tree specimens showed clustered distribution in every measuring. We found no correlation between oak tree density and the total shrub cover, and surprisingly we found a positive relationship between oak tree density and dominant shrub's density. Our study revealed that the forest responded to the tree decline by structural changes in both tree and shrub layer.

Keywords: oak decline, *Acer campestre*, *Quercus petraea*, density, canopy cover, secondary tree layer

Bevezetés

A természeti tényezők jelentős hatással vannak az erdők működésére. Ilyenek az extrém időjárási körülmények, forróságok, szárazságok és viharok (Drobyshev et al. 2008, Bolte et al. 2010), a rovar fluktuációk (Moraal and Hilszczanski 2000), a betegségek vagy a humán hatások, mint a klímaváltozás, tüzek és a légszennyezés (Fischer et al. 2004). A biotikus (Innes 1992, Bréda et al. 2006) és abiotikus tényezők (Bussotti and Ferretti 1998, De Vries et al. 2000) a teljes erdei ökoszisztéma működésére hatással lehetnek, és az erdők pusztulását okozhatják. A különböző tölgyfajok az északi félteke legjelentősebb lombhullató fái (Johnson et al. 2002).

A tölgypusztulás krónikus problémává vált az európai tölgyerdőkben (Gaertig et al. 2002, Thomas et al. 2002, Helama et al. 2009). A kocsánytalan tölgy nagymértékű pusztulásáról számos európai országban beszámolnak (Chappelka és Freer-Smith 1995, Thomas és Büttner 1998). Jelentős erdőpusztulásokat jelentenek már az 1970-es évek kezdetétől és az 1980-as évekből Közép-Európában is (Klein és Perkins 1987). Az 1979–1980-as évektől kezdődően egy teljesen új típusú megbetegedés és gyors ütemű faelhalás jelentkezett a magyar erdőkben (Jakucs 1988) is. A nemzetközi publikációk nagy többsége a világszerte megfigyelt erdőpusztulásokat követően az erdei ökoszisztémák működésében bekövetkező változásokról, illetve a pusztulások okairól, biotikus (Oosterbaan és Nabuurs 1991, Innes 1992, Bréda et al. 2006) és/vagy abiotikus tényezőiről értekezik (Ulrich 1989, Barnes et al. 1990, Bussotti és Ferretti 1998, Opydo et al. 2005).

Számos cikk beszámol a tölgyerdők növekvő mértékű pusztulásáról, melyek az erdődinamikai folyamatok változásához vezetnek sok esetben (Moraal and Hilszczanski 2000, Woodall et al. 2005, Drobyshev et al. 2007). A fapusztulásokkal ellentétben viszonylag kevés cikk foglalkozik a cserjeszint dinamikájával. A legtöbb publikáció csupán a lombkorona strukturális állapotában bekövetkező változásokat használja fel, hogy bemutassa a tölgyek pusztulását követően az erdőkben végbemenő ökológiai folyamatokat. A cserjeszint struktúrája szoros kapcsolatban áll az erdei ökoszisztémák ökológiai funkcióival (McKenzie et al. 2000, Augusto et al. 2003). A cserjék fontos szerepet játszanak bizonyos esszenciális tápelemek erdei körforgásában, így az összes N, K⁺ és szén dinamikájában (Gilliam 2007). A cserjeszint hozzájárul a faji és a strukturális diverzitáshoz, javítja az erdei ökoszisztémák vízháztartását, véd az eróziótól (Alaback and Herman 1988, Halpern and Spies 1995, Muir et al. 2002). A cserjeborítás mérete függ az élőhely minőségétől, az interakciók számától és az ökológiai folyamatoktól (Muir et al. 2002).

Munkánkban négy változóra koncentrálunk, a fajszámba és denzitásra, a méretre (magasság és átmérő) és végül a borításra. Ezeket a változókat használtuk fel arra a célra, hogy reprezentáljuk a tölgyek jelentős pusztulása után az erdőben végbemenő ökológiai folyamatokat és a bekövetkező változásokat. Ezek a paraméterek a különböző eredetű zavarások és/vagy az erdészeti tevékenységek indikátoraként használhatók fel az erdőkben (Kneeshaw et al. 2000, Zumeta and Ellefson 2000, Larsson and Danell 2001). Kutatási hipotéziseink a következők voltak. (i) Másodlagos lombkorona szintet azok a cserjefajok hozták létre, amelyek a legsikeresebben reagáltak a nagymértékű fapusztulást követően megváltozott körülményekre. (ii) Negatív korrelációt feltételeztünk a tölgyek denzitása és a másodlagos lombkorona borítása között. (iii) A másodlagos lombot alkotó fajok egyedei csoportosult eloszlást mutatnak.

Anyag és módszer

A mintaterület Egertől 6 km távolságban (47° 55' N, 20° 46' E), a Bükk hegység lábánál fekvő klímazonális, homogén cseres-tölgyes (*Quercetum*

petraeae-cerris). A lombkoronát a kocsánytalan tölgy és a csertölgy alkotja, melyek a hazai természet-közeli erdők jelentős lombhullató fajai. Cönológiai összetétele a vizsgálatok kezdetekor (és ma is) megfelel az észak-magyarországi cseres-tölgyesek átlagának. A területen kontinentális klíma uralkodik 9,7°C éves átlaghőmérséklettel (1973–1978) amely 1979–1994 között 10,0°C-ra emelkedett. Az évi átlagos csapadék 682 mm volt 1973–1978 között. Ez az érték évi 510 mm-re csökkent (1979–1996). Az erdő 95–100 éves sarjeredetű állomány, amelyben az elmúlt 50 év során semmilyen erdészeti tevékenységet nem folytattak. A vizsgálati terület részletes leírását, geográfiai, klimatikus, talajtani és vegetációs jellemzőit megtaláljuk Jakucs (1985, 1988) munkáiban.

A felmérést a kutatási terület struktúravizsgálatokra kijelölt negyedhektáros „A” négyzetében végeztük az 1972-ben kialakított módszerrel (Jakucs 1985). A vizsgálati területet 144 darab 4×4 m-es (16 m²-es) kiségyzetre osztottuk fel zsinórozással a munka megkönnyítése és a hatékonyabb adatfeldolgozás érdekében. Fának azokat az egyedeket tekintettük, amelyek törzsátmérője 1,3 m mellmagasságban elérte vagy meghaladta a 10,0 cm-t. A cserjeszintet két alszintre, alacsony és magas cserjeszintre bontva vizsgáltuk. Az alacsony cserjeszintbe az 1 m-nél alacsonyabb egyedeket soroltuk, míg a nagyobb méretekkel rendelkező cserjék a magas cserjeszintbe kerültek. A felméréskor most is a talaj feletti hajtásokat mértük és számoltuk, de –igazodva a régebbi felvételekhez– jelen munkában is az egyedszám kifejezést használjuk.

Minden kiségyzetben megállapítottuk a cserje fajszámot, majd megszámláltuk az adott fajhoz tartozó egyedszámot, megmértük minden egyed magasságát 3 m-es osztott farúd segítségével, és végül megmértük a törzsátmérőjét (talajszint felett 5 cm-nél) tolmérővel. Lombvetületet számoltunk, illetve lombvetületi térképet is készítettünk számos publikációban ismertetett módszerrel (Jakucs 1985, Misik et al. 2007). A lombvetületi adatokat az Arcview programmal értékeltük ki.

Eredmények

Az első hipotézisünknek megfelelően azt találtuk, hogy a tölgyek jelentős mértékű pusztulása után egy új lombkoronaszint alakult ki, melyet három faj, az *Acer campestre*, *Cornus mas* és az *Acer tataricum* alkot. Közöttük az *A. campestre* bizonyult a domináns fajnak, míg a másik kettő a kodominánsnak. Ebben az új szintben egyik tölgyfaj egyedét sem találtuk meg, mivel a tölgyek a lombkoronaszintet alkotják, illetve néhány egyedük csemeteként él a cserjeszintben. Felmérésenként erősen változó számú tölgymagonc jellemző a kutatási területre. A már említett három faj jelentős számú egyeddel ki tudott nőni a magas cserjeszintből, és hozhatta így létre az alsó lombkoronaszintet 8,0 és 13,0 méter közötti magasságban 1982 óta. A tölgypusztulás megindulása előtt az erdőben ugyanis csak faszintet, cserjeszintet alacsony- és magas cserjékkel és lágyszárú szintet lehetett elkülöníteni. A pusztulás előtt a legnagyobb cserjeegyed egy *A. campestre* volt 4,9 m-es magassággal.

A második hipotézist alátámasztva negatív korrelációt találtunk a tölgyfák denzitása és a másodlagos lombkorona borítása között. Az új szint teljes lombborítása 1997-ben volt a legmagasabb 969,9 m²-es értékkel ($r=-0,96$) (1. táblázat). Az új lombkoronában mind a három faj, így az *A. campestre* ($r=-0,85$), *C. mas* ($r=-0,71$) és az *A. tataricum* ($r=-0,54$) átlagborítása is nőtt a fapusztulás után. A *C. mas* egyedeinél a borítási átlagérték folyamatosan nőtt, azonban a két juharfajnál 1993 és 2007 közötti időszakban 9,0–18,2 m² közötti fluktuációt tapasztaltunk. A másodlagos lombkoronaszint és a magas cserjeszint teljes lombborításának aránya növekedést mutatott a tölgypusztulás megindulása után, és a legnagyobb értéket 1997-ben érte el 43,1%-kal. Ez a borítási arány 1997 óta viszont folyamatosan csökkenést mutat, mivel az *A. campestre* nagyméretű egyedei egyre nagyobb számban nőnek ki a másodlagos lombkorona szintből (1. táblázat).

1. táblázat. A tölgyfák denzitása, a másodlagos faszintet alkotó fajok átlagos borítása (és a 13.0 m-nél magasabb *A. campestre* törzseké) és a másodlagos faszint teljes borítása 1982-2007 között.

Latin név	átlagos borítás (m ²) (±S.D.) egy hektáron					
	1982 ^a	1988 ^a	1993	1997	2002	2007
<i>A. campestre</i>						
8-13 m	4.83	7.75±7.5	11.67±3.4	18.27±6.1	12.00±2.9	14.56±2.8
13 m <			25.43±5.8		30.24±5.3	28.14±6.9
<i>A. tataricum</i>						
8-13 m	3.43	4.50±4.0		11.23±1.6	18.19±0.0	31.74±0.0
<i>Cornus mas</i>						
8-13 m	3.64	8.50±7.0	10.38±0.0	18.99±2.2	27.03±1.9	34.76±6.0
a tölgyfák denzitása (egyedszám ha ⁻¹)	651	408	372	304	324	323
a másodlagos faszint teljes borítása			313.8	969.9	612.4	671.6

^aA magas cserjék és a másodlagos lombot alkotó egyedek borítása együtt került kiszámításra.

Harmadik kutatási feltevésünket alátámasztva megállapítottuk, hogy a másodlagos lombkoronát alkotó három faj csoportosult eloszlást mutat az erdőben. 1982 óta élnek egyedek az új lombkoronaszintben. 1988-as felmérés során 29 fa méretű egyedet találtak az „A” negyedhektár kiségyzeteiben, melyből 18 egyed a mintaterület egy jól körülhatárolható 24×20 m-es kis részén belül fordult elő. 1993-ra a másodlagos lombkoronát alkotó egyedek denzitása nem változott, viszont az eloszlásuk a mintaterület kiségyzeteiben jelentős átrendeződést mutatott. A nagyméretű egyedek 65,0%-a más kiségyzetben nőtt. 1997-ben 42 kiségyzetben éltek másodlagos lombkoronát alkotó fajok, és 9 darab négyzetet találtunk, ahol 2 vagy 3 egyeddel fordultak elő. További 5 év elteltével 43 négyzetben éltek a cikkünk tárgyát képező fajok egyedei, viszont a kiségyzetek 28,0%-ban 2 vagy 3 egyeddel fordultak elő. Az utolsó felmérés alkalmával az *A. campestre* egyedek egy jelentős része már az eredeti lombkoronaszintben jelent

meg. A másodlagos lombkoronát alkotó fák eloszlása a mintaterületen viszonylag változatlan maradt. Csupán 14 kisméretűben jelentek meg új egyedek, vagy a másodlagos lombkoronánál magasabb *A. campestre* egyedek.

Következtetések

A faszintben bekövetkező különböző eredetű változások más növényi szintekben, így a cserjeszintben is változásokat eredményeznek (Broszofske et al. 2001, Légaré et al. 2001). Eredményeink alátámasztották ezt a megállapítást.

A másodlagos lombkoronát három faj, az *A. campestre*, *A. tataricum* és a *C. mas* alkotja. A tölgypusztulás után a létrejövő gapekben (lékek) a magas cserjeszintből a három faj egyedeinek egy része kinőtt, és 8,0–13,0 m közötti magasságban létrehozott egy új lombkoronát közvetlenül a tölgyfák alkotta faszint alatt. A területünkön a kocsánytalan tölgy egyedek jelentős része kipusztult. Az így létrejövő lékekre három faj reagált pozitívan a kutatási területünkön, közöttük is a Mezei juhar bizonyult a legsikeresebbnek. Így jelenleg a megmaradt tölgyek mellett ezek az egyedek tudják leghatékonyabban meghatározni és korlátozni az erdő alsóbb szintjeibe jutó fény mennyiségét. Jelenleg más cserjék növekedését egyre inkább a másodlagos lombot alkotó fajok egyedei is befolyásolják. A legtöbb cserjefaj pozitívan reagál a létrejövő lékekre (Collins et al. 1985). A zavarásokkal szemben toleráns Cukorjuhar (*A. saccharum*) emelkedő abundanciájáról és terjedéséről számolnak be szerte az amerikai keménylombú erdőkben (Galbraith and Martin 2005). Ha a jelenlegi trendek folytatódnak, akkor ezekben az erdőkben a viszonylag zavarástűrő juharok (*A. rubrum* és *A. saccharum*) válhatnak a lombkorona domináns fafajáivá (Galbraith and Martin 2005, Nowacki and Abrams 2008). Ennek a legfőbb oka, hogy a tölgyek nem tudnak sikeresen versenyezni ezekkel a fajokkal (McDonald et al. 2002, Zaczek et al. 2002).

Negatív korrelációt találtunk a tölgyfák denzitása és a másodlagos lombkoronaszint teljes borítása között. Hasonló korreláció áll fenn a faszint teljes borítása és az új lombkorona összborítása között is. A faszint borítási mértéke az egyik legjobb befolyásoló tényezője a cserjeszint borítási értékének (McKenzie et al. 2000). Eredményeink alátámasztják ezt a megállapítást. A tölgyfák pusztulása után a másodlagos lombkorona borítása jelentős növekedésnek indult, és 1997-ben érte el a legmagasabb értéket. Később a másodlagos lombkorona borításának csökkenése következett be a faszint denzitásának növekedése mellett. Ennek oka, hogy ebben a szintben az *A. campestre* egyedek átlagborítása 26,0%-kal csökkent, melynek egyik oka lehet a szárazság. Az erdő klímája az elmúlt három évtized folyamán ugyanis melegebbé és szárazabbá vált (Antal et al. 1997). A *Q. cerris* és a *Q. petraea* is közel egyszintű lombot fejleszt (Čermák et al. 2008). Így ezek a fák a kipusztult egyedek okozta lombvesztéséget csak csekély mértékben tudják pótolni. Egyes fajok csak bizonyos változásra várnak, hogy gyors növekedésnek indulhassanak. Ezt a jelenséget hívjuk Oskar-stratégiának (Silvertown 1982). A juharok nemzetségére jellemző ez a stratégia. Területün-

kön a magas cserjeszint és a másodlagos faszint teljes borítási aránya 1997-ben volt a legmagasabb. Ezt követően is csak azért csökkent (2007-ben már 28,2%-ra) jelentősen, mert az *A. campestre* fa méretű egyedei egyre nagyobb számban nőttek 13,0 m fölé.

Kutatásaink során megállapítottuk, hogy a másodlagos lombkoronát alkotó fajok egyedei csoportosult eloszlást mutatnak a negyedhektáros mintaterületükön. A fák közötti kompetíció hatását vizsgálta Szwagrzyk (1990) a faegyedek térbeli elrendeződése szempontjából más faktorok mellett, amelyek nem feltétlen befolyásolják szorosan az egyedek eloszlását. Skov (2000) a szomszéd egyedek hatását vizsgálta az egyes egyedek eloszlása szempontjából. Kutatásában azt állapította meg, hogy az eloszlás legfőbb befolyásoló tényezője a nyílt területek mérete és száma, az utak melletti nyílt sávok és a szomszédok faji szintű diverzitása. Az erdőben bizonyos interakciók, mint a fény, a talaj tápanyagkészlete, vagy az alsóbb növényi szintek vegetációja közötti kapcsolatok szoros összefüggésben állnak a gapek méretével. Így mindezen tényezők együtt tudják befolyásolni az erdő sikeres regenerációját (Bartemucci et al. 2006, Raymond et al. 2006). A Síkfőkúti erdőben a gapek meghatározói lehetnek a másodlagos faszintet alkotó egyedek eloszlásának. Ennek alátámasztása viszont további kutatásokat igényel. A gapek mérete meghatározó faktor a lécek kolonizációjában: a kisebb gapek a zavarástűrő fajoknak kedveznek, míg a nagyobb méretű lécek a zavarásokat kevésbé toleráló fajoknak (Runkle 1985). Területünkön több kisebb méretű lék alakult ki a tölgyfák kidőlése után, és ez inkább a zavarást jól toleráló *A. campestre* egyedeinek kedvez.

Összegzés

Kutatásaink alapján a következő megállapításokat tehetjük. Az 1979–80-ban kezdődő tölgyfák pusztulása után a kocsánytalan tölgyes erdőben lécek jöttek létre. Ezekben a lécekben a fény hatására bizonyos cserjefajok kinőttek a cserjeszintből. Három faj, az *A. campestre*, az *A. tataricum* és a *C. mas* növekedése volt jelentős az elmúlt évtizedekben, így ezek a fajok hozták létre a másodlagos lombkoronaszintet 8,0–13,0 m között. 1982 óta van jelen közvetlenül a tölgyek alkotta elsődleges lombkorona alatt az új szint. A másodlagos lombkorona szint denzitása folyamatos emelkedést mutat kialakulása óta. A teljes borítása 1997-ben volt a legmagasabb, ezt követően csökkenést tapasztaltunk. A másodlagos faszintben az egyedek eloszlása csoportosult jelleget mutat. Ha a jelenlegi trend folytatódik, akkor a Mezei juhar lehet a jövőben a lombkorona domináns faja.

Felhasznált irodalom

- Alaback, P.B. & Herman, F.R. 1988. Long-term response of understory vegetation to stand density in Picea-Tsuga forests. Ca. J For Res 18: 1522–1530.
- Antal E., Berki I., Justyák J., Kiss GY., Tarr K. & Vig P. 1997. A síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében. KLTE, Meteorológiai Tanszék, Debrecen. 83 p.

- Augusto, L., Dupouey, J.L. & Ranger, J. 2003. Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Ann For Sci* 60: 823–831.
- Barnes, J.D., Eamus, D. & Brown, K.A. 1990. The influence of ozone, acid mist and soil nutrient status on Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] II. Photosynthesis, dark respiration and soluble carbohydrates of trees during late autumn. *New Phytol* 115: 149–156.
- Bartemucci, P., Messier, C. & Canham, C.D. 2006. Overstory influences on light attenuation patterns and understory plant community diversity and composition in southern boreal forests of Quebec. *Can J Res* 36: 2065–2079.
- Bolte, A., Hilbrig, L., Grundmann, B., Kampf, F., Brunet, J. & Roloff, A. 2010. Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce–beech forest. *Europ J For Res* 129: 261–276.
- Bréda, N., Huc, R., Granier, A. & Dreyer, E. 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann For Sci* 63: 625–644.
- Broszofske, K.D., Chen, J. & Crow, T.R. 2001. Understory vegetation and site factors: implications for a managed Wisconsin landscape. *For Ecol Manage* 146: 75–87.
- Bussotti, F. & Ferretti, M. 1998. Air pollution, forest condition and forest decline in Southern Europe: an overview. *Environ Pollut* 101: 49–65.
- Čermák, J., Tognetti, R., Nadezhdina, N. & Raschi, A. 2008. Stand structure and foliage distribution in *Quercus pubescens* and *Quercus cerris* forests in Tuscany (central Italy). *For Ecol Manage* 255: 1810–1819.
- Chappelka, A.H. & Freer-Smith, P.H. 1995. Predisposition of trees by air pollutants to low temperature and moisture stress. *Environ Pollut* 87: 105–117.
- Collins, B.S., Dunne, K.P. & Pickett, S.T.A. 1985. Responses of forest herbs to canopy gaps. In: Pickett S.T.A. and White P.S. (eds), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, San Diego, USA. 218–234 pp.
- De Vries, W., Klap, J.M. & Erisman, J.W. 2000. Effects of environmental stress on forests crown condition in Europe. Part I: hypotheses and approach to the study. *Water, Air and Soil Pollut* 119: 317–333.
- Drobyshev, I., Anderson, S. & Sonesson, K. 2007. Crown condition dynamics of oak in southern Sweden 1988-1999. *Environ Monit Assess* 134: 199–210.
- Drobyshev, I., Niklasson, M., Eggertsson, O., Linderson, H. & Sonesson, K. 2008. Influence of annual weather on growth of pedunculate oak in southern Sweden. *Ann For Sci* 65: 512.
- Fischer, R., Dobbertin, M., Raspe, S., Garcia-Fernandez, P. & Sanchez-Pena, G. 2004. Environmental influences. *The Condition of Forest in Europe*. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution: International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. United Nations, Economic Commission for Europe, UNECE 2004, Geneva.
- Gaertig, T., Schack-Kirchner, H., Hildebrand, E.E. & Wilpert, V.K. 2002. The impact of soil aeration on oak decline in south-western Germany. *For Ecol Manage* 159: 15–25.
- Galbraith, S.L. & Martin, W.H. 2005. Three decades of overstory and species change in a mixed mesophytic forest in eastern Kentucky. *Castanea* 70: 115–128.

- Gilliam, F.S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioSci* 57: 845–858.
- Halpern, C.B. & Spies, T.A. 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecol Applicat* 5: 913–934.
- Helama, S., Läänelaid, A., Raisio, J. & Tuomenvirta, H. 2009. Oak decline in Helsinki portrayed by tree-rings, climate and soil data. *Plant and Soil* 319: 163–174.
- Innes, J.L. 1992. Forest decline. *Progress Physic Geog* 16: 1–64.
- Jakucs, P. (ed.) 1985. Ecology of an oak forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project” I. Akadémia Kiadó, Budapest.
- Jakucs, P. 1988. Ecological approach to forest decline in Hungary. *Ambio* 17: 267–274.
- Johnson, P.S., Shifley, S.R. & Rogers, R. 2002. *The Ecology and Silviculture of Oaks*. CABI International, Wallingford, UK.
- Klein, R.M. & Perkins, T.D. 1987. Cascades of causes and effects of forest decline. *Ambio* 16: 86–93.
- Kneeshaw, D.D., Leduc, A., Drapeau, P., Gauthier, S., Pare, D., Carignan, R., Doucet, R., Bouthillier, L. & Messier, C. 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *For Chron* 76: 481–493.
- Larsson, S. & Danell, K. 2001. Science and the management of boreal forest biodiversity. *Scand J For Res* 3: 5–9.
- Légaré, S., Bergeron, Y., Leduc, A. & Paré, D. 2001. Comparison of the understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec. *C J Bot* 79: 1019–1027.
- McDonald, R.I., Peet, R.K. & Urban, D.L. 2002. Environmental correlates of oak decline and red maple increase in the North Carolina Piedmont. *Castanea* 67: 84–95.
- McKenzie, D., Halpern, C.B. & Nelson, C.R. 2000. Overstory influences on herb and shrub communities in mature forests of western Washington USA. *Can J For Res* 30: 1655–1666.
- Misik, T., Jósvali, P., Varga, K. & Kárász, I. 2007. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő csereszintjének fizionómiai struktúra viszonyai 2002-ben. *Acta Acade Paedagog Agri Sectio Pericemonolog, Új sorozat XXXIV*: 71–80.
- Moraal, L.G. & Hilszczanski, J. 2000. The oak buprestid beetle, *Agrilus biguttatus* (F.) (Col., Buprestidae), a recent factor in oak decline in Europe. Berlin, *Anz. Schadlingskunde / J Pest Sci* 73: 134–138.
- Muir P.S., Mattingly, R.L., Tappeiner, J.C., Bailey, J.D., Elliott, W.E., Hager, J.C., Miller, J.C., Peterson, E.B. & Starkey, E.E. 2002. Managing for biodiversity in young Douglas-fir forests of Western Oregon. Biological Science Report. US Geological Survey, Forest and Rangeland Ecosystem Science Center: Corvallis, OR. 76 pp.
- Nowacki, J.G. & Abrams, D.M. 2008. The demise of fire and “Mesophication” of forests in the Eastern United States. *Biosci* 58: 123–138.
- Oosterbaan, A. & Nabuurs, G.J. 1991. Relationships between oak decline and groundwater class in The Netherlands. *Plant and Soil* 136: 87–93.
- Opydo, J., Ufnalski, K. & Opydo, W. 2005. Heavy Metals in Polish Forest Stands of *Quercus Robur* and *Q. Petraea*. *Water, Air, Soil Pollut* 161: 175–192.
- Raymond, P., Munson, A.D., Ruel, J.C. & Coates, K.D. 2006. Spatial patterns of soil microclimate, light, regeneration, and growth within silvicultural gaps of mixed tolerant hardwood-white pine stands. *Can J For Res* 36: 639–651.

- Runkle, J.R. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. in S. T. A. Pickett and P. S. White, editors. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York, 17–33 pp.
- Silvertown, J.W. 1982. *Introduction to plant population ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- Skov, F. 2000. Distribution of plant functional attributes in a managed forest in relation to neighbourhood structure. *Plant Ecol* 146: 121–130.
- Szwagrzyk, J. 1990. Natural regeneration of forest related to the spatial structure of trees: A study of two forest communities in Western Carpathians, southern Poland. *Plant Ecol* 89: 11–22.
- Thomas, F.M. & Büttner, G. 1998. Nutrient relations in healthy and damaged stands of mature oaks on clayey soils: two case studies in northwestern Germany. *For Ecol Manage* 108: 301–319.
- Thomas, F.M., Blank, R. & Hartman, G. 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathol* 32: 277–307.
- Ulrich, B. 1989. Effects of acidic precipitation on forest ecosystems in Europe. *In: Adriano, D.C., Johnson, A.H. (ed.) Acid precipitation*. Springer-Verlag, Berlin 2: 189–272.
- Woodall, C.W., Grambsch, P.L., Thomas, W. & Moser, W.K. 2005. Survival analysis for a large-scale forest health issue: Missouri oak decline. *Environ Monit Asses* 108: 295–307.
- Zaczek, J.J., Groninger, J.W. & Van Sambeek, J.W. 2002. Stand dynamics in an old-growth hardwood forest in Southern Illinois, USA. *Nat Areas J* 22: 211–219.
- Zumeta, D.C. & Ellefson, P.V. 2000. Conserving the biological diversity of forests: program and organizational experiences of state governments in the United States. *Environ Manage* 26: 393–402.