

UDK 630*222 (497.1-751.2 Đerdap)
Оригинални научни рад
<https://doi.org/10.2298/GSF2226007B>

РАЗМАТРАЊЕ ПИТАЊА ИЗМЕНЕ ВРСТА У МОНОДОМИНАНТНОЈ ШУМИ КИТЊАКА (*QUERCETUM PETRAEAE* ЋЕР. ET JOV. 1953., SUBASS. *TILIETOSUM*) - СТУДИЈА СЛУЧАЈА У НП „ЂЕРДАП”

Др Мартин Бобинац, редовни професор, Универзитет у Београду, Шумарски факултет
Др Синиша Андрашев, виши научни сарадник, Универзитет у Новом Саду, Институт за низијско шумарство и животну средину
МSc Никола Шушић, истраживач-сарадник, Универзитет у Београду, Институт за мултидисциплинарна истраживања

Извод: На истој површини на станишту монодоминантне шуме китњака (*Quercetum petraeae* Ћер. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*) анализирана је структура састојина пре и после природне обнове, у фази када су у састојини још заостала појединачна стара стабла китњака. Пре обнове, у састојини старој око 150 година у 1992. години, у спрату дрвећа био је заступљен само китњак, стабла су имала претежно неправилно изграђене крошње и умањен прирасни потенцијал, што су били елементи на основу којих се планирала обнова у основи за газдовање шумама. У младој састојини у 2017. години, поред појединачних, заосталих, старих стабала китњака, доминира сребрнаста липа, а у структури се не налази биолошки потенцијал младих китњакових стабала који би представљао основу за даљи развој у састојини, јер су стабла китњака потиснута од стране сребрнaste липе у подстојни и приземни спрат. Због недефинисаног значаја липе у састојини, у основи за газдовање шумама прописано је прелазно газдовање, којим се предвиђа реконструкција састојине у неком следећем уређајном раздобљу, у циљу враћања китњака на станиште с кога је неадекватним поступком обнове истиснут од стране сребрнaste липе. На основу проучене структуре младе састојине предлаже се напуштање концепта прелазног газдовања у корист интензивног газдовања с липом у актуелној опходњи. Основу за такав приступ дао је довољан број квалитетних стабала липе, односно аспираната за негу и примену селективне проредe, као и њихова добра прирасна реакција после четири године од прве проредe. Стара стабла китњака, која су још увек присутна у састојини, представљају само привидну основу континуитета с некадашњом састојином китњака и потребно их је уклонити у склопу интензивне и рационализоване неге сребрнaste липе, а делом и интегрисати у састојину липе.

Кључне речи: Обновљање састојине, *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Tilia tomentosa* Moench, структура састојина, прелазно газдовање, селективна проредa

УВОД

Китњак (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) је једна од најцењенијих врста шумског дрвећа у Европи, како у еколошком тако и у комерцијал-

ном смислу (Eaton *et al.*, 2016). У шумском фонду Србије китњак је заступљен у чистим и мешовитим састојинама на 173200 ha, са доми-

нантно изданаџким пореклом на 74,1% од укупне површине (Banković *et al.*, 2009). Високе састојине китњака су доминантно природног порекла и обнављају се природним путем.

Природна обнова шума храста китњака је сложен процес на чији коначни исход утичу бројни фактори, а примарни су биолошко-еколошке карактеристике врсте и станишни услови (Watt 1919, Mölder *et al.*, 2019a, 2019b). Почетна фаза развоја храста китњака сматра се најкритичнијом у процесу природне обнове на различитим станишима (Mölder *et al.*, 2019b). У монодоминантним шумама китњака сигурност природне обнове се обезбеђује иницијалним подмлађивањем у условима склопљене састојине, често и развојем подмлатка неколико година у условима мале осветљености у приземном спрату, а затим се врши ослобађање засене сечама обнове (Krstić *et al.*, 2018). Такав поступак дефинисан је као оплодна сеча, која се широко користи и у лужњаковим и у китњаковим шумама.

У условима мезофитизације шумске вегетације у основи процеса лежи претпоставка слабије компетитивне способности хрстова у односу на различите пратеће мезофите (Nowacki, Abrams, 2008, Alexander *et al.*, 2021). У мешовитим хрстовим шумама тек услед појаве периодичних поремећаја веће размере (као што су пожари или њихов сурогат – сече), може доћи до промене у конкурентским односима у корист хрстова (Abrams, 1992, Nowacki, Abrams, 2008). То практично значи да ако се жели успешна обнова хрстова и њихово одржање у структури састојина с пратећим мезофитама, неопходне су узгојне интервенције које у одговарајућој мери могу имитирати догађаје у природи, што је у складу са начелом гајења шума блиском природи (Schütz, 1999).

Интензивнија синхронизација узгојних интервенција с факторима подмлађивања у почетној фази традиционално је примењивана у лужњаковим шумама, у односу на китњакове и друге хрстове шуме, и моделно може послужити у креирању поступка у другим хрстовим шумама. Истраживања фактора који опредељују природно обнављање мешовитих лужњакових шума у Србији указала су да

се у условима минимално задовољене осветљености за одржање поника и формирање подмлатка, под утицајем хрстове пепелнице, онтогенеза лужњака после године обилног уroda завршава у развојној фази поника, а повољне услове за подмлађивање потребно је креирати пре клијања жира, односно појаве поника (Bobinaс, Kaгаdžić, 1994). При таквом сценарију, повољни услови за одржање поника и формирање подмлатка, односно урастање младих лужњакових стабала у структуру старих стабала у резерватима, су врло ретке појаве и синхронизирају се са случајним поремећајима у склопу (Bobinaс, 1998, 2000).

У процесу планске обнове лужњакових састојина у Србији креирају се повољни услови за клијање жира и формирање поника различитим узгојним интервенцијама, тзв. припремним мерама, често и више година пре извођења оплодног сека у дефинисаној години обилног уroda. При поступку обнове оплодном сечом у различитим типовима лужњакових шума, извођење оплодног сека плански је синхронизовано са годином обилног уroda, а основни критеријум за избор стабала за сечу је обилност уroda. На припремљеним површинама обилан урод жира представља довољну количину за подмлађивање застрте површине појединачних стабала, без потребе нагомилавања подмлатка из више уroda, а тиме се искључује потреба задржавања те категорије стабала на подмладној површини после оплодног сека (Bobinaс, 1999, Bobinaс, 2011). Такав став је заснован на сазнањима о обилности и варијабилности уroda лужњакових стабала у састојинама за обнову (Bobinaс, 1990, 1999, 2011). Међутим, у условима перманентног и интензивног коришћења, што обухвата традиционално коришћење старих лужњакових шума на великим површинама у периоду до 1870-их до 1930-их (Bobinaс, 2008), као и касније покушаје обнове на малим површинама (Erdeši, 1971), али и новији период (Bodor, 1991, Rađević *et al.*, 2020), када је осигурана значајна антропогена контрола подмладног процеса, примењују се поступци обнове при којима се фаза клијања жира одвија на голој површини, тј. у условима чисте сече. Притом се клијање жира одвија после године обилног уroda и обавезне допунске

сетве или после потпуног вештачког уношења жира на припремљеној површини.

Обнова лужњакових шума у поступку блиском природи, у малим отворима у склопу старих лужњакових састојина, због велике потребе за светлом младих стабала лужњака и конкуренције врста дрвећа отпорних на засену, сматра се спорадичном и компликованом (Mölder *et al.*, 2019a). Успостављена паралела у природном подмлађивању и одржању лужњака у више стотина година старим лужњаковим резерватима указала је да је подмлађивање лужњака у малим отворима у склопу зависно од еколошких услова. Природно подмлађивање лужњака је било успешније у шуми лужњака са пољским јасеном у којој је мање изражена фитоценолошка сложеност у подстојном спрату, а врло је ретко у шуми лужњака и граба, јер се синхронизује са случајним поремећајима у склопу (Bobinas, 1998, 2000). Наведено указује на већи значај еколошких услова и фитоценолошке изграђености састојина за одржање лужњака, у односу на значај хростове пепелнице који истичу Demeter *et al.* (2021).

У прегледу досадашњих сазнања у обнављању китњака, Köhler *et al.* (2020) закључују да је природно обнављање могуће у различито склопљеним састојинама, ако су испуњени услови довољног броја биљака китњака, а радови на уклањању компетицијске вегетације конзистентни и ако је утицај дивљачи искључен или сведен на занемарљиви ниво. Иако је подмлађивање китњака у мањим отворима у склопу могуће (Von Lürke, 1998, Dobrowolska, 2008) и питање минималне величине и облика отвора у склопу перманентно представља предмет истраживања (Diaci *et al.*, 2008, Modrow *et al.*, 2020) превладавајући приступ природне обнове у китњаковим шумама заснован је на примени опходне сече (von Lürke, 1998, Kuehne *et al.*, 2014). У односу на лужњакове шуме, у којима се опходни сек најчешће везује за годину обилног уroda жира (Bobinas, 1999, 2011), у различитим станишним условима у китњаковим шумама, као и код других врста које у почетном развоју подносе засену (као што је буква), опходни сек се везује или за годину обилног уroda или независно од године обилног уroda (Matthews, 1989). На

паралеле о елементима планирања и извођења опходног сека код врста светлости и врста која подноси сенку, указао је Bobinas (2003a).

У новим, генералним, смерницама за обнављање високих мешовитих китњакових шума у Србији (2022) наводи се: „припремно - опходни сек се спроводи у моменту очекиваног уroda семена главне врсте, или наредне године када се уклањају, пре свега, непожељне конкурентске врсте, врсте лаког семена, стабла лошег квалитета и здравственог стања из горњег спрата и сва стабла из доњег/подстојног спрата. Овим секом уклања се 30–60% запремине постојеће састојине.” Дакле, у генералним смерницама опходни сек је постављен дисперзно у односу на годину обилног уroda, односно примарни елемент подмлађивања. Дивергенција у извођењу опходног сека у односу на годину обилног уroda различито опредељује критичну фазу природне обнове хроста китњака у различитим еколошким условима, а неприлагођени поступак обнове еколошким специфичностима китњакових шума за последицу има отежано одржавање китњака у окружењу са другим присутним врстама, а у крајњем исходу и измену врста.

У складу са могућностима формирања подмлатка китњака у условима склопљених састојина у монодоминантним шумама у Србији, у којима је генерално мање изражена фитоценолошка сложеност у односу на полидоминантне китњакове шуме, природна обнова састојина претежно се заснива на претходно, спонтано, формираном подмлатку у условима мале осветљености и његовом постепеном ослобађању од засене споредних врста и матичних стабала на малим површинама. Према препорукама за обнову које су изнели Stojanović, Krstić (1980) на основу истраживања у типичним монодоминантним шумама китњака најповољнији поступак би моделно одговарао групично опходној сечи, са извођењем опходног сека у години обилног уroda. Међутим, у препорученом поступку, састојине које су истраживали наведени аутори нису обнављане већ је примењиван поступак, како наводе Stojanović *et al.*, (2005), постепеног ослобађања вишегодишњег подмлатка од засене матичних стабала на мањим површинама, а услед сушења китњакових стабала и у комбинацији са сани-

тарном сечом. При таквом поступку природно подмлађивање китњака је успешно у монодоминантним шумама у којима није изражена фитоценолошка сложеност. У мезофилним варијантама монодоминантних шума, где је занемариван регенеративни потенцијал (генеративни и вегетативни) пратећих мезофилних врста дрвећа, подмлађивање китњака често није успешно и у новијим истраживањима је указано на потребу напуштања констатоване праксе и увођење припремних мера, које подразумевају планску редукцију пратећих врста дрвећа у поступку који претходи сечама обнове у систему опходне сече (Bobinaс, 2017, 2018, Bobinaс *et al.*, 2019a). На основу досадашњих истраживања у вези обнављања монодоминантних шума китњака у Србији (Krstić, 1989, Babić, 2014, Капјевас, 2019) проистекле су препоруке за различиту примену опходне сече, на малим површинама или састојинском нивоу, али са усаглашеним предлогом за извођење опходног сека (или припремно-опходног сека) у години обилног уroda у различитим типовима монодоминантних шума. Имајући у виду да за такав предлог у наведеним истраживањима није обезбеђена експериментална потврда, јер су огледна истраживања моделно била заснована, на поступку ослобађања засене претходно формираног поника, али и вишегодишњег подмлатка. За адекватну примену поступка обнове у појединим типовима монодоминантних шума потребно је размотрити елементе оба моделна приступа, јер различито опредељују почетну фазу подмлађивања.

На процесе мезофитизације вегетације на ширем подручју Србије је указао Мишић (1994), а у монодоминантним шумама китњака Мишић *et al.* (1997) и Cvjetičanin *et al.* (2013). Са узгојног становишта, мезофилна станишта китњака су од нарочите вредности јер имају бољи потенцијал за производњу највреднијих сортимената и то најпре захваљујући присуству примешаних мезофилних врста, попут граба и букве, које у двоспратној састојини имају улогу да чисте дебло од грана и спречавају појаву водених избојака (Matthews, 1989, Solymos, 1993, von Lürke, 1998). И липа може имати такву улогу у китњаковим састојинама (Joyce, Gardiner, 1986; von Lürke, 1998), али само

ако је старост липе у састојини у синхронизацији са старошћу китњака (von Lürke, 1998). Међутим, мезофилне заједнице захтевају интензивнији ангажман струке у контроли присуства и компетицијске способности примешаних мезофита како у обнови тако и у нези састојина током опходње (von Lürke, 1998).

Монодоминантне шуме китњака широко су распрострањене у Србији и с обзиром на њихову еколошку разноврсност описан је већи број асоцијација и субасоцијација, које се разликују од типичне, широко схваћене и првоописане, монодоминантне шуме китњака—*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953. s.l. (Tomić *et al.*, 2006). Најквалитетније монодоминантне шуме китњака у Србији су на подручју североисточне Србије и у оквиру асоцијације *Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953. издвојене су четири еколошке варијанте—субасоцијације: *ornetosum*, *pauperum*, *typicum* и *tilietosum* (Tomić, 2003). Ове шуме заузимају топле експозиције и веће нагибе, геолошку подлогу чине углавном силикатне стене, а дистрична смеђа земљишта која се на њима образују су мање-више плитка, скелетна и подложна ерозији. У типичним заједницама и састојинама са густим склопом спрат жбуња је слабо изражен, а у приземном спрату среће се велики број врста. Према синтаксономској номенклатури монодоминантне шуме китњака у Србији су сврстане у ред *Quercetalia pubescentis* J. Br.-Bl. & G. Br.-Bl. 1931. и свезу *Quercion petraeae-cerridis* (R. Lakušić 1976) R. Lakušić & V. Jovanović 1980. (Tomić, Rakonjac, 2011).

Успостављена паралела у изграђености састојине пре и после планске обнове и при спонтаној обнови услед природне разградње састојине, у различитим еколошким варијантама монодоминантне шуме китњака—субасоцијацијама, *typicum* и *tilietosum* на подручју Националног парка „Ђердап“, указала је да слична изграђеност спрата дрвећа у зрелим састојинама, која је резултат сличних антропогених утицаја у вишедеценијском периоду, у фази обнове налаже потребу планирања различитих узгојних мера да би се очувао китњак у потребној бројности (Bobinaс, 2018, Bobinaс *et al.*, 2019a). Новија фитоценолошка истраживања у разређеним састојинама на истом подручју указала су да монодоминантне

шуме китњака (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953. s.l.) одликује изражена фитоценолошка сложеност и констатовано је велико присуство обичног граба у нижем спрату дрвећа и спрату жбуња, који отежава обнављање китњака (Cvjetičanin *et al.*, 2013). Према наводима Јанковић, Мишић (1980) у мезофилним варијантама монодоминанних шума китњака на Фрушкој гори, услед присуства пратећих врста: *Tilia tomentosa* Moench, *Carpinus betulus* L., *Fraxinus ornus* L. и др. и умањене могућности подмлађивања китњака, предложено је да се и циљеви газдовања усмере према тим, пратећим, врстама дрвећа. Новија истраживања су потврдила мезофитизацију монодоминантних китњаконих шума на Фрушкој гори, услед ширења сребрнасте липе и других врста (Мишић *et al.*, 1997, Динић *et al.*, 1998). У широко заступљеној мезофилној монодоминантној шуми китњака с вијуком (*Ass. Festuco drymeiae-Quercetum petraeae* Јанковић 1974), на подручју Националног парка „Фрушка гора“ (Томић, 2013), због сложене фитоценолошке изграђености предлаже се посебан третман са пратећим врстама пре сеча обнове састојина, односно поступак обнове као у мешовитим китњаконим шумама (Вобинас, 2017). Актуелна истраживања обнављања китњака на подручју североисточне Србије у монодоминантним шумама, у разређеним састојинама за обнову, такође су утврдила значајно учешће пратећих (непожељних) врста дрвећа у структури састојина, а у проистеклим смерницама за обнову састојина оплодном сечом њихово уклањање се везује за сече обнове, односно припремно-оплодни сек (Канјевац, 2019). Прецизније смернице о третману мезофилних монодоминантних шума китњака у фази обнове недостају и на другим подручјима њиховог распрострањења. У оквиру смерница за очување станишта и састојина у монодоминантној шуми китњака с вијуком на подручју Хрватске наводи се да се узгојне мере усмеравају и на друге врсте дрвећа (граб, букву, црни јасен и др.), које у тој шуми расту поред китњака (Вукелић *et al.*, 2008). Дефинисана моделна решења за планску редукацију пратећих врста дрвећа, која претходи сечама обнове у систему оплодне сече, када се извођење оплодног сека синхронизује са годином обилног уро-

да, у Србији су примењена у лужњаконим шумама (Вобинас, 1999, Вобинас, 2011).

Услед сложене фитоценолошке изграђености састојина за обнову у мезофилним монодоминантним шумама китњака и неприлагођеног поступака обнове њиховим еколошким специфичностима у претходном периоду, шумарска оператива у Србији се данас сусреће са последицама измењеног састава врста, односно са регресивном сукцесијом. На основу расположивих премера стабала на компаративним огледним површинама (пре и после природне обнове састојине) и њиховом компарацијом са подацима периодичних премера стабала на нивоу укупне састојине, у овом раду се приказује студија случаја измене врста и разматра прилагођена пројекција мера гајења шума на станишту мезофилне монодоминантне шуме китњака (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*) на подручју Националног парка „Ђердап“.

Циљеви рада су следећи:

1. Успостављање ретроспективног прегледа у изграђености састојине, непосредно пре обнове и 25 година после, на истој површини;
2. Дефинисање биолошког потенцијала обновљених врста дрвећа за процес газдовања шумама и дефинисање елемената за пројекцију мера гајења шума у проистеклој младој састојини, у фази када су још присутна појединачна стара стабла;
3. На основу успостављене паралеле са сличним процесима на другом моделном подручју успоставити шири контекст импликација измене врста на пројекцију циљева газдовања шумама;
4. Указати на главна питања и последице у предложеним смерницама за обнову монодоминантних шума китњака оплодном сечом, везано за начин извођења оплодног сека и третман пратећих врста дрвећа.

МАТЕРИЈАЛ И МЕТОД РАДА

У циљу генерализације процеса измене врста и пројекције мера гајења шума на истраживаном станишту извршено је поређење састојинског стања на компаративним површи-

нама на подручју Националног парка „Ђердап“ (Газдинска јединица „Златица“ одељење 56 а), на основу примарних и секундарних података. Примарни подаци су прикупљени на основу премера стабала на компаративним огледним површинама, које представљају стање старе састојине у 1992. и младе састојине у 2017. години (Bobinaс *et al.*, 2019а), као и премера у 2021. години у младој састојини четири године после огледне прореде. Секундарни подаци су прикупљени из основа за газдовање шумама у периоду од 1996. до 2016. године и односили су се на периодичне описе састојине, нумеричке податке о структури састојине и предлоге мера газдовања и гајења шума (1996, 2006, 2016).

Површина истраживане састојине у периоду 1996–2016. године одређивана је у основама за газдовање шумама у распону 9,49–11,62 ха, па се може сматрати условно трајном површином за анализу, аналогно компаративним огледним површинама на којима је истражена структура састојине пре и после природне обнове на основу детаљног премера стабала. Састојина је на станишту монодоминантне шуме китњака (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*), на средње дубоком до дубоком киселом смеђем земљишту, на надморској висини 520–540 m, на југозападној експозицији и на нагибу око 15°. Појас китњакових шума у североисточној Србији, између 300 и 600 m надморске висине, карактерише семихумидна клима (период 1981–2010. године), са просечном годишњом температуром на доњој граници висинског појаса 10,3°C и просечном годишњом количином падавина 679 mm, док је на горњој граници просечна температура 8,8°C, а просечна годишња количина падавина 715 mm (Kаnjеvас, 2019).

У 1992. години, непосредно пре планске обнове, истраживана састојина је била стара око 150 година, на огледној површини је дефинисан густ склоп, а у спрату дрвећа био је заступљен само китњак. У 2017. години у оквиру исте површине формирана је млада састојина, у којој у спрату дрвећа доминира сребрнаста липа претежно семеног порекла, а на површини састојине су заступљена и појединачна стара стабла китњака. Тиме се структура младе састојине у 2017. години карактерише заосталим

семењацима китњака, који су елемент континуитета са састојином пре планске обнове у основи за газдовање шумама. Изглед састојине у 2017. години приказан је на Слици 1.

Структура зреле састојине се заснивала на подацима прикупљеним 1992. године на огледној површини димензија 65 x 80 m, површине 0,52 ха (ОП-1), а изграђеност младе састојине је проучена на основу података прикупљених у 2017. години на огледној површини 40 x 40 m, површине 0,16 ха (ОП-1а), која је формирана у централној зони ОП-1 (Bobinaс *et al.*, 2019а).

На огледним површинама је извршен дендрометријски премер стабала. Премерена су два унакрсна пречника на прсној висини свих стабала, са тачношћу од 1 mm, а за конструкцију висинске криве измерене су висине правилно развијеним стаблима, у 1992. години висиномером Blume-Leiss, а у 2017. години Vertex III (Haglöf, Sweden).

На ОП-1, у 1992. години, су била обројчана сва стабла масном фарбом и за карактеризацију њиховог дебљинског и темељничног прираста узети су узорци Преслеровим сврдлом на прсној висини у оквиру процењених категорија стабала с различитим степном стешњености крошње. Стешњеност крошње стабала (СК) оцењена је у три степена: слободно стојећа крошња – без додиривања с крошњама суседних стабала или је додиривање у зони крошње светлости до 25% обима крошње (1); једнострано стешњена, односно редукована крошња – додиривање с крошњама суседних стабала у зони крошње светлости 25–50% обима крошње (2); вишестрано стешњена крошња – додиривање с крошњама суседних стабала у зони крошње светлости преко 50% обима крошње (3) (модификована класификација по Asmanп, 1970).

На ОП-1а, у 2017. години, трајно су обројчана стабла за негу (аспиранти) која су изабрана у оквиру квалитетних стабала липе и према којима је предложена прва прореда у поступку који описује Schädelin (1934). После четири вегетациона периода од прореде премерена су два унакрсна пречника на прсној висини аспираната, с тачношћу од 1 mm и одређен је текући дебљински прираст. Старост стабала липе, која по елементима раста карактеришу колектив



Слика 1. Заостало старо стабло китњака после планске обнове у окружењу стабала сребрнасте липе у монодоминантној шуми китњака (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953, subass. *tilietosum*) у ГЈ „Златица”, 56а (Фото: М. Бобинац, 2018)

стабала за негу, утврђена је на попречном пресеку пања, на висини 0,1 m, код пет посечених стабала у прореди. Узоркована стабла су имала пречник на прсној висини 8,9–15,1 cm, а висину 12,4–14,0 m.

Обрада података премера стабала на огледним површинама подразумевала је израчунавање средњих величина елемената раста стабала (пречника, висине и дебљинског прираста) и укупних величина елемената раста састојина по хектару (броја стабала, темељнице и запремине). За конструкцију висинских кривих коришћен је модел Richards (1959), $h=1,3+a\cdot(1-e^{-b\cdot DBH})^c$. Запремина састојина утврђена је на основу двоулазних запреминских таблица за китњак (Špiranec, 1975), а за остале врсте запремина је одређена на основу таблица

за сребрнату липу (Vanковић *et al.*, 1989). За карактеризацију прирасног потенцијала старих стабала китњака у 1992. години одређен је просечни дебљински и темељнични прираст у периоду 1973–1992. године и приказан је по петогодишњим периодима. За карактеризацију прирасног потенцијала младих стабала липе за негу (аспиранти) приказан је текући прираст пречника (i_0) у посматраном четворогодишњем периоду. За приказ дебљинске структуре и текућег дебљинског прираста стабала за негу коришћени су показатељи дескриптивне статистике: аритметичка средина (x_s), стандардна девијација (s_d), коефицијент варијације (CV%), минимална (x_{min}) и максимална (x_{max}) величина, варијацијска ширина ($v\check{s}$), коефицијент асиметрије (α_3) и коефицијент спљоштености (α_4).

Табела 1. Елементи раста стабала и састојине на огледној површини ОП-1 у 1992. години и на ОП-1а у 2017. години.

Огледна површина	Врста дрвећа	d_a [cm]	h_a [m]	h/d	N [ha ⁻¹]	N [%]	G [m ² ·ha ⁻¹]	G [%]	V [m ³ ·ha ⁻¹]	V [%]
ОП-1	<i>Q. petraea</i>	40,2	23,9	0,59	275	100	35,98	100	470,1	100
	<i>Q. petraea</i>	2,4	2,8	1,17	375	10,9	0,4	1,8	1,9	1,1
ОП1а	<i>T. tomentosa</i>	8,8	9,1	1,03	2769	80,8	20,7	91,2	163,0	93,9
	ОПЛ	7,6	7,1	0,93	281	8,2	1,6	7,0	8,7	5,0
Укупно					3425	100,0	22,7	100,0	173,6	100,0

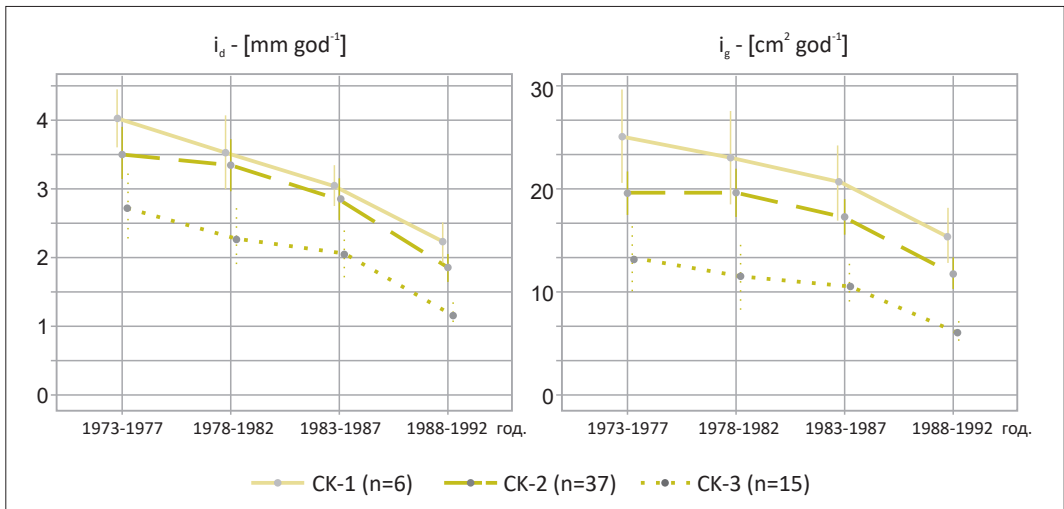
Легенда: d_a —аритметички средњи пречник; h_a —аритметичка средња висина; h/d —степен виткости средњег стабла, N—број стабала по хектару; G—темељница по хектару, V—запремина по хектару

РЕЗУЛТАТИ

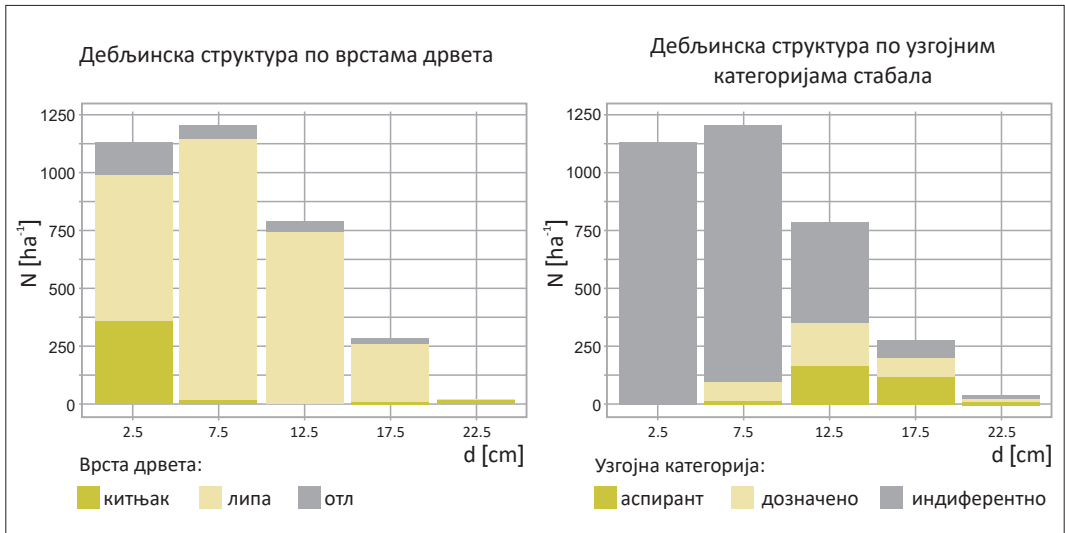
У структури старе састојине, у 1992. години (ОП-1), био је заступљен само китњак са 275 стабала по хектару, са средњим пречником 40,2 cm, средњом висином 23,9 m, темељницом 35,98 m²·ha⁻¹ и запремином 470,1 m³·ha⁻¹ (Табела 1).

Дебљински и темељнични прираст китњака у периоду 1973–1992. године са различитим степеном стешњености крошње потврђује умањен прирасни потенцијал китњака пре обнове (Слика 2).

У структури младе састојине (ОП-1а), у 2017. години евидентирано је 3425 стабала по хектару, са темељницом 22,7 m²·ha⁻¹ и запремином 173,6 m³·ha⁻¹. Учешће китњака у младој састојини износило је 10,9% по броју стабала, 1,8% по темељници и 1,1% по запремини. Сребрнаста липа имала је учешће 80,8% по броју стабала, 91,2% по темељници и 93,9% по запремини, а учешће других врста тврдих лишћара (обичног граба, брекиње, клена, млеча и букве) је 8,2% по броју стабала и са сличним процентуалним учешћем по темељници и запремини. Средњи пречник китњака износио је 2,4 cm, а липе



Слика 2. Просечне вредности дебљинског и темељничног прираста стабала китњака у периоду 1973.–1992. године по петогодишњим периодима и интервал поверења за 95% по различитим степенима стешњености крошње.

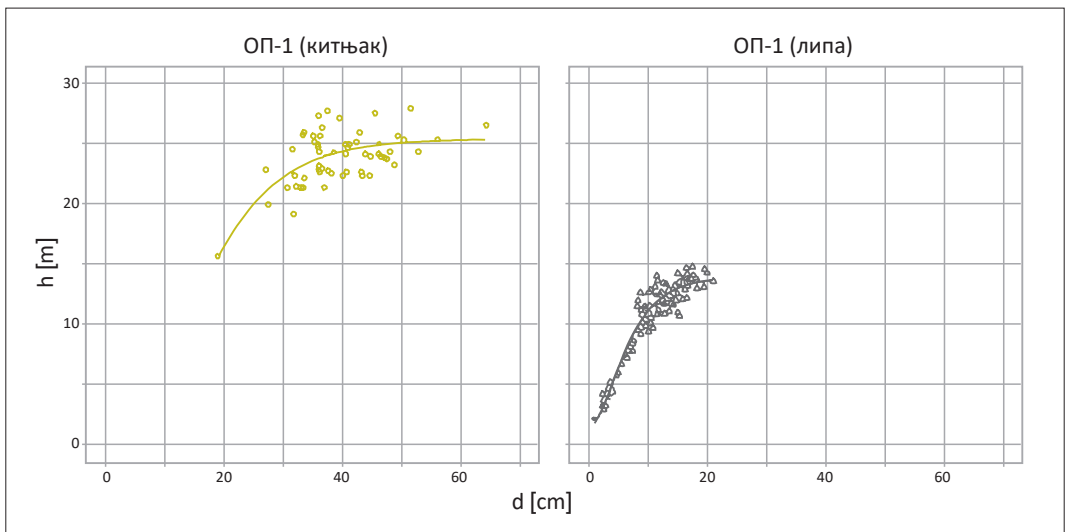


Слика 3. Дебљинска структура младе састојине по врстама дрвећа (лево) и узгојним категоријама стабала (десно) у 2017. години.

8,8 cm, док је средња висина китњака 2,8 m, а липе 9,1 m. У младој састојини 95% стабала китњака било је заступљено у најтањем дебљинском степену 2,5 cm. Степен виткости китњака износио је 1.17, а липе 1,03 (Табела 1, Слика 3).

У структури младе састојине у 2017. години, на површини 11,62 ha, преостала су појединач-

на, стара, стабла китњака и састојина је у актуленој основи за газдовање шумама описана као двоспратна. Висинске криве, старе (1992. година) и младе састојине (2017. година), илустративно приказују двоспратну састојину (Слика 4), а параметри и елементи оцене модела висинских кривих дати су у Табели 2.



Слика 4. Висинске криве у истраживаним састојинама, ОП-1 (китњак) и ОП-1а (липа).

Табела 2. Параметри модела и елементи оцене модела висинских кривих.

Огледна површина	$h = 1,3 + a \cdot (1 - e^{-b \cdot DBH})^c$			Елементи оцене модела		
	a	b	c	n	r ²	s _e
ОП-1	23,973	0,115	4,465	64	0,43	1,67
ОП1а	12,457	0,230	2,457	131	0,94	0,90

Легенда: a, b, c—параметри модела; n—број мерених стабала; r²—коэффициент детерминације; s_e—стандардна грешка регресије

У структури младе састојине (ОП-1а) у 2017. години не налази се биолошки потенцијал китњакових стабала који би представљао основу за даљи развој у састојини у актуелној опходњи. На основу структурних елемената у састојини је предложена рационализована нега липе, при чему је кандидовано 319 квалитетних стабала

липе по хектару за приоритетну негу (аспиранти), којима су посечени главни конкуренти (Табела 3). Старост стабала липе, која по елементима раста карактеришу колектив стабала за негу у 2017. години, утврђена је у распону од 27 до 43 године. Посечено је у првој прореди 356 стабала липе, са средњим пречником по

Табела 3. Елементи раста стабала и састојине и предлог мера гајења шума на огледној површини ОП-1а у 2017. години.

Колектив стабала	Врста дрвећа	dg [cm]	h _L [cm]	h/d	N [ha ⁻¹]	N [%]	G [m ² ·ha ⁻¹]	G [%]	V [m ³ ·ha ⁻¹]	V [%]
Укупно					3425	100,0	22,7	100,0	173,6	100,0
Аспиранти	<i>T. tomentosa</i>	14,5	12,6	0,87	319	9,3	5,27	23,2	42,14	24,3
Прва прореда	<i>T. tomentosa</i>	12,8	12,4	0,97	356	10,4	4,62	20,4	37,18	21,4
Преостало					3069	89,6	18,13	79,6	141,14	78,6

Легенда: d_a—средњи квадратни пречник; h_L—средња висина по Лорају; h/d—степен виткости средњег стабла; N—број стабала по хектару; G—темељница по хектару; V—запремина по хектару

Табела 4. Нумерички показатељи дебљинске структуре и текућег дебљинског прираста стабала липе за негу

Нумерички параметар	Аспиранти			
	2017.	2021.	Нумерички параметар	2018.–2021.
n	51	51	n	51
d _a [cm]	14,25	17,24	i _d [cm·god. ⁻¹ /cm·yr ⁻¹]	0,75
d _{min} [cm]	9,45	11,55	i _{d min} [cm·god. ⁻¹ /cm·yr ⁻¹]	0,44
d _{max} [cm]	20,05	22,55	i _{d max} [cm·god. ⁻¹ /cm·yr ⁻¹]	1,39
s _d [cm]	2,75	2,80	s _d [cm]	0,22
CV [%]	19,3	16,3	CV [%]	28,9
α ₃	0,158	-0,201	α ₃	1,004
α ₄	-0,697	-0,774	α ₄	1,101

Легенда: n—број мерених стабала; d_a, i_d—аритметички средњи пречник-текући прираст пречника; d_{min}, i_{d min}—минимални пречник-минимални текући прираст; d_{max}, i_{d max}—максимални пречник-максимални текући прираст; s_d—стандардна девијација; CV—коэффициент варијације; α₃—асиметрија; α₄—спљоштеност

темељници 12,8 cm и степеном виткости 0,97, а проредни етат износи 37,18 m³·ha⁻¹. Стабла за негу (аспиранти) чинила су 9,3% од укупног броја стабала и 24,3% од укупне запремине састојине, а проредом је уклоњено 10,4% од укупног броја стабала и 21,4% од укупне запремине састојине, што указује да је прореда умерене јачине (Табела 3).

Расподела аспираната (319 стабала ha⁻¹) по дебљини у 2017. и 2021. години карактерише готово симетричан и платикуртичан распоред, а коефицијент варијације износио је 16,3–19,3%.

Средња величина текућег дебљинског прираста аспираната износила је 0,75 cm, коефицијент варијације 28,9%, а коефицијент асиметрије (α_3) од 1,0 показује десну асиметрију. Коефицијент спљоштености (α_4) указује на лептокуртичан распоред (Табела 4).

ДИСКУСИЈА

Услед појачаног сушења китњака на подручју североисточне Србије, које је коинцидирало са таласом масовног сушења хрстових шума у Европи 80-их година прошлог века (Oszaко, 2000, Thomas *et al.*, 2002), интензивирани су санитарне сече у састојинама које су биле старе око 150 година и у њима се манифестовало спонтано подмлађивање китњака. У таквим условима уследили су предлози за обнову састојина (Banković *et al.*, 2002) и интензивирани су радови на природној обнови састојина на ширем подручју Националног парка „Ђердап”, непосредно после 1992. године.

Прирасни потенцијал старих стабала китњака у истраживаној састојини у 1992. години био је мали (Графикон 2). На истраживаном подручју, у временској серији од 1885. до 2013. године, просечна ширина гола износила је 1,75 mm (Radaković, Stajić, 2021). На састојинском нивоу текући запремински прираст у истраживаној састојини (ОП-1) у десетогодишњем периоду (1983–1992. године) износио је 5,5 m³·ha⁻¹ и био је мањи за 26% у односу на претходни десетогодишњи период (1973–1982. године). У структури истраживане старе састојине око 90% стабала је имало једнострано или

вишестрано стешњену крошњу, што је индикатор претежно спонтаног развоја (Bobinaс *et al.*, 2019a). На истраживаном подручју 1993. године, на узорку китњакових састојина 273,94 ha са сличном структуром као и истраживана састојина, утврђен је текући запремински прираст 2,53 m³·ha⁻¹ и био је мањи за 42,2% у односу на запремински прираст утврђен 1987. године (Banković *et al.*, 2002). Умањен прирасни потенцијал старих стабала китњака, појава сушења и спонтано започет процес природне обнове китњака, представљали су оправдану основу да се приступило планској обнови састојине непосредно после 1992. године.

Према подацима у основи за газдовање шумама за плански период 1997–2006. године састојина је била у поступку обнове, имала је непотпун склоп (0,6). У структури састојине је доминирао китњак (1,0), уз мало присуство других врста, што кореспондира са структуром која је утврђена и на ОП-1 (Табела 1). За састојину је била прописана оплодна сеча кратког периода за обнављање, а спроведени поступак илуструје промена броја стабала китњака у основама за газдовање шумама (Табела 5).

Табела 5. Промена броја стабала китњака по хектару у основама за газдовање шумама у периоду од 1996. до 2016. године за ГЈ „Златица”, 56а (Извор: 1996, 2006, 2016).

Година	1996	2006	2016
	Број стабала по хектару		
Укупно	182	94	86
До 20 cm дебљине	26	25	59
>20 cm дебљине	156	69	27

У основи за газдовање шумама за плански период 1997–2006. године у састојини је био прописан оплодни сек, а у опису састојине констатована је задовољавајућа бројност и покривност подмлатка китњака, с процењеном старошћу око 10 година. У састојини је евидентирано 182 стабла китњака по хектару, од којих је 86% имало прсни пречник преко 20 cm (1996). Према подацима у основи за газдовање шумама за плански период 2007–2016. године састојина је била, такође, у процесу обнављања оплод-

ном сечом кратког периода за обнављање, уз прописан оплодни сек, а у опису састојине констатована је задовољавајућа бројност и покривност подмлатка китњака, с процењеном старошћу око 15 година. У укупној структури стабала китњака (94 по хектару) око 75% стабала је имало прсни пречник преко 20 cm (2006). Према подацима у основи за газдовање шумама за плански период 2017–2026. године, састојина је описана као двоспратна, са учешћем липе (0,6), а китњака (0,3) у структури, а за састојину се прописује прелазно газдовање. У укупној структури стабала китњака (86 по хектару) око 30% стабала имало је прсни пречник преко 20 cm (2016).

Према Banković, Medarević (2009) састојине за прелазно газдовање затеченим стањем нису у могућности да одговоре потребама у складу с приоритетном функцијом и предвиђају се за реконструкцију у неком наредном уређајном раздобљу. Прописивањем прелазног газдовања за истраживану састојину може се сматрати да обнова китњака, као главне врсте, није успела, а да преостала (стара) стабла китњака представљају једину основу за континуитет са састојином пре планске обнове.

Из трајекторије смерница за обнављање истраживане састојине оплодном сечом, односно периодично прописиваним оплодним секом у основама за газдовање шумама у периоду 1997–2016. године, проистиче поступак постепеног уклањања старих стабала китњака. У планском периоду 1997–2006. године простиче захват око 50% по броју стабала, а може се претпоставити да су стабла уклањана у дивергентном приступу у односу на поступак обнављања састојина оплодном сечом, када се врши синхронизација оплодног сека са обилним уродом, односно да је сечама обнове вршено периодично ослобађање спонтано формираног вишегодишњег подмлатка. Уклањање старих стабала китњака у зони спонтано формираног подмлатка, према наводима Bobinaс (2003а), представља завршну фазу обнове на одређеној микроповршини. Према структури младе састојине у којој доминира сребрнаста липа у 2017. години, приказаној на ОП-1а, а на ширем простору и са заосталим појединачним, старим, стаблима китњака, може се закључити

да је дошло до измене врста у састојини, односно да обнова китњака није успела. У структури младе састојине не налази се биолошки потенцијал китњакових стабала који би представљао основу за даљи развој у састојини, јер су стабла китњака потиснута од стране сребрнасте липе у подстојни и приземни спрат. Због недефинисаног значаја липе у састојини, у основи за газдовање (2016) прописано је прелазно газдовање, којим се предвиђа реконструкција састојине у будућности у циљу враћања китњака на станиште с кога је неадекватним поступком обнове истиснут од стране сребрнасте липе.

На основу анализе структуре липе у младој састојини нереално је прописано прелазно газдовање, односно нереално је задржавање престарелих стабала китњака, која су са малим прирасним потенцијалом и често са нарушеним здравственим стањем, а изражене су потребе за негом квалитетних младих стабала липе. Идентификовано нумерисано заостало старо стабло китњака из 1992. године, са прсним пречником 36,2 cm, то илустративно показује, јер је у периоду 1993–2021. године имало периодични дебљински прираст 58 mm, односно просечно је годишње прирашћивало 2 mm, а елитно младо стабло сребрнасте липе (аспирант), са прсним пречником 12,0 cm из премера 2017. године, у периоду 2018–2021. године имало је периодични дебљински прираст 28 mm, односно просечно је годишње прирашћивало 7 mm (Слика 5).

У структури младе састојине у 2017. години нереално је и очекивати да китњак, потиснут од липе у подстојни и приземни спрат, има биолошки потенцијал за даљи развој у састојини у којој доминира липа у развојној фази летвењака. Такође, нереална је и иницијална пројекција подмлађивања китњака у зони појединачних преосталих стабала, а у окружењу младих стабала липе, где је средња висина аспираната 12,6 m, са прогресијом даљег раста, јер отвори у склопу састојина китњака величине између 0,1 и 0,3 ha, према наводима Kohler *et al.* (2020), нису довољни за природну регенерацију китњака. Са аспекта газдовања шумама заостала стара стабла китњака представљају привидни континуитет састојине китњака, који је после више од две деценије трајања подмлад-



Слика 5. Преостало старо стабло китњака у састојини после планске обнове у зони ОП-1, са периодичним дебљинским прирастом: $i_{\text{дл}1993-2021} = 5,8$ цм (лево) и младо стабло липе за негу на ОП-1а, с периодичним дебљинским прирастом: $i_{\text{дл}2018-2021} = 2,8$ цм (десно). Фото: М. Бобинац

ног раздобља успостављен у основи за газдовање шумама (2016) као резултанта нејасно успостављеног приступа у обнови истраживане монодоминантне шуме китњака, везано за услове у којима је отежано одржавање китњака. У условима спонтано започетог процеса природне обнове, оквир за дефинисање смерница за обнову је налагао плански приступ, примарно везан за коришћење састојине (Banković *et al.*, 2002), а у поступку обнове састојине није примењен адекватан приступ, везан за еколошке специфичности истраживане монодоминантне шуме китњака, на који указује успостављена паралела у изграђености састојина пре и после обнове на том подручју (Bobinaс, *et al.*, 2019a). Иако се у истраживаној састојини може претпоставити да радови на уклањању компетицијске вегетације нису били конзистентни и да је одржање подмлатка китњака било отежано, али генерално није било угрожено, услед присуства јеленске дивљачи (Гаџић *et al.*, 2006), примарни разлог за измену врста на станишту

истраживане мезофилне монодоминантне шуме китњака треба тражити у њеним еколошким специфичностима. Иако на огледној површини 0,52 ha, у структури састојине пре обнове, у 1992. години, нису била присутна стабла липе расположиви фитоценолошки снимак из 1992. године (Cvjetičanin (1992), према Bobinaс, *et al.*, (2019a)) и старост стабала липе у 2017. години указују да је у приземном спрату, поред китњака обилно била подмлађена и сребрнаста липа.

Конкурентска вегетација је према бројним ауторима кључни фактор који опредељује одржавање китњака на различитим стаништима (von Lupke, 1998, Anighofer *et al.*, 2015, Kohler *et al.*, 2020). Зато је смернице за обнову монодоминантних китњакових шума потребно, примарно, заснивати на њиховим еколошким специфичностима. Када се у смерницама за газдовање шумама препоручује извођење оплодног сека, посебно на састојинском нивоу у синхронизацији са годином обилног уroda ки-

тњака, тада се очекује оптимална осветљеност за формирање поника и раст подмлатка китњака у наредних неколико година, а која омогућава и повољне услове за раст других врста. Дрвенасте и зељасте врсте, које се генеративно и вегетативно подмлађују у складу са њиховом присутношћу у структури састојина и примењеним мерама за њихову редукцију, представљају конкурентску вегетацију храсту китњаку. Зато је важно да, у условима генерално препорученог поступка обнове, поник и подмладак китњака остваре оптималан почетни раст.

Управо за ту почетну фазу подмлађивања у монодоминантним шумама китњака постоје нејасноће у досадашњим истраживанима у којима се сигурност природне обнове обезбеђује спонтаним, иницијалним, подмлађивањем у условима склопљене састојине. То има практичне последице јер се раст подмлатка у побољшаним условима светлости (извођењем оплодног сека у години формирања поника или после формирања вишегодишњег подмлатка) одвија у значајно промењеним условима средине у односу на услове клијања жири и оствареног раста, при чему се у одређеном периоду прилагођава новим условима и нема оптимални раст. Такав случај уочава се у генералним упустима за извођење оплодног сека (Matthews, 1989), а уграђен је и у нове, генералне, смернице за обнављање високих мешовитих китњакових шума у Србији (2022), где се са препорученом јачином захвата 30–60% по запремини могу очекивати значајно промењени услови средине, у односу на услове почетног раста у условима склопљене састојине. Такав случај се уочава и у до сада спроведеним огледним истраживањима у Србији, у вези обнављања китњакових шума, која су била усмерена на монодоминантне шуме (Krstić, 1989, Babić, 2014, Kanjevac, 2019). На основу наведених истраживања проистекле су препоруке за различиту примену опложне сече, на малим површинама или састојинском нивоу, али са извођењем оплодног сека (или припремно-оплодног сека) у години обилног урода у различитим типовима монодоминантних шума. Међутим, за препоруку да се опложни сек изводи у години обилног урода китњака нису били обезбеђени елементи на основу оглед-

них истраживања, јер су огледи моделно били засновани на ослобађању засене спонтано формираног поника или вишегодишњег подмлатка китњака, који се формирао под склопом главне и споредних врста дрвећа и жбуња. Односно, поник или вишегодишњи подмладак се формирао у условима мале осветљености, а не у условима у којима се клијање жири и формирање поника одвија после синхронизације оплодног сека са годином обилног урода жири, дакле у условима оптималне осветљености. Тиме, у до сада спроведеним огледним истраживањима у китњаковим шумама у Србији моделно није обухваћен иницијални процес подмлађивања китњака, односно није разматрана иницијална фаза клијања жири и раста поника и подмлатка у условима који настају после синхронизовано спроведеног оплодног сека са годином обилног урода, а што је дивергентан поступак у односу на поступак ослобађања засене претходно формираног поника или подмлатка.

У наведеним огледним истраживањима у монодоминантним шумама китњака моделно је разматран раст подмлатка китњака у промењеним условима. Тиме и ефекти раста подмлатка, како их приказују аутори у наведеним радовима (Krstić, 1989, Babić, 2014, Kanjevac, 2019), али и у другим проистеклим радовима (Krstić *et al.*, 2018; Kanjevac *et al.*, 2021, Babić *et al.*, 2021) и синтезној публикацији (Krstić, Stojanović, 2007) не одражавају стање почетног развоја, које се може очекивати у условима синхронизовано спроведеног оплодног сека са годином обилног урода, а који се препоручује у цитираним радовима. У распону препоручиване јачине захвата по запремини у години обилног урода китњака, 20–30%, како наводе аутори Krstić, Stojanović (2007), 25–45%, како наводи Babić (2014) и 25–60%, како наводи Kanjevac (2019), могу се очекивати значајно промењени светлосни услови средине за даљи развој подмлатка, јер се почетни раст одвијао у условима мале осветљености у наведеним истраживањима.

Формирањем поника и развојем подмлатка китњака у условима склопљених састојина са изграђеним подстојним спратом од споредних врста дрвећа, односно у условима мале осветљености приземног спрата коју китњак

може да поднесе одређен број година, моделно се остварује тзв. монофазни раст у висину, са малим вредностима висинског прираста у другој и наредним годинама, тј. успорен раст у висину и дебљину (Bobinaс *et al.*, 2022). Извођењем оплодног сека у години обилног урода китњака, при јачини захвата 30–60% како се наводи у генералним смерницама за обнову високих китњакових шума (2022), стварају се повољни услови осветљености за светлољубиви китњак и може се очекивати дивергентан почетни раст китњака у висину и дебљину, у односу на приказиван у цитираним радовима.

Усаглашени су ставови бројних аутора да иницијални процес подмлађивања опредељује исход природне обнове јер су у тој фази биљке најосетљивије (Harmer *et al.*, 2005, Kamler *et al.*, 2016, Stojanović *et al.*, 2017, Mölder *et al.*, 2019a). Имајући у виду глобалне пројекције климатских промена и појаве екстермних појава, попут суше и топлотних таласа (Reichstein, 2013; Reyer *et al.*, 2013), фаза клијања жира, односно фаза формирања поника на подмладним површинама после извођења оплодног сека јачег захвата на састојинском нивоу може бити угрожена, посебно китњака на сувљим стаништима која се срећу у монодоминантним шумама. За такав узгојни поступак није обезбеђена огледна потврда у досадашњим истраживањима у монодоминантним шумама китњака у Србији. Такође, и раст подмлатка у промењеним условима је специфичан. Из екологије подмлађивања храстова је познато да ослобађање засене у вегетационом периоду претходно формираног поника лужњака у условима минималне осветљености, условљава његову девитализацију и морталитет (Bobinaс, Karadžić, 1994). Подмладак китњака је такође осетљив на промењене услове и долази до ожеготина-сунчанице (Vřezina, Dobrovolný, 2011). Према Bobincu (2002) поник цера, формиран у условима мале осветљености, односно у условима склопљене састојине, споро реагује на нагло побољшане светлосне услове. У условима склопљене састојине трогодишњи подмладак цера се одржава у великој бројности, а биљке имају специфичну норму реакције у расту у висину, у првој и наредним годинама, а основни тип раста у ви-

сину је монофазни раст (Bobinaс *et al.*, 2019b). Својство цера да споро реагује на побољшане светлосне услове је препознато за контролу његове конкурентске способности када је потребна успешна регенерација других врста храста које расту заједно са цером и имају сличан раст (Bobinaс, 2002, Šušić *et al.*, 2019). На основу наведеног може се претпоставити да поник и подмладак китњака, који је спонтано формиран у условима мале осветљености, у промењеним условима постепено интензивира раст. Међутим, у условима после извођења оплодног сека, ако претходно нису биле примењене адекватне припремне мере, конкурентска вегетација има повољне услове за вегетативну регенерацију и подмлађивање из семена. Присутне пратеће дрвенасте врсте које су у фази плодношења у структури састојина за обнову и које имају способност стварања „банке семена“ у земљишту, као што је граб, (Bobinaс *et al.*, 2019c) постају фактор који опредељује одржање китњака.

За проистекле генералне смернице за обнову високих китњакових шума у Србији (2022) није дефинисан иницијални процес подмлађивања китњака, везано за њихове еколошке специфичности, а што је нужан услов за ширу примену оплодног сека у години обилног урода жира са препорученом јачином захвата 30–60% по запремини. На сложеност питања обнављања китњакових шума у Србији указује и еволуција у препорукама за начин извођења оплодне сече у наведеним огледним истраживањима, за исте или сличне монодоминантне шуме китњака, од малих кружних површина, са пречником мањим од две средње висине стабала, како је предложио Krstić (1989), или на површинама величине 0,25–1,0 ha како је предложио Kanjevas (2019) у сличним условима североисточне Србије, као и оплодне сече на састојинском нивоу, како је предложила Babić (2014) за изданацке китњакове шуме у Националном парку „Фрушка гора“, а није прецизније везана за еколошке специфичности у монодоминантним шумама. У различитим монодоминантним шумама, на основу успостављене паралеле у изграђености проистеклих младих састојина у процесу њиховог спонтаног формирања и под одређеним антропогеним утицајем у процесу планске обнове, констатовано је да

одржање китњака примарно не опредељује начин обнове, већ еколошки услови и фитоценолошка сложеност монодоминантних шума (Vobinas *et al.*, 2019a). Везано за присуство пратећих врста у структури састојина за обнову у монодоминантним шумама китњака, а које су резултанта еколошких услова и мера газдовања шумама у блиској прошлости, такође је присутна значајна еволуција навода у наведеним радовима. Krstić (1989) у добро склопљеним деловима високих састојина китњака на подручју североисточне Србије и Vabić (2014) у изданацким састојинама непотпуног до потпуног склопа на Фрушкој гори, посебно не приказују пратеће врсте дрвећа и не разматрају њихово координирано уклањање у виду посебног поступка (припремних мера) у обнови састојина оплодном сечом. Kanjevac (2019) у структури високих састојина китњака на подручју североисточне Србије у истим или сличним монодоминантним шумама, поред китњака наводи значајно учешће пратећих врста дрвећа и истиче потребу њиховог уклањања синхронизовано са сечама обнове (припремно-оплодним сечом). Наведено, указује на фитоценолошку сложеност монодоминантних китњакових шума у Србији и констатовану прогресију споредних врста у зрелим састојинама, а тиме и актуелну потребу да се смернице за обнову састојина примарно прилагоде њиховим еколошким специфичностима, као сврсисходним класификационим категоријама за фазу обнове састојина препорученом оплодном сечом.

Примена оплодне сече, са синхронизацијом оплодног сека са обилним уродом жира, генерално представља веома сложен поступак у фази планирања и налаже високи степен контроле фактора подмлађивања од стране шумарске оперативе, како су на то моделно указала истраживања у лужњаквим шумама (Vobinas, 1990, 1999, 2011, Vobinas, Radulović, 2000, 2002). За наведени поступак, а у вези истраживања обнављања монодоминантних китњакових шума (Krstić, 1989, Vabić, 2014, Kanjevac, 2019), недостају експерименталне провере за иницијалну фазу подмлађивања китњака на различитим стаништима, јер су огледи иницијално били засновани на ослобађању засене претходно спонтано форми-

раног поника или вишегодишњег подмлатка. Фитоценолошка сложеност монодоминантних китњакових шума налаже потребу увођења припремних мера у састојинама за обнову, које подразумевају постепену планску редукцију пратећих врста у поступку који претходи сечама обнове и завршава се у синхронизацији оплодног сека са годином обилног уroda жира. Неусаглашена питања у смерницама за обнову монодоминантних китњакових шума и отежани услови за одржање китњака у истраживаној састојини на подручју Националног парка „Бердап“, уз изостанак интензивних и правовремених додатних узгојних интервенција, примарно су допринели измени врста на станишту монодоминантне шуме китњака (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*) (Слика 6).

Сличан процес регресивне сукцесије је претходно утврђен на подручју Националног парка „Фрушка гора“ у ширем појасу мешовитих храстових шума, где је у процесу обнављања састојина чистом и оплодном сечом, занемариван регенеративни потенцијал липе. У оквиру претходно добро подмлађених састојина с храстовима манифестовала се регресивна сукцесија и формиране су састојине с доминацијом липе, претежно изданацког порекла (Vobinas, Radulović, 1997, Vobinas, 2003b). На подручју Националног парка „Фрушка гора“ изданацке састојине су заступљене на преко 80% површине, а липе су најзаступљеније врсте и имају учешће у укупној запремини преко 37% (2002). Међутим, за изданацке састојине у којима доминирају липе на подручју Националног парка „Фрушка гора“ у основама за газдовање шумама прописано је редовно газдовање и мере неге за унапређење њиховог квалитета током планиране опходње у висини 80 година. На основу истраживања структуре изданацких састојина липе на подручју Националног парка „Фрушка гора“ препоручена је интензивна нега и гајење вредних сортимената липе (Vobinas, 1996, Vobinas, Aleksić, 2003). Поред производне улоге коју имају липе, као врсте с квалитетним дрветом и бројним другим корисним особинама, оне су у састојинама под регресивном сукцесијом на подручју Националног парка „Фрушка гора“ све више важне за одржавање биолошке стабилности нарушених шумских



Слика 6. Структура састојине после планске обнове у зони ОП-1а у којој у надстојном спрату доминира липа, а у подстојном спрату китњак. Фото: М. Бобинац, 2021.

екосистема (Vobinas, 2012, Vobinas *et al.*, 2020).

У истраживаној младој састојини у Националном парку „Бердап“ у 2017. години (ОП-1а) доминира сребрнаста липа, а заступљена су квалитетна стабла семеног порекла у довољном броју за успостављање оптималног газдинског поступка са липом. Мере гајења шума је потребно усмерити према тој врсти и мањем броју квалитетних стабала других врста. Због недефинисаног значаја липе на том и ширем подручју Националног парка за састојину је прописано прелазно газдовање у актуелном уређајном раздобљу и липа се препушта спонтаном развоју. У контексту прописивања прелазног газдовања и у наредном уређајном раздобљу, у старости липе 37–53 године, може се очекивати мањи дебљински прираст и мања

статичка стабилност елитних стабала, у односу на актуелну старост стабала липе 27–43 године. Средња величина текућег дебљинског прираста аспираната 7,5 mm указује на њихову добру прирасну реакцију у периоду започете огледне неге проредом, на трајној огледној површини (ОП-1а). Према резултатима истраживања Šušić *et al.* (2022) у изданацким састојинама сребрнате липе у Националном парку „Фрушка гора“, које су претходно неговане ниском проредом, утврђена је различита прирасна реакција стабала будућности у наредних 25–26 година, када се у различитој старости започело са селективном проредом. Када се, после ниске прореди са селективном проредом започело у старости састојине 61. годину, дебљински прираст стабала будућности био је умањен за 33% у наредном 25. годишњем периоду, у односу

на састојину у којој се са селективном проредом започело у старости састојине 26 година. У састојини у којој се започело са селективном проредом у старости 26 година, средња величина текућег дебљинског прираста у периоду од 26 до 52 године износила је 5,9 mm, а дугорочни ефекти су произвели ниске вредности степена виткости стабала ($h/d = 0,69$), тако да је потврђена исправност предлога који је изнео Bobinaс (1996) за рану селекцију стабала будућности и примену селективне прореде у изданачком састојинама липе у Националном праку „Фрушка гора“.

На основу аналогije у пројекцији циљева газдовања са липом у Националном праку „Фрушка гора“ и елемента за пројекцију мера неге у истраживаној младој састојини у Националном праку „Бердап“, концепт прелазног газдовања који је прописан за истраживану састојину треба напустити у корист интензивног газдовања са липом. Тиме би се у краћем року осигурали предуслови за реконструкцију састојине, односно враћање китњака на станиште са кога је неадекватним поступком обнове истиснут. Стара стабла китњака, која су још увек присутна у састојини представљају само привидну основу за континуитет са састојином пре планске обнове и потребно их је уклонити из састојине у склопу интензивне и рационализоване неге најквалитетнијих стабала липе, а делом и интегрисати у састојину липе.

ЗАКЉУЧЦИ

На станишту монодоминантне шуме китњака (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*) отежани услови за одржање китњака, уз изостанак додатних узгојних интервенција, допринели су измени врста и у састојини доминира сребрнаста липа.

Фитоценолошка сложеност монодоминантних китњакових шума налаже потребу увођења припремних мера у састојинама за обнову, које подразумевају постепену планску редукцију пратећих врста у поступку који претходи сечама обнове.

У структури истраживане младе састојине не налази се биолошки потенцијал китњакових стабала који би представљао основу за изградњу састојине у актуелној опходњи и мере гајења шума потребно је усмерити, приоритетно, према доминирајућој сребрнастој липи.

Предлаже се напуштање концепта прелазног газдовања, који је прописан за ову састојину у основи за газдовање, у корист интензивног газдовања са сребрнастом липом.

У структури младе састојине од укупно 3425 стабала по хектару одабрано је 319 квалитетних стабала липе за приоритетну негу (аспиранти) и посечено је у првој прореди 356 стабала липе са запремином $37,18 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. После четири године средња величина текућег дебљинског прираста аспираната износила је 7,5 mm, што указује на добру прирасну реакцију у периоду започете неге проредом.

Стара стабла китњака, која су још увек присутна у састојини и представљају само привидну основу континуитета с некадашњом састојином китњака, потребно је уклонити из састојине у склопу интензивне и рационализоване неге липе, а делом и интегрисати у састојину липе.

Захвалница: Овај рад је подржало Министарство просвете, науке и технолошког развоја: Уговор о финансирању научноистраживачког рада НИО у 2022. години, евиденциони број 451-03-9/2022-14/200169; број 451-03-9/2022-14/200197; број 451-03-68/2022-14/200053.

DELIBERATION OVER SPECIES CHANGE IN A MONODOMINANT SESSILE OAK STAND (*QUERCETUM PETRAEAE* ČER. ET JOV. 1953., SUBASS. *TILIETOSUM*) – A CASE STUDY IN "ĐERDAP" NATIONAL PARK

Dr. Martin Bobinac, full professor, University of Belgrade, Faculty of Forestry

Dr. Siniša Andrašev, senior research associate, University of Novi Sad, Institute of Lowland Forestry and Environment

MSc Nikola Šušić, research assistant, University of Belgrade, Institute for Multidisciplinary Research

Abstract: Stand structure analysis was conducted before and after natural regeneration (on the same plot) on a site of monodominant sessile oak forest (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*). In this stage individual old sessile oak trees were still remaining in the stand. Before the regeneration in the 150-yr-old stand in 1992 only sessile oak was represented in the upperstorey. The trees mostly had irregularly developed crowns and reduced growth potential. These were the elements used in planning the regeneration in management plans. Besides the remaining individual old sessile oak trees, silver lime dominates in the young stand in 2017. In the stand structure there is no biological potential of sessile oak trees that could represent the basis for further development because the sessile oak trees are suppressed by silver lime towards the understorey and even the herb layer. Because of the undefined significance of the silver lime in the stand, transient management was prescribed in the management plan so a reconstruction of the stand should follow in one of the next management periods in order to restore sessile oak on the site as it was suppressed due to an inadequate regeneration procedure. On the basis of the studied stand structure of the young stand, the abandonment of the transient management concept is recommended and introduction of the intensive management approach of silver lime in the current rotation. This was based on the available number of silver lime trees of good quality in the stand, i.e. the aspirants for tending by means of selective thinning and their strong growth response four years after selective thinning. Old sessile oak trees that are still present in the stand are only a simulacrum of the continuity of the current stand with the previous one and they should be removed by means of intensive and rationalized tending of silver lime, and partly integrated in the silver lime stand.

Key words: stand regeneration; *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Tilia tomentosa* Moench, stand structure; transient management, selective thinning

INTRODUCTION

Sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) is one of the most valued forest tree species in Europe, both in the ecological and economic sense (Eaton *et al.*, 2016). In the Forest Fund of Serbia, sessile oak is represented in pure and mixed stands (total 173.200 ha) with dominant coppice origin on 74.5% of the total area (Banković *et al.*, 2009). High sessile oak stands are dominantly of seed origin and are regenerated naturally.

Natural regeneration of sessile oak is a complex process with the final outcome under influ-

ence of multiple factors, primarily the biological and ecological performance of species and the site conditions (Watt 1919, Mölder *et al.*, 2019a, 2019b). The initial phase of development of sessile oak is considered the most critical in the natural regeneration process in different sites (Mölder *et al.*, 2019b). In monodominant sessile oak forests, natural regeneration is ensured by initial regeneration in closed canopy conditions, and often by seedling development that lasts for several years in low light conditions in the understorey and is later released by means of regeneration fellings (Krstić *et al.*, 2018). Such procedure falls within

shelterwood systems and is widely used in pedunculate and sessile oak forests.

In the conditions of mesophication of forest vegetation, the basis of this process lies in the hypothesis of a weaker competitive capability of oaks compared to other accompanying mesophytes (Nowacki, Abrams, 2008, Alexander *et al.*, 2021). Changes in competition status that would favor oaks may occur in mixed oak stands only when periodical disturbances of higher scale (such as fires or their replacement – cuttings) occur (Abrams, 1992, Nowacki, Abrams, 2008). This practically means that if a successful oak regeneration is desired and oak presence is sustained in the stand structure with accompanying mesophytes, silvicultural interventions that would emulate natural processes to an appropriate extent are necessary. This is in accordance with close-to-nature silviculture approach (Schütz, 1999).

A more intensive synchronization of silvicultural interventions with natural regeneration factors in the initial phase is traditionally applied in pedunculate oak forests compared to sessile oak and other oak species forests. Therefore, it can be used as a model for the creation of a procedure in forests of other oak species. Research on the factors that determine the natural regeneration of mixed pedunculate oak forests in Serbia showed that in the conditions of minimal available light for the maintenance of 1-yr-old seedlings (and later young crop) under powdery mildew influence, favorable regeneration conditions need to be created before acorn germination, (that is, the emergence of seedlings) as the ontogenesis of pedunculate oak after a mast year is finished in the first year of seedlings' development (Bobinac, Karadžić, 1994). In such a scenario, favorable conditions for the maintenance of first year seedlings and young crop forming, i.e. recruitment of young pedunculate oak trees in the stand structure of old trees in nature reserves, are very rare and are synchronized with random disturbances in the forest canopy (Bobinac, 1998, 2000)

In the process of planned regeneration of pedunculate oak stands in Serbia, favorable conditions for acorn germination and seedlings recruitment in the first year are created using different silvicultural interventions, so-called preparatory

measures, often several years before the seeding felling is carried out in defined mast year. Under a planned and synchronized natural regeneration procedure in different pedunculate oak forest types, the seeding felling is tied to a mast year, and a basic criterion for the selection of trees for cutting is the acorn yield. On prepared plots, abundant crop yield is sufficient for the regeneration of the crown projection area of individual trees, without the need to amass young crop from multiple seed years, thus excluding the need of keeping this category of trees on the plot after the seeding cut (Bobinac, 1999, Bobinac, 2011). Such a stance is based on the knowledge regarding acorn yield and its variability in pedunculate oak stands for regeneration (Bobinac, 1990, 1999, 2011). However, in conditions of permanent and intensive exploitation of pedunculate oak in the traditional exploitation of old pedunculate forests on wide areas (Bobinac, 2008), as well as attempts to regenerate it on a smaller scale (Erdeši, 1971), but also recently (Bodor, 1991, Rađević *et al.*, 2020), when a significant anthropogenic control was established over the regeneration process and regeneration procedures are carried out in conditions that correspond to clear-cutting. Thereby, the acorn germination happens after the mast year and is followed by mandatory supplementary sowing or a completely artificial establishment is conducted.

Regeneration of pedunculate oak forests in the close-to-nature approach using small-scale canopy openings in old pedunculate oak stands is considered sporadic and complicated because of the light requirements of young pedunculate oak trees and the competition of trees that are shade tolerant (Mölder *et al.*, 2019a). The established parallel in natural regeneration and maintenance of pedunculate oak in centuries-old nature reserves showed that the regeneration at small-scale canopy openings depends on ecological conditions. Natural regeneration of pedunculate oak was more successful in a pedunculate oak forest with narrow-leaved ash where phytocoenological complexity is less pronounced, and is very rare in forests of pedunculate oak and European hornbeam because it is synchronized with random disturbances in the canopy (Bobinac, 1998, 2000). This points to the prevailing significance of ecological

conditions and phytocoenological characteristics on the maintenance of pedunculate oak in comparison to the significance of powdery mildew that was highlighted in Demeter *et al.* (2021).

In a recent review on sessile oak regeneration, Köhler *et al.* (2020) conclude that natural regeneration is possible in differently closed canopies if the conditions of a sufficient number of oak seedlings are fulfilled and work on removing the competition vegetation are consistent while the influence of game is excluded or reduced to a minimal extent. Although the regeneration of sessile oak at small-scale openings is possible (Von Lüpke, 1998, Dobrowolska, 2008) and the question of the minimal size and shape of the canopy opening is permanently a research subject (Diaci *et al.*, 2008, Modrow *et al.*, 2020), the prevailing approach to natural regeneration of sessile oak forests is based on the application of shelterwood system (von Lüpke, 1998, Kuehne *et al.*, 2014). In sessile oak forests as well as in other tree species (such as beech) in the initial stages of development in different site conditions, the seeding felling may be tied either to the mast year or it is carried out irrespective of it (Matthews, 1989) while in pedunculate oak forests it is mostly tied to the mast year. Parallels in the elements of planning and conducting seeding fellings between the light-demanding and shade-tolerant species were pointed out in Bobinac (2003a).

In new general guidelines for the regeneration of high mixed sessile oak forests in Serbia (2022) it is stated that: „preparatory-seeding felling is conducted at the moment of anticipated mast event of the main species, or in the next year when unwanted competing species, light seed species, trees of low quality and health condition are primarily removed from the upperstorey and all the trees from the understorey. By means of this felling, 30–60% of the standing volume is removed.” Hence, in general guidelines, seeding felling is set dispersedly relative to the mast year, that is, the primary element of regeneration. The divergence in the seeding felling execution relative to the mast year gives different determinants of the critical phase of natural regeneration of sessile oak in different ecological conditions. At the same time, the maladjusted (in relation to ecological specifics of sessile oak forests) procedure of the regenera-

tion has a consequence in a more difficult maintenance of sessile oak in a surrounding of other species, and in the final outcome a species change.

In accordance with the ability of sessile oak young crop formation in closed canopy conditions of monodominant forests in Serbia where generally phytocoenological complexity is less pronounced (compared to polydominant sessile oak forests), natural regeneration of the stands is mostly based on previously, spontaneously formed young crop in low light conditions and their gradual release from the shade of accompanying species and mother trees on small areas. According to the recommendations by Stojanović, Krstić (1980) on the basis of research in typical monodominant sessile oak forests, the most favorable procedure would modally correspond to shelterwood group system with seedling felling carried out in the mast year. However, in the recommended procedure, the stands that were investigated by the mentioned authors were not regenerated, but instead, a procedure that implies a gradual release from the mother trees shade on small-scale areas of multi-year young crop was employed due to sessile oak decline and in combination with sanitary felling, as stated by Stojanović *et al.* (2005). By such a procedure, the natural regeneration is successful in monodominant forests where phytocoenological complexity is not pronounced. In more mesophilic variants of monodominant forests where the regeneration potential (both generative and vegetative) of accompanying mesophilic species was neglected, the sessile oak regeneration is often unsuccessful. In recent research, it was pointed out that there is a need to abandon this praxis and to introduce preparatory measures that imply a planned reduction of accompanying tree species in a procedure that is carried out before the seeding fellings in the shelterwood system (Bobinac, 2017, 2018, Bobinac *et al.*, 2019a). On the basis of research conducted so far in monodominant sessile oak forests in Serbia (Krstić, 1989, Babić, 2014, Kanjevac, 2019), recommendations for different applications of a shelterwood system have resulted. They may be either in small-scale areas or at the stand level, but are coordinated with the proposal of seeding felling execution (or a preparatory-seeding felling) in a mast year in different types of monodominant

forests (Krstić, 1989, Babić, 2014, Kanjevac, 2019). Having in mind such a coordinated proposal in the mentioned research, an experimental confirmation has not been provided as the research was mostly modally based on a procedure of releasing the previously formed 1-yr-old seedlings or a young crop from shade. For an adequate application of the regeneration procedure in some of the monodominant forest types, it is necessary to consider the elements of both modal approaches as they determine the initial phase of regeneration differently.

Mišić (1994) pointed to a process of vegetation mesophication in a wider area of Serbia, and in monodominant sessile oak Mišić *et al.* (1997) and Cvjetičanin *et al.* (2013). From silvicultural perspective, mesophytic habitats are of exceptional value as they have better potential for valuable assortments production mostly by virtue of admixed mesophytic species such as European hornbeam and beech, that in a two-storey stand have the role of cleaning the stem from branches and preventing the occurrence of epicormic shoots (Matthews, 1989, Solymos, 1993, von Lüpke, 1998). Limes may have such a role in sessile oak stands as well (Joyce, Gardiner, 1986, von Lüpke, 1998), but only if the age of limes in the stand is synchronized with the age of sessile oak (von Lüpke, 1998). However, mesophytic communities demand a more intensive engagement of the profession when it comes to the presence and control of the competitive ability of admixed mesophytes during regeneration, but also tending throughout the rotation (von Lüpke, 1998).

Monodominant sessile oak forests are widespread in Serbia and having in mind their ecological diversity, a number of associations and subassociations have been described. They differ from the widely understood and firstly described monodominant sessile oak forest – *Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953. s.l. (Tomić *et al.*, 2006). Best quality monodominant sessile oak forests in Serbia are in the area of northeastern Serbia and within the scope of the association *Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953 four ecological variants–subassociations were derived: *ornetosum*, *pauperum*, *typicum* and *tilietosum* (Tomić, 2003). These forests occupy warm exposures and higher inclinations with mostly silicate bedrock and dys-

tric soil that are formed on top of such bedrock are more or less shallow, skeletal, and prone to erosion. In typical communities and stands with dense canopy, the shrub layer is less pronounced, and the herb layer is characterized by the presence of a large number of species. According to the syntaxonomical nomenclature, monodominant sessile oak forests in Serbia fall within the order *Quercetalia pubescentis* J. Br.-Bl. & G. Br.-Bl. 1931. and alliance *Quercion petraeae-cerridis* (R. Lakušić 1976) R. Lakušić & B. Jovanović 1980. (Tomić, Rakonjac, 2011).

A parallel that was established between the structures of the stand before and after planned regeneration and due to spontaneous regeneration after natural decomposition of the stand in different ecological variants of monodominant sessile oak forest–subassociations, *typicum* and *tilietosum* in the area of National park „Đerdap“, showed that the similar structure of the tree layer in mature stands which is a result of similar anthropogenic influences in a multidecade period, seeks the need to plan different silvicultural measures in order to keep the sessile oak in sufficient numbers (Bobinac, 2018, Bobinac *et al.*, 2019a). Recent phytocoenological research in insufficiently stocked stands in the same area showed that monodominant sessile oak forests (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953. s.l.) are characterized by a well-expressed phytocoenological complexity with a high presence of European hornbeam recorded in midstorey and shrub layer which makes the regeneration of sessile oak more difficult (Cvjetičanin *et al.*, 2013). According to Janković, Mišić (1980), the mesophytic variants of monodominant sessile oak forests at Fruška Gora are characterized by the presence of accompanying species: *Tilia tomentosa* Moench, *Carpinus betulus* L., *Fraxnus ornus* L. and others. Additionally, sessile oak regeneration abilities are reduced so they recommended that management goals should be directed towards the accompanying species. Recent research has confirmed the mesophication of monodominant sessile oak forests at Fruška Gora, due to the expansion of silver lime and other tree species (Mišić *et al.*, 1997, Dinić *et al.*, 1998). In the widely represented mesophytic monodominant sessile oak with fescue (Ass. *Festuco drymeiae-Quercetum petraeae*

Janković 1974) in the area of National park „Fruška Gora” (Tomić, 2013), a specific treatment with accompanying species is proposed before the shelterwood fellings due to its complex phytocoenological structure and this treatment corresponds to the one in mixed sessile oak forests (Bobinac, 2017). Current research on the regeneration of sessile oak in the area of northeastern Serbia in monodominant forests in stands that are insufficiently stocked also confirmed a significant share of accompanying (unwanted) tree species in the stand structure. The resulting regeneration guidelines by means of shelterwood fellings relate the removal of accompanying species to the preparatory-seeding felling (Kanjevac, 2019). More precise guidelines on the treatment of mesophytic monodominant sessile oak forests in the regeneration phase are missing in other areas of their distribution as well. Within the guidelines for the protection of habitats and stands in monodominant sessile oak forest with fescue in Croatia, it is stated that silvicultural measures are directed towards other tree species as well (European hornbeam, beech, manna ash and others) that grow together with sessile oak (Vukelić *et al.*, 2008). Defined modal solutions for the planned reduction of accompanying tree species that precede the shelterwood fellings within the shelterwood system where the seeding felling is synchronized with a mast year is applied in pedunculate oak forests in Serbia (Bobinac, 1999, Bobinac, 2011).

Due to the complex phytocoenological structure of the stands for regeneration in mesophytic monodominant sessile oak forests and the maladjustment of the regeneration procedures in relation to their ecological specifics in the recent period resulted that the forest profession in Serbia today meets the consequences of the species changes i.e. regressive succession. On the basis of an available inventory on comparative experimental plots (before and after natural regeneration of the stand) and their comparison with the data from periodic inventories of the trees at the stand level, a case study of species change is showed in this paper and an adapted projection over silvicultural measures on the site of mesophytic monodominant sessile oak (*Quercetum petraeae* Čer. Et Jov. 1953., subass. *tiletosum*) in the area of National park „Đerdap” is deliberated.

The goals of this paper are:

1. To establish a retrospective review of the stand structure, immediately before the regeneration and 25 years after on the same plot;
2. To define the biological potential of the regenerated tree species for the process of forest management and to define the elements for the projection of silvicultural measures in the resulting young stand in the phase when the individual old trees are still present;
3. On the basis of the established parallel with similar processes on another modal area, establish a wider context of the implications of the species change for the projection of the forest management goals;
4. Point towards the main questions and consequences in the proposed guidelines for the regeneration of monodominant sessile oak forests by means of shelterwood fellings, tied to the seeding felling execution and treatment of the accompanying tree species.

MATERIALS AND METHODS

In order to generalize the process of species change and the projection of silvicultural measures on the investigated site, a comparison of stand conditions on comparative plots was conducted in the area of National park „Đerdap” (Management Unit „Zlatica”, compartment 56a) on the basis of primary and secondary data. Primary data were collected on the basis of tree inventory on comparative experimental plots that represent the condition of the old stand in 1992 and the young stand in 2017 (Bobinac *et al.*, 2019a), as well as the inventory in 2021 in a young stand after the experimental application of silvicultural measures. Secondary data were collected from management plans in the period between 1996 and 2016 and refer to periodical stand descriptions, numerical stand structure data together with management and silvicultural proposals (1996, 2006, 2016).

The area of the investigated stand in the period from 1996 to 2016 was determined between 9.49 and 11.62 ha in management plans, so it can be considered as the conditional permanent plot for analysis analogous to comparative experimen-

tal plots where the stand structure was investigated before and after natural regeneration on the basis of detailed inventory. On the basis of available data from tree inventory on comparative experimental plots, the stand structure was analyzed before and after the conducted measures on the natural regeneration of the stand. The stand is on the site of monodominant sessile oak (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*), on a medium deep to deep dystric cambisol, 520–540 m above sea level, on a southwestern exposure and 15° slope. The sessile oak forest belt in north-eastern Serbia, between 300 and 600 m above sea level, is characterized by a semihumid climate (period 1981–2010) with a mean temperature in the lower border of the belt of 10.3°C and a mean annual precipitation of 679 mm, while on the upper border, the mean annual temperature is 8.8°C,

and mean annual precipitation 715 mm (Kanjevac, 2019).

In 1992, immediately before the planned regeneration, the investigated stand was 150-yr-old with a canopy closure of 0.8 with only sessile oak represented in the tree layer. In 2017, within the same plot, a young stand was formed where the tree layer was dominated by silver lime that mostly originate from seed with the presence of individual old sessile oak trees. Therefore, the stand structure of the young stand in 2017 is characterized by the presence of remaining seed bearers that are the element of continuity with the previous stand (before the planned regeneration in management plans). The appearance of the stand in 2017 is shown in Figure 1.

The structure of the mature stands was based on the data collected in 1992 on an experimental



Figure 1. One of the remaining sessile oak trees after planned regeneration surrounded by the silver lime trees in a monodominant sessile oak forest (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953, subass. *tilietosum*). Management Unit „Zlatica”, 56a (Photo: M. Bobinac, 2018).

sample plot 65 x 80 m with an area of 0.52 ha (SP-1), and the structure of the young stand is studied on the basis of the data collected in 2017 on an experimental plot 40 x 40 m with an area of 0.16 ha (SP-1a) that is formed in the central part of SP-1 (Bobinac *et al.*, 2019a).

Dendrometric inventory was conducted on sample plots. Two cross diameters with an accuracy of 1 mm were measured at breast height and for the construction of the height curve, the heights of all the normally developed trees were measured in 1992 using a Blume-Leiss hypsometer, while in 2017 Vertex III was used (Haglöf Sweden).

On SP-1 in 1992, all the trees were numbered using oil paint. To characterize their diameter and basal area increment, increment core samples were taken using increment core borer at breast height within estimated categories of trees with different levels of crown isolation. Crown isolation (CI) was estimated into three degrees: open position on all sides, no contact with the neighboring crowns or the contact is no more than 25% of the sunlit crown circumference (1); crown contact on one side (reduced crown) with crown contact with neighboring trees between 25 and 50% of the sunlit crown circumference (2); contact on two or more sides with contact with neighboring trees over 50% of the sunlit crown circumference (3) (modified classification by Assmann, 1970).

On SP-1 in 2017, the trees for tending (aspirants) were permanently marked among the good quality silver lime trees. The first thinning was aimed toward tending these trees in a procedure described by Schädelin (1934). After four growing seasons since thinning, two cross diameters were measured at the breast height of the aspirants with an accuracy of 1 mm so the current annual diameter increment was determined. The age of silver lime trees was determined on stumps of felled trees at a height of 0.1 m. This was carried out on five trees that were felled during the thinning and that were characterized by growth characteristics similar to those of aspirants. The sampled trees had a diameter at breast height of 8.9–15.1 cm and a height of 12.4–14.0 m.

Data calculation of the inventory on experimental plots considered mean values of growth characteristics (diameter, height and diameter

increment) and summed values of growth characteristics of the stand per hectare (number of trees, basal area and volume). For the construction of the height curve, the model by Richards (1959) $h=1,3+a\cdot(1-e^{-b\cdot DBH})^c$ was used. Stand volume was determined using two-way yield tables for sessile oak by Špiranec (1975), and for other trees the volume was calculated using tables for silver lime (Banković *et al.*, 1989). For the characterization of the growth potential of old sessile oak trees in 1992, an average diameter and basal area increment was determined for the period 1973–1992 and presented in 5-yr periods. For the characterization of the growth potential of young trees for tending (aspirants), the current annual diameter increment was used (*id*) in the observed four 4-yr period. For the presentation of the diameter structure and current annual increment of trees for tending, elements of descriptive statistics were used: arithmetic mean, (\bar{x}_s), standard deviation (s_d), coefficient of variation (CV%), minimum (x_{min}) and maximum (x_{max}), range ($v\%$), skewness (α_3) and kurtosis (α_4).

RESULTS

In the structure of the old stand in 1992 (SP-1), only sessile oak was represented with 275 trees per hectare, mean diameter of 40.2 cm, mean height of 23.9 m, basal area of 35.98 m²·ha⁻¹ and volume of 470,1 m³·ha⁻¹ (Table 1).

Diameter and basal area increment of sessile oak trees from different crown isolation classes confirm the reduced growth potential before the regeneration in the period from 1973 to 1992 (Figure 2).

In the structure of the young stand (SP-1a), 3425 trees per hectare were recorded in 2017 with a basal area of 22,7 m²·ha⁻¹ and a volume of 173,6 m³·ha⁻¹. Sessile oak share in the young stand was 10.9% of the total number of trees, 1.8% of the basal area and 1.1% of the total volume. The silver lime share was 80.8% of the total number of trees, 91.2% of the basal area and 93.9% of the total volume, while the share of other hardwoods (European hornbeam, wild service tree, field maple, Norway maple and beech) was 8.2% of the to-

Table 1. Growth characteristics at the trees and stand level on SP-1 in 1992 and SP-1a in 2017

Sample plot	Tree species	d_a [cm]	h_a [m]	h/d	N [ha ⁻¹]	N [%]	G [m ² ·ha ⁻¹]	G [%]	V [m ³ ·ha ⁻¹]	V [%]
SP-1	<i>Q. petraea</i>	40.2	23.9	0.59	275	100	35.98	100	470.1	100
	<i>Q. petraea</i>	2.4	2.8	1,17	375	10,9	0.4	1.8	1.9	1.1
SP1a	<i>T. tomentosa</i>	8.8	9.1	1.03	2769	80,8	20.7	91.2	163.0	93.9
	Other hardwoods	7.6	7.1	0.93	281	8,2	1.6	7.0	8.7	5.0
Total					3425	100,0	22.7	100.0	173.6	100.0

Legend: d_a —arithmetic mean diameter; h_a —arithmetic mean height; h/d—slenderness coefficient of a mean tree; N—number of trees per hectare; G—basal area per hectare; V—volume per hectare.

tal number of trees and with similar percentages in relation to basal area and volume. The mean diameter of sessile oak was 2.4 cm, of silver lime 8.8 cm, while the mean height of sessile oak was 2.8 m and of silver lime 9.1 m. In the young stand, 95% of sessile oak trees were represented in the lowest diameter class (2.5 cm). The height/diameter ratio was 1.17 in sessile oak, while it was 1.03 in silver lime (Table 1, Figure 3).

In the stand structure of the young stand in 2017 on the area of 11.62 ha, individual old sessile oak trees are still remaining so it was described as a two-storey stand in management plans. Height curves of the old (1992) and young (2017) stand illustratively show the two-storey stand (Figure 4)

with parameters and elements of model estimation given in Table 2.

In the stand structure of the young stand (SP-1a) in 2017, there is no biological potential of sessile oak trees that would represent a basis for further development of the stand in the current rotation. On the basis of structural elements in the stand, a rationalized tending of silver lime is proposed with 319 good-quality candidate trees per hectare that are a tending priority (aspirants) and whose main competitors were felled (Table 3). The age of silver lime trees that were characterized by growth characteristics similar to those of trees for priority tending was determined to be 27–43 years. In the first thinning, 356 silver lime trees

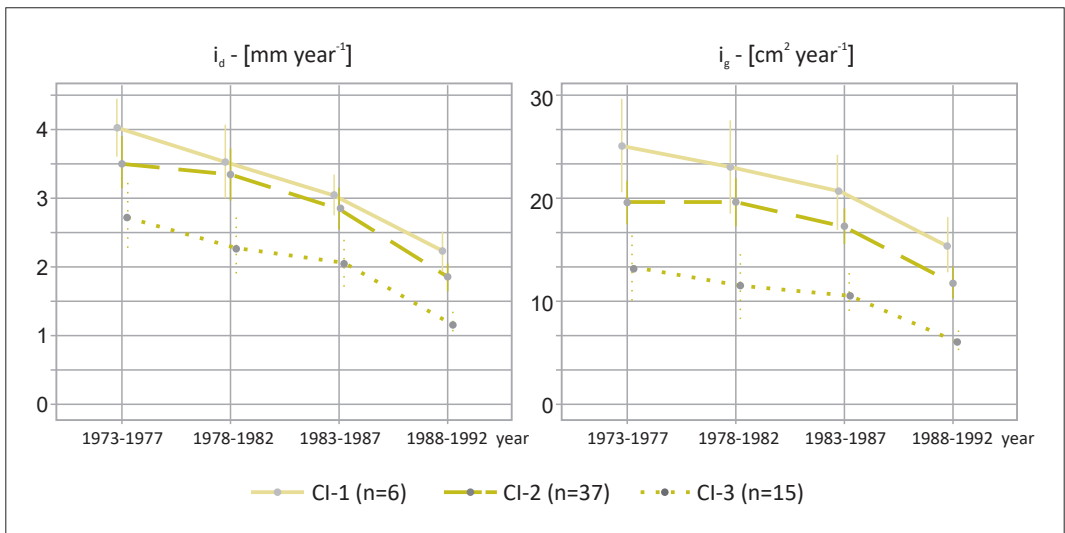


Figure 2. Average values of diameter and basal area increments of sessile oak trees in the 1973–1992 period with 95% confidence intervals

Table 2. Model parameters and measures of fit of height curves.

Sample plot	$h = 1.3+a \cdot (1-e^{-b \cdot DBH})^c$			Measures of model fit		
	a	b	c	n	r ²	s _e
SP-1	23.973	0.115	4.465	64	0.43	1.67
SP1a	12.457	0.230	2.457	131	0.94	0.90

Legend: a, b, c—model parameters; n—number of measured trees; r²—coefficient of determination; s_e—standard error of the regression.

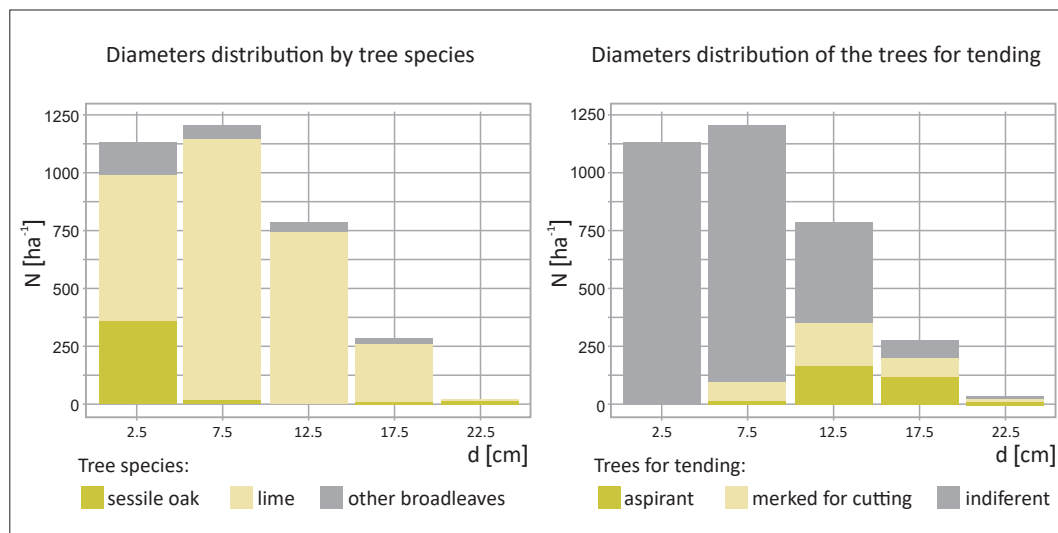


Figure 3. Stand structure of the young stand shown per tree species (left) and the structure of the trees for tending (right) in 2017.

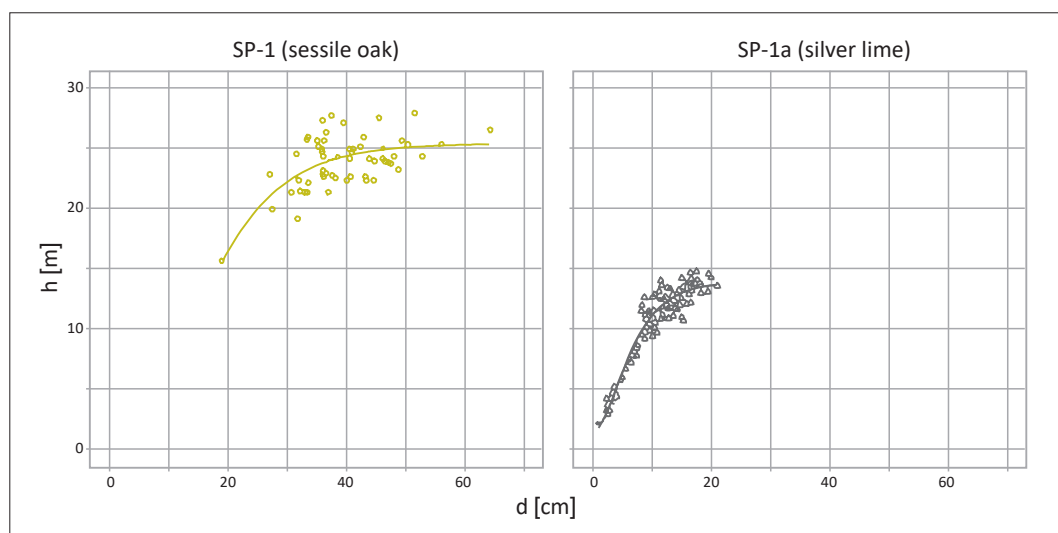


Figure 4. Height curves in the analyzed stands, SP-1 (sessile oak) and SP-1a (silver lime).

Table 3. Growth elements of the trees and the stand and the proposed silvicultural measures on SP-1a in 2017.

Tree collective	Tree species	d_g [cm]	h_L [cm]	h/d	N [ha ⁻¹]	N [%]	G [m ² ·ha ⁻¹]	G [%]	V [m ³ ·ha ⁻¹]	V [%]
Total					3425	100.0	22.7	100.0	173.6	100.0
Aspirants	<i>T. tomentosa</i>	14.5	12.6	0.87	319	9.3	5.27	23.2	42.14	24.3
First thinning	<i>T. tomentosa</i>	12.8	12.4	0.97	356	10.4	4.62	20.4	37.18	21.4
Remaining					3069	89.6	18.13	79.6	141.14	78.6

Legend: d_a —mean quadratic diameter; h_L —Loray’s mean height; h/d —slenderness coefficient of a mean tree; N—number of trees per hectare; G—basal area per hectare; V—volume per hectare.

Table 4. The numerical parameters of diameter distribution and the periodic annual increment of the silver lime trees for tending

Numerical parameter	Aspirants			
	2017.	2021.	Numerical parameter	2018.–2021.
n	51	51	n	51
d_a [cm]	14.25	17.24	i_d [cm·yr ⁻¹ /cm·yr ⁻¹]	0.75
d_{min} [cm]	9.45	11.55	$i_{d_{min}}$ [cm·yr ⁻¹ /cm·yr ⁻¹]	0.44
d_{max} [cm]	20.05	22.55	$i_{d_{max}}$ [cm·yr ⁻¹ /cm·yr ⁻¹]	1.39
s_d [cm]	2.75	2.80	s_d [cm]	0.22
CV [%]	19.3	16.3	CV [%]	28.9
α_3	0.158	-0.201	α_3	1.004
α_4	-0.697	-0.774	α_4	1.101

Legenda: n—number of measured trees; d_a, i_d —arithmetic mean diameter-periodic annual increment; $d_{min}-i_{d_{min}}$ —minimal diameter-minimal periodic annual increment; $d_{max}-i_{d_{max}}$ —maximal diameter-maximal periodic annual increment; s_d —standard deviation; CV—coefficient of variation; α_3 —skewness of distribution; α_4 —kurtosis of distribution

were felled, with a mean diameter of 12.8 cm and height/diameter ratio of 0.97 and thinning yield of 37.18 m³·ha⁻¹. Trees for tending (aspirants) share was 9.3% of the total number of trees and 24.3% of the total stand volume. By thinning, 10.4% of the total number of trees was removed and 21.4% of the total stand volume which points towards a moderate thinning intensity (Table 3).

The diameter distribution of aspirants (319 trees per hectare) in 2017 and 2021 was characterized by almost symmetrical and platykurtic distribution with a coefficient of variation of 16.3–19.3%.

The mean value of the current annual diameter increment of aspirants was 0.75 cm with a coefficient of variation of 28.9% and skewness (α_3) 1 which points towards a right asymmetry. Kurtosis

(α_4) points towards a leptokurtic distribution (Table 4).

DISCUSSION

Due to a more pronounced sessile oak decline in northeastern Serbia that coincides with a wave of mass oak decline in Europe in the 80s of last century (Osza ko, 2000, Thomas *et al.*, 2002), sanitary fellings have intensified in the stands that were around 150 yr age where spontaneous regeneration of sessile oak manifested. In such conditions, regeneration recommendations followed (Banković *et al.*, 2002) and work on natural regeneration of the stand intensified in the broader area of National park „Đerdap”, immediately after 1992.

The growth potential of old sessile oak trees in the investigated stand in 1992 was low (Figure 2). In the investigated area, in the time series from 1885 until 2013, the average annual growth ring was 1.75 mm (Radaković, Stajić, 2021). At the stand level, the current annual volume increment in the investigated stand (SP-1) in a ten-year period (1983–1992) amounted to 5.5 m³·ha⁻¹ and was 26% lower compared to the previous ten-year period (1973–1982). In the structure of the investigated old stand, around 90% of trees had crown contact with other surrounding trees on one, two or more sides which is an indicator of mostly spontaneous development of trees (Bobinac *et al.*, 2019a). In the researched area in 1993, on a 273.94 ha sample of sessile oak stands with a similar structure to that of the investigated stand, a current annual volume increment of 2.53 m³·ha⁻¹ was recorded and was 42.2% lower compared to the volume increment recorded in 1987 (Banković *et al.*, 2002). The reduced growth potential of old sessile oak trees, the occurrence of decline and the spontaneous onset of natural regeneration of sessile oak represented a justified basis for the planned regeneration of the stands immediately after 1992.

According to the data in the management plan for the period 1997–2006, the stand was in the regeneration procedure with incomplete canopy closure (0.6). In the stand structure, sessile oak was dominating (1.0) with a small share of other species which corresponds to the structure that was determined on SP-1 (Table 1). A shelterwood system with a short regeneration period was prescribed, and the conducted procedure is illustrated by the change in the number of sessile oak trees in the management plans (Table 5).

Table 5. Change of number of sessile oak trees per hectare in forest management plans in the 1996–2016 period in Management Unit „Zlatica“, 56a (Source: 1996, 2006, 2016).

Year	1996	2006	2016
	Number of trees per hectare		
Total	182	94	86
Up to 20 cm in diameter	26	25	59
Over 20 cm in diameter	156	69	27

According to the data from management plans for the period 1997–2006, the shelterwood system was prescribed with a short regeneration period and a seeding felling was prescribed, and in the stand description, a satisfactory number and coverage of sessile oak young crop was recorded with an estimated age of 10 years. A total of 182 trees per hectare were recorded in the stand with 86% of trees that had a diameter at breast height over 20 cm (1996). According to the data in the management plan for the period 2007–2016, the stand was also in the process of natural regeneration with a prescribed shelterwood system with a short rotation period and prescribed seeding felling, and a satisfactory number and coverage of sessile oak young crop and estimated age of 15 years. In the total stand structure of sessile oak (94 trees per hectare), around 75% of trees had a mean diameter at breast height of over 20 cm (2006). According to the data in the management plan for the 2017–2026 period, the stand was described as a two-storey stand with the share of silver lime of 0.6 and sessile oak of 0.3, and transient management was prescribed. In the total stand structure of sessile oak (86 trees per hectare), around 30% had a mean diameter at breast height of over 20 cm (2016).

According to Banković, Medarević (2009), the stands for transient management are characterized by a present state which disables them to respond to their priority function and thus are intended for reconstruction in some of the next management periods. By prescribing transient management for the investigated stand, it can be considered that sessile oak regeneration, as the main species, was unsuccessful and the remaining (old) sessile oak trees represent the only continuity with the previous stand before the regeneration.

From the trajectory of the regeneration guidelines of the investigated stands by means of the shelterwood system, i.e. the periodical prescriptions of a seeding felling in management plans in the period between 1997 and 2016, the result is a gradual removal procedure of old sessile oak trees. In the plan period 1997–2006, the resulting intensity is around 50% in terms of the number of trees, and it can be assumed that trees were removed in a divergent approach compared to the regeneration procedure of stands in the shelterwood

system where synchronization of seeding felling with mast year occurs, i.e. the periodical release of the spontaneously formed multi-year young crop was carried out. Removal of old sessile oak trees in the zone of the spontaneously formed young crop, according to Bobinac (2003a) represents the final phase of the regeneration on a certain micro plot. It can be concluded that there was a species change in the stand i.e. that the regeneration of sessile oak was unsuccessful according to the stand structure of the silver lime in 2017 presented on SP-1 and in a wider area with remaining individual old sessile oak trees. In the structure of the young stand, there is no biological potential of sessile oak trees that would represent the basis for further development of the stand because the sessile oak trees were suppressed by silver lime towards the understorey and herb layer. Because of the undefined significance of silver lime in the stand, transient management was prescribed in the management plan (2016) and stand reconstruction was intended for the future in order to

restore sessile oak to the site from which it was suppressed by silver lime due to an inadequate regeneration procedure.

On the basis of the silver lime stand structure analysis, it is unreal to prescribe transient management in the young stand, i.e. it is unreal to keep the overmature sessile oak trees that have low growth potential and often disturbed health condition while there is a need for tending of the good quality young silver lime trees. One identified (numerated) remaining sessile oak tree from 1992 with the mean diameter at breast height of 36.2 cm shows that in an illustrative way because in the period 1993–2021 it had a periodical diameter increment of 58 mm, i.e. it grew on average annually 2 mm, while the elite young silver lime tree (aspirant) with a mean diameter of 12.0 cm in 2017 inventory had a periodical diameter increment of 28 mm (period 2018–2021), i.e. it grew 7 mm annually on average (Figure 5).

In the structure of the young stand in 2017, it is unreal to expect that sessile oak, suppressed by



Figure 5. A remaining sessile oak tree in the stand after the planned regeneration on SP-1 with the periodic annual increment (1993–2021) = 5.8 cm (left) and a young silver lime tree for tending on SP-1a with periodic annual increment (2018–2021) = 2.8 cm (right). Photo: M. Bobinac

silver lime towards the understorey and herb layer, has a biological potential for the further development of the stand where silver lime dominates in the pole stage. Also, it is unreal that the initial projection of regeneration of sessile oak in the zone of individual overmature trees, and in the surrounding of young silver lime trees, where the mean height of aspirants is 12.6 m with a progression of further growth because the canopy openings of sessile oak openings between 0.1 and 0.3 ha are not enough for the natural regeneration of sessile oak according to Kohler *et al.* (2020). From the aspect of forest management, the remaining old sessile oak trees represent a simulacrum of the sessile oak stand continuity that is established in the management plan (2016) after two decades of regeneration period as a result of unclear establishment of a procedure in the regeneration of the investigated monodominant sessile oak, and tied to conditions where the maintenance of sessile oak is difficult. In conditions of a spontaneously initiated process of natural regeneration, the frame for defining the regeneration guidelines seeks a planned approach, primarily regarding stand use (Banković *et al.*, 2002). The approach used in stand regeneration was not adequate, i.e. it was not tied to the ecological specifics of the investigated monodominant sessile oak forests. The parallel that was drawn between the stand structure before and after regeneration in the area (Bobinac *et al.*, 2019a) points to that. Although it can be assumed that the work on removing the competing vegetation was not consistent and that the maintenance of the young crop was difficult (but generally not jeopardised, due to the presence of deer game (Gačić *et al.*, 2006), the primary reason for the species change should be looked for in the site conditions of the investigated mesophilic monodominant sessile oak stand and its ecological specifics. Although in the stand structure before the regeneration in 1992, on the area of the sample plot that is 0.52 ha no silver lime was recorded, an available phytocoenological reléve from 1992 (Cvjetičanin (1992), according to Bobinac *et al.*, (2019a)) and the age of silver lime in 2017 points that in the stand before the planned regeneration not only sessile oak was abundantly regenerated in the herb layer but also silver lime.

Competing vegetation is, according to a number of authors, a key factor that determines the maintenance of sessile oak on different sites (von Lupke, 1998, Anighofer *et al.*, 2015, Kohler *et al.*, 2020). Thus, regeneration guidelines for monodominant sessile oak forests primarily need to be based on their ecological specifics. When seeding felling is recommended in regeneration guidelines, especially at a stand level in synchronisation with sessile oak mast year, then optimal light conditions for the formation of seedlings and the later young crop is expected. These light conditions are also optimal for the growth of sessile oak and other tree species in the following several years. Woody and herbaceous species that regenerate vegetatively and generatively in accordance with their presence in the stand structure and applied measures for their reduction are competing vegetation for sessile oak. That is why it is important that first-year seedlings and later young crop achieve optimal initial growth in conditions of a generally recommended regeneration procedure.

Specifically for that regeneration phase in monodominant sessile oak forests, there is uncertainty in the research conducted so far where the natural regeneration is ensured by spontaneous initial regeneration in the conditions of a closed canopy. That has practical consequences because the growth of the young crop in improved light conditions (by conducting a seeding felling in the year after first-year seedlings are formed or after the formation of a multi-year young crop) is taking place in significantly changed conditions compared to conditions in which acorn germination occurred (and also growth), whereby young crop is adapting to new light conditions and thus does not express optimal growth. Such a case can be noticed in general instructions for the seeding felling (Matthews, 1989) and is built in new, general guidelines for regeneration of high mixed sessile oak stands in Serbia (2022) where a recommended intensity is 30–60% of the standing volume provides significantly different conditions compared to those where initial growth commenced in closed canopy conditions. Such a case was noticed and so far it was carried out in sessile oak regeneration experimental research in Serbia and research was directed towards monodominant forests (Krstić, 1989, Babić, 2014, Kanjevac,

2019). On the basis of the stated research, different recommendations for execution of seeding felling resulted, both at a small-scale or stand level, but synchronized with the proposal of seeding felling (or preparatory-seeding felling) execution in mast year in different types of monodominant forests. However, for this recommendation, the elements based on experimental research were not provided, because the research plots were modally established on the basis of a release of spontaneously formed one-year-old seedlings and multi-year young crop that was formed under closed canopy conditions that consisted of the main and accompanying species. In other words, one-year-old seedlings or multi-year young crop is formed in conditions of low light, and not in conditions where acorn germination and first-year seedlings take place after synchronization of seeding felling with a mast year, i.e. optimal light conditions. Therefore, in the so far conducted experimental research in sessile oak forests in Serbia, modally, the initial process of sessile oak regeneration was not encompassed, i.e. the initial phase of acorn germination and growth of first-year seedlings in conditions after a synchronised seeding felling with a mast year was not considered and this is a divergent procedure compared to the that of first-year seedlings and young crop release from shade.

In the stated experimental research in monodominant sessile oak forests, the growth of the sessile oak young crop in changed conditions was modally considered. Therefore the effects of young crop growth, as shown by the authors in the stated works (Krstić, 1989, Babić, 2014, Kanjevac, 2019), but also in other resulting works (Krstić *et al.*, 2018, Kanjevac *et al.*, 2021, Babić *et al.*, 2021) and the synthesis publication (Krstić, Stojanović, 2007) do not express the condition of the initial development, that can be expected in the conditions of synchronized seeding felling with a mast year, and that is recommended in cited works. Within the span of recommended felling intensity in terms of volume in the sessile oak mast year, 20–30% according to Krstić, Stojanović (2007), 25–45% according to Babić (2014) and 25–60% according to Kanjevac (2019), significantly changed light conditions can be expected for the further development of the young crop

because the initial growth took place in low light conditions in the stated research.

By forming first-year seedlings and developing sessile oak young crop in the closed canopy stands conditions with structured understorey that consists of accompanying tree species, i.e. conditions of low light in herb layer which can be withstood by sessile oak for a certain number of years, modally monophasic growth is acquired, with low values of height increment in second and following years. i.e. slowed height and diameter growth (Bobinac *et al.*, 2022). By executing the seeding felling in the sessile oak mast year, with the intensity of 30–60% as stated in general guidelines for regeneration of high sessile oak forests (2022), favorable light conditions for light demanding sessile is created so a divergent initial sessile oak growth (in height and diameter) can be expected compared to that in the cited works.

A number of authors' stances are in line that the initial process of regeneration determines the outcome of natural regeneration because the plants are the most sensitive in that phase (Harmer *et al.*, 2005, Kamler *et al.*, 2016, Stojanović *et al.*, 2017, Mölder *et al.*, 2019a). Having in mind the global projections of climate change and the occurrence of extreme events such as droughts and heat waves (Reichstein, 2013, Reyer *et al.*, 2013), the acorn germination phase i.e. the phase of first-year seedlings formation on regeneration plots after seeding felling of a heavier intensity on stand level may be threatened, especially when it comes to sessile oak on dry sites that can be found in monodominant forests. For such a procedure, there is no ensured experimental confirmation in the research conducted so far in monodominant sessile oak forests in Serbia. Also, the growth of the young crop in changed conditions is specific. From the ecology of oak regeneration it is known that the release from shade of the previously formed young pedunculate oak crop in the growing season in minimal light conditions, defines its devitalization and mortality (Bobinac, Karadžić, 1994). Sessile oak young crop is also susceptible to changed conditions so sun scorch events may occur (Březina, Dobrovolný, 2011). According to Bobinac (2002), first-year seedlings of Turkey oak formed in low light conditions, i.e. conditions of a closed canopy stand, show a slow reaction to

a sudden improvement of light conditions. In conditions of the closed canopy, three-year Turkey oak young crop maintains a high density with specific height growth norm of reaction in the first and the upcoming years while the main growth type is monophasic growth (Bobinac *et al.*, 2019b). This slow reaction trait of Turkey oak to improved light conditions was recognized for the control of its competitiveness when the successful regeneration of other oak species that grow together with Turkey oak and have similar growth characteristics is needed (Bobinac, 2002, Šušić *et al.*, 2019). On the basis of the previously mentioned, it can be assumed that first-year seedlings and young crop of sessile oak that is formed in low light conditions can gradually intensify their growth in changed conditions. However, in conditions after seeding felling, if adequate preparatory measures were not conducted, the competing vegetation has favorable conditions for vegetative reproduction and regeneration from seed. Present accompanying woody species, such as European hornbeam, that are in the fruiting stage in the structure of the stands for regeneration and have the ability to form a „seed bank” in the soil (Bobinac *et al.*, 2019c), become a factor that defines the maintenance of sessile oak.

In resulting general guidelines for the regeneration of high sessile oak forests in Serbia (2022), the initial regeneration process that would consider sessile oak ecological specifics as a necessary condition for the wider application of seeding felling in the mast year with the recommended volume intensity of 30–60% is not defined. The complexity of the sessile oak regeneration in Serbia is indicated by the evolution of the recommendations regarding the seeding felling execution in the stated experimental research for the same or similar monodominant sessile oak forests, from small-scale circle areas with a diameter that is lower than two mean tree heights as recommended by Krstić (1989), or on areas 0.25–1.0 ha as recommended by Kanjevac (2019) in similar conditions in northeastern Serbia, as well as in shelterwood system at stand level that is recommended by Babić (2014) for coppice sessile oak forests in National park „Fruška Gora”, and they were not more precisely tied to ecological specifics

in monodominant forests. In different monodominant forests, on the basis of established parallel between the structure of resulting young stands in the process of their spontaneous formation and under the certain anthropogenic influence in the process of planned regeneration, it was determined that maintenance of sessile oak is primarily not determined by the regeneration method, but rather by ecological conditions and phytocoenological complexity of monodominant forests (Bobinac *et al.*, 2019a). In relation to the presence of accompanying species in the structure of the stands for regeneration in monodominant sessile oak forests that are the result of ecological conditions and forest management measures in the recent past, there is also a significant evolution in the attitudes in the mentioned works. Krstić (1989) in well-closed canopy conditions of the high sessile oak stands in northeastern Serbia and Babić (2014) in coppice stands of incomplete to complete canopy closure at Fruška Gora, do not give a more particular presentation of the accompanying species and do not consider their coordinated removal by means of a special procedure (preparatory measures) in the shelterwood stand regeneration. Kanjevac (2019) in the structure of high stands in the area of northeastern Serbia in the same or similar monodominant forests, shows a significant share of accompanying tree species and points to the need for their removal by synchronized shelterwood felling (preparatory-seeding felling). This points towards the phytocoenological complexity of monodominant sessile oak forests in Serbia and the recorded progression of the accompanying species in mature stands. Therefore, there is a current need for adjusted regeneration guidelines to the stand ecological specifics as expedient classification categories for the regeneration phase of the stands where the shelterwood system is recommended.

The application of the shelterwood system with synchronization of the seeding felling with the mast year generally represents a very complex procedure in the planning phase and seeks a high level of control by the forest profession regarding the regeneration factors involved, as it was modally pointed out in research in pedunculate oak forests (Bobinac, 1990, 1999, 2011, Bobinac, Rad-

ulović, 2000, 2002). For this procedure, there is no experimental audit in different site conditions because the experiments were primarily based on the release of spontaneously preformed one-year-old seedlings or multi-year young crop in research conducted by Krstić (1989), Babić (2014) and Kanjevac (2019) in monodominant sessile oak forests. The phytocoenological complexity of monodominant sessile oak forests seeks the introduction of preparatory measures in the stands for regeneration that imply a gradual planned reduction of accompanying species in the procedure that precedes the regeneration fellings and is finalized with the synchronization of seeding felling with the mast year. The unharmonized questions in the regeneration guidelines for the monodominant sessile oak forests and the difficult conditions for its maintenance in the investigated stand in the area of National park „Đerdap”, together with the absence of intensive and timely additional silvicultural interventions, have primarily contributed to the species change on the site of monodominant sessile oak (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*) (Figure 6).

A similar process of regressive succession was previously determined in the area of National park „Fruška Gora” in the wider belt of mixed oak forests, where the regenerative potential of silver lime was neglected in the process of stand regeneration by means of clear cutting and shelterwood system. Within the previously well-regenerated stands with oaks, a manifestation of regressive succession occurred so silver lime dominated stands were formed, mostly of vegetative origin (Bobinac, Radulović, 1997, Bobinac, 2003b). In the area of the National park „Fruška Gora”, coppice stands were represented in over 80% of the area, with lime forests as the most represented species with a volume share of 37% (2002). However, in the stands where limes dominate in the area of the National park „Fruška Gora”, regular management was prescribed in the management plans with tending measures aimed at improving the stand quality during the planned rotation of 80 years. On the basis of coppice lime stand structure research in the National park „Fruška Gora”, intensive tending and high-quality assortments production were recommended (Bobinac, 1996, Bobinac, Aleksić, 2003). Besides the production

role of lime as species with high-quality wood and numerous other usages, they are increasingly important for keeping the biological stability of deteriorated forest ecosystems under regressive succession in the area of National park „Fruška Gora” (Bobinac, 2012, Bobinac *et al.*, 2020).

In the investigated young stand in National park „Đerdap” in 2017 (SP-1a), silver lime dominates and high-quality trees of seed origin are represented in sufficient numbers for the establishment of the optimal management procedure with this silver lime. Silvicultural measures need to be pointed towards this species and a smaller number of good quality trees of other species. Because of the undefined significance of silver lime in this area, but also in the wider area of the National park, transient management was prescribed for this stand in the planning period and silver lime is left to spontaneous development. In the context of prescribing the transient management in the next planning period as well, at silver lime age 37–53 years, a smaller diameter increment may be expected and lower static stability of elite trees, compared to the current age 27–43 years. Mean value of the current annual diameter increment of aspirants was 7.5 mm and points toward a good growth response in the period of the initiated experimental tending by thinning on the permanent experimental plot (SP-1a). According to the results of research by Šušić *et al.* (2022) in silver lime coppice stands that were previously tended by thinning from below, elite trees’ response to selective thinning differed among the stands of different ages in which selective thinning that lasted 25–26 years was applied. When the selective thinning was started at age 61, the current diameter increment was reduced by 33% in the next 25-yr period, compared to the stand where the selective thinning started at age 26 years. In the stand where the selective thinning started at age 26, the mean current annual diameter increment between the period 26 and 52 years was 5.9 mm and long-term effects produced low values of height/diameter ratio ($h/d = 0.69$) so the proposal by Bobinac (1996) that implied an early selection of elite trees and application of selective thinning in coppice silver lime stands in National park „Fruška Gora” was proven correct.



Figure 6. Stand structure after the planned regeneration in the SP-1a zone where silver lime dominates the upperstorey, and sessile oak dominates the understorey. Photo: M. Bobinac, 2021

On the basis of analogy in the projection of management goals with silver lime in the National park „Fruška Gora” and elements for the projection of tending measures in the investigated young stand in the National park „Đerdap”, the concept of transient management that was prescribed for the investigated stand should be abandoned and replaced by intensive management with silver lime. Therefore, in a the shorter term, the prerequisites for the stand reconstruction would be fulfilled. In other words, sessile oak could be restored to the site from which it was suppressed by an inadequate regeneration procedure. Old individual sessile oak trees that are still present in the stand represent only a simulacrum of the continuity with the previous stand before the planned regeneration and should be removed from the stand within the intensive and rationalized tending of the silver lime best quality trees, and partly integrated into the silver lime stand.

CONCLUSIONS

On a site of monodominant sessile oak (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953., subass. *tilietosum*), difficult conditions for the maintenance of sessile oak together with the lack of additional silvicultural interventions have contributed to the species change so the stand is dominated by silver lime.

The phytocoenological complexity of monodominant sessile oak forests seeks the need to implement the preparatory measures in the stands for regeneration, which would imply a gradual planned reduction of accompanying species in a procedure that precedes the shelterwood fellings.

In the structure of the investigated young stand, there is no biological potential of the sessile oak trees that could represent a basis for further development in the stand in the current rotation so the silvicultural measures need to be primarily directed towards the dominating silver lime.

The abandonment of the transient management concept, as prescribed in forest management plans, is recommended in order to be replaced by intensive management with silver lime.

In the structure of the young stand, there is a total of 3425 trees per hectare with 319 good quality trees selected for priority tending (aspirants) and with 356 trees felled in the first thinning with a thinning yield of $37.18 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. After four years, the mean value of the current annual diameter increment of aspirants amounted to 7.5 mm which points towards a good growth response in the period of the initiated tending.

Old sessile oak trees that are still present in the stand represent only a simulacrum of the continuity with the previous sessile oak stand and need to be removed from the stand within the intensive and rationalized silver lime tending and partly integrated into the silver lime stand.

Acknowledgement: This paper was supported by the Ministry of Education, Science and Technological Development, Republic of Serbia [Project No 451-03-9/2022-14/200169; 6poj 451-03-9/2022-14/200197; 6poj 451-03-68/2022-14/200053].

ЛИТЕРАТУРА/REFERENCES

- Abrams M.D. (1992): Fire and the development of oak forests, *BioScience*, 42(5), (346–353) <https://doi.org/10.2307/1311781>
- Alexander H.D., Siegert C., Brewer J.S., Kreye J. Lashley M.A., McDaniel J.K., Paulson A.K., Renninger H.J., Varner J.M. (2021): Mesophication of Oak Landscapes: Evidence, Knowledge Gaps, and Future Research, *BioScience*, 71(5), (531–542) <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa169>
- Annighöfer P., Beckschäfer P., Vor T., Ammer C. (2015): Regeneration Patterns of European Oak Species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in Dependence of Environment and Neighborhood, *PLoS ONE* 10(8), (1–16) <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa169>
- Assmann E. (1970): The principles of forest yield study, Pergamon Press, 506 str., Oxford <https://www.sciencedirect.com/book/9780080066585/the-principles-of-forest-yield-study>
- Babić V. (2014): Uticaj ekoloških faktora i sastojinskih karakteristika na prirodnu obnovu šuma hras-ta kitnjaka (*Quercus petraeae* agg. Ehr.) na Fruškoj Gori, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu Šumarski fakultet, Beograd (1–305) <https://eteze.bg.ac.rs/application/showtheses?thesesId=2840>
- Babić V., Govedar Z., Galić Z., Milenković M., Vukin M., Stajić S., Kanjevac B. (2021): Effects of the Light Regime on Natural Regeneration of Sessile Oak (*Quercus petraea* Matt. Liebl.) Forests in Fruska Gora National Park, Serbia (Article). *Fresenius Environmental al Bulletin*, vol. 30, br. 7A (8834–8842) https://www.prt-parlar.de/download_feb_2021/
- Banković S., Medarević M. (2009): Kodni priručnik za informacioni sistem o šumama Republike Srbije (stručna uputstva), Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd (1–179)
- Banković S., Jović D., Medarević M. (1989): Zapreminske tablice za srebrnu lipu (*Tilia tomentosa* Moench), Šumarstvo 6, Beograd (1–21)
- Banković S., Medarević M., Pantić D. (2002): Pouzdanost informacija o šumskom fondu kao osnov realnog planiranja gospodarenja šumama, Glasnik Šumarskog fakulteta 86, Beograd (67–79) <https://doi.org/10.2298/GS-F0286067B>
- Banković S., Medarević M., Pantić D., Petrović N. (2009): Nacionalna inventura šuma Republike Srbije, Šumski fond Republike Srbije, Ministarstvo poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede Republike Srbije, Uprava za šume, Beograd (1–244) <https://upravazasume.gov.rs/wp-content/uploads/2015/12/StanjeSumaRS.pdf>
- Bobinac M. (1990): Prilog poznavanju nekih faktora prirodne obnove šuma lužnjaka u Sremu. Šumarstvo 4, Beograd, (27–32)
- Bobinac M. (1996): Proučavanje uzgojnih potreba u sastojinama lipe na Fruškoj Gori, Šumarstvo 1–2, Beograd (36–48)
- Bobinac M. (1998): Karakteristike izgrađenosti i podmlađivanja lužnjaka u strogom prirodnom rezervatu „Stara Vratična“, Zaštita prirode br. 50, Beograd (335–340)
- Bobinac M. (1999): Istraživanja prirodne obnove lužnjaka (*Quercus robur* L.) i izbor metoda obnavljanja u zavisnosti od stanišnih i sastojinskih uslova. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu-Šumarski fakultet, Beograd (1–262)

- Bobinac M. (2000): Stand structure and natural regeneration of common oak in nature reserves Vrtična and Smogva near Morović. Međunarodna konferencija: „OAK 2000-Improvement of wood quality and genetic diversity of oaks“, Glasnik za šumske pokuse, 37, Zagreb (295–309) <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20000614171>
- Bobinac M. (2002): Rast podmlatka cera u promenjenim sastojinskim uslovima. Preceeding of 7th Symposium on Flora of Southeastern Serbia and Neighbouring Regions, Dimitrovgrad (85–190) <http://sfses.com/archive/history/pdf/07-2002%20Dimitrovgrad/37%20Rast%20podmlatka%20cera%20u%20promenjenim%20sastojinskim%20uslovima.pdf>
- Bobinac M (2003a): Paralele o elementima planiranja i izvođenja oplodnog seka u pojedinim tipovima lužnjakovih i bukovih šuma, Zbornik radova: Z. Maunaga (ur.), „Perspektive razvoja šumarstva“, Šumarski fakultet u Banja Luci, Banja Luka, (125–137)
- Bobinac M. (2003b): A contribution to the study of stand degradation process on the territory of Fruška Gora National park, Zbornik Matice srpske za prirodne nauke, 105, Novi Sad, (61–73) <https://doi.org/10.2298/ZMSP-N0305061B>
- Bobinac M. (2008): Obnavljanje šuma u vreme Petrovaradinske Imovne opštine i šumsko-poljsko gazdovanje. Monografija „250 godina šumarstva Ravnog Srema“. Javno preduzeće „Vojvodinašume“–Šumsko gazdinstvo Sremska Mitrovica, Ur. Z. Tomovic, (119–126)
- Bobinac M. (2011): Ekologija i obnova higrofilnih lužnjakovih šuma Ravnog Srema. Monografija, Hrvatski šumarski institut, Institut za šumarstvo Beograd, Zagreb, (1–294)
- Bobinac M. (2012): Posledice kolonizacije pajasena (*Ailanthus altissima* /Mill./ Swingle) na strukturu izdanačkih sastojina lipe u NP Fruška Gora. Acta herbologica, Vol. 21, No. 1, Beograd (51–60) <http://scindeks.ceon.rs/article.aspx?artid=0354-43111201051B>
- Bobinac M. (2017): Izgrađenost sastojina u mezofilnijim šumama kitnjaka sa vijukom (Ass. *Festuco drymeiae-Quercetum petraeae* Janković 1974) i aktuelni problemi njihove obnove u Srbiji, Naše šume, 48–49, Sarajevo (15–29) <https://usitfbih.ba/wp-content/uploads/2018/03/Na%C5%A1e-%C5%A1ume-br-48-49.pdf>
- Bobinac M. (2018): The problem of stand degradation in a monodominant sessile oak forest (*Quercetum petraeae* Čer et Jov. 1953., subass. *tiletosum*) – Case study in NP „Đerdap“. International Symposium: People-Forest-Science, October 10–1, 2018, Faculty of Forestry–University of Sarajevo. Book of Abstracts, Sarajevo, (26)
- Bobinac M., Aleksić Ž. (2003): Značaj i uloga bele lipe u šumskim ekosistemima na području NP Fruška Gora, In: N. Aleksić (ur.), Zaštita životne sredine gradova i prigradskih naselja, Ekološki pokret grada Novog Sada, Monografija, tom I, Novi Sad (313–318) <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=CS2004000724>
- Bobinac M., Karadžić D. (1994): Zaštita ponika lužnjaka (*Q. robur* L.) od hrastove pepelnice (*Microsphaera alphitoides* Griff. et Maubl.) – mere za smanjenje rizika semene obnove, In: M. Šestović, N. Nešković, I. Perić (ur.), Zaštita bilja danas i sutra, Beograd, (617–627)
- Bobinac M., Radulović S. (1997): Factors for the Enhancement of Biological Diversity of Some Stands Under Regressive Succession in the National park „Fruška gora“. In: P. Marinković (ur.), Forest Ecosystems of the national parks, Monograph on the subject inclusive of the conference report, Ministry of Environment of Republic of Serbia, Belgrade (158–161)
- Bobinac M., Radulović S. (2000): Promene u prizemnom pokrivaču podmladnih površina na staništu šume lužnjaka i jasena (*Fraxino-Quercetum roboris aceretosum* Jov. et Tom. 1980), Acta herbologica, Vol. 8, No. 2., Beograd (49–58)
- Bobinac M., Radulović S. (2002): Prilog proučavanju prizemnog pokrivača podmladnih površina posle primene herbicida na staništu šume lužnjaka i jasena (*Fraxino-Quercetum roboris* Jov. et Tom. 1979). Zbornik rezimeea, XII Simpozijum o zaštiti bilja i Savetovanje o primeni pesticida, Zlatibor, (91)
- Bobinac M., Andrašev S., Radaković N., Šušić N., Bauer-Živković A. (2019a): The structure of stands from different subassociations of a monodominant sessile oak forest (*Quercetum petraeae* Čer. et Jov. 1953) in the area of northeastern Serbia before and after regeneration, Glasnik šumarskog fakulteta 120, Beograd (9–36) <https://doi.org/10.2298/GS-F1920009B>

- Bobinac M., Andrašev S., Šušić N., Bauer-Živković A., Kabiljo M. (2019b): Growth characteristics of three-year-old Turkey oak (*Quercus cerris* L.) seedlings from natural regeneration under a dense canopy stand, *Biologica Nyssana – Journal of Biological Sciences*, Vol. 10, No. 2, University of Niš, Faculty of Sciences and Mathematics, Niš, (105–111) <https://journal.pmf.ni.ac.rs/bionys/index.php/bionys/article/view/322>
- Bobinac M., Popović M., Andrašev S., Bauer-Živković A., Šušić N. (2019c): „Banka semena” graba (*Carpinus betulus* L.) u šumskoj prostirci u srednjoj sastojini za rekonstrukciju na području Morovića, *Acta herbológica*, Vol. 28, No. 2, Herbološko društvo Srbije, Zemun, (103–112) <https://doi.org/10.5937/Acta-Herb1902103B>
- Bobinac M., Šijačić-Nikolić M., Andrašev S., Bauer-Živković A., Šušić N. (2020): Novi tehnološki postupak u gajenju šuma za biološku kontrolu širenja pajasena. In: R. Lazarević (ur.): „Značaj razvojnih istraživanja i inovacija u funkciji unapređenja poljoprivrede i šumarstva Srbije”, *Zbornik radova, Akademija inženjerskih nauka Srbije – AINS, Odeljenje biotehničkih nauka. Akademska misao, Beograd*, (129–140)
- Bobinac M., Andrašev S., Šušić N., Kabiljo M. (2022): Growth characteristics of sessile oak (*Quercus petraeae* (Matt.) Liebl., *Fagaceae*) young crop in conditions of small size regeneration areas. In: V. Randelović, Z. Stojanović-Radić, D. Nikolić, D. Jenačković-Gocić (eds.), 14th Symposium on the Flora of Southeastern Serbia and Neighboring Regions Kladovo, Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Niš, Niš-Belgrade, Serbia. *Book of Abstracts* (196–197)
- Bodor L. (1991): Tardit and modernity in the regeneration of pedunculate oaks in the Ormánság lowlands, *Erdészeti lapok* 126 (2), (in Hungarian), (48–50)
- Březina I, Dobrovolný L. (2011): Natural regeneration of sessile oak under different light conditions, *J For Sci.*, 57(8), (359–368) https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/12_2011-JFS.pdf
- Cvjetičanin R., Košanin O., Krstić M., Perović M., Novaković-Vuković M. (2013): Fitocenološke i edafske karakteristike šuma hrasta kitnjaka na Miroču u sveristočnoj Srbiji, *Glasnik Šumarskog fakulteta*, 107, Beograd (27–56) <https://doi.org/10.2298/GSF120425001C>
- Demeter L., Molnár Á.P., Öllerer K., Csóka G., Kiš A., Vadász C., Horváth F., Molnár Z. (2021): Rethinking the natural regeneration failure of pedunculate oak: The pathogen mildew hypothesis, *Biological Conservation*, 253 (1–9) <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108928>
- Diaci J, Gyoerek N, Gliha J, Nagel T.A. (2008): Response of *Quercus robur* L. seedlings to north-south asymmetry of light within gaps in floodplain forests of Slovenia. *Ann For Sci* 65:105. (1–8) <https://doi.org/10.1051/forest:2007077>
- Dinić A., Mišić V., Savić D. (1998): The phytocoenosis of sessile oak and silver linden (*Tilio tomentosae-Quercetum petraeae* ass. nova) on the ridges of Fruška gora Mt. *Zbornik Matice srpske za prirodne nauke* 95, Novi Sad (71–81)
- Dobrowolska D. (2008): Effect of stand density on oak regeneration in flood plain forests in Lower Silesia, Poland, *Forestry* 81 (511–523) <https://doi.org/10.1093/forestry/cpn025>
- Gačić D., Krstić M., Laketić M. (2006): Uticaj krupne divljači na šume hrasta kitnjaka u Nacionalnom parku „Đerdap”, *Šumarstvo* 1–2, Beograd (21–33) http://www.srpskosumar-skoudruzenje.org.rs/index.php?option=com_content&task=view&id=71
- Eaton E., Caudullo G., Oliveira S., De Rigo D. (2016): *Quercus robur* and *Quercus petraea* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats, In: *European Atlas of Forest Tree Species*, Publications Office of the EU, Luxembourg (160–163) https://forest.jrc.ec.europa.eu/media/atlas/Quercus_robur_petraea.pdf
- Erdeši J. (1971): Fitocenoze šuma jugozapadnog Srema, *Doktorska disertacija*, In: P. Vujić (ur.), *Šumsko gazdinstvo Sremska Mitrovica, Grafički zavod „Panonija”, Subotica*, (1–384)
- Harmer R., Boswell R., Robertson M. (2005): Survival and growth of tree seedlings in relation to changes in the ground flora during natural regeneration of an oak shelterwood, *Forestry* 78 (21–32) <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi003>
- Janković M., Mišić V. (1980): Šumska vegetacija i fitocenoze Fruške gore. *Monografije Fruške Gore, Matica srpska za prirodne nauke, Novi Sad* (1–191)

- Joyce P.M., Gardiner J.J. (1986): The management of oak in Germany: A Silvicultural Note, Irish Forestry, Vol 43 (1) (56–65) <https://journal.societyofirishforesters.ie/index.php/forestry/article/download/10458/9537>
- Kamler J., Dobrovolný L., Drimaj J., Kadavý J., Kneifl M., Adamec Z., Knott R., Martiník A., Plhal R., Zeman J., *et al.* (2016): The impact of seed predation and browsing on natural sessile oak regeneration under different light conditions in an over-aged coppice stand, iForest 9 (569–576) <https://doi.org/10.3832/ifor1835-009>
- Kanjevac B. (2019): Obnavljanje šuma hrasta kitnjaka sa podstojnim spratom pratećih vrsta drveća na području severoistočne Srbije, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu Šumarski fakultet, Beograd (1–369) <https://eteze.bg.ac.rs/application/showtheses?thesesId=7488>
- Kanjevac B., Krstić M., Babić V., Govedar Z. (2021): Regeneration Dynamics and Development of Seedlings in Sessile Oak Forests in Relation to the Light Availability and Competing Vegetation, Forests, 12(4) (1–15) <https://www.mdpi.com/1999-4907/12/4/384#>
- Kohler M., Pyttel P., Kuehne C., Modrow T., Bauhus V. (2020): On the knowns and unknowns of natural regeneration of silviculturally managed sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) forests—a literature review, Ann For Sci 77 (4) (1–19) <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00998-2>
- Krstić M. (1989): Istraživanje ekološko proizvodnih karakteristika kitnjakovih šuma i izbor najpovoljnijeg načina prirodnog obnavljanja na području severoistočne Srbije. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu-Šumarski fakultet, Beograd (1–264)
- Krstić M., Stojanović Lj. (2007): Gajenje šuma hrasta kitnjaka. Ured. M. Krstić, In: Hrast kitnjak u Srbiji, Univerzitet u Beogradu-Šumarski fakultet, Udruženje šumarskih inženjera i tehničara Srbije, Beograd (209–292) <https://www.mdpi.com/1999-4907/12/4/384#>
- Krstić M., Kanjevac B., Babić V. (2018): Effects of extremely high temperatures on some growth parameters of sessile oak (*Quercus petraea* /Matt./Liebl.) seedlings in northeastern Serbia, Archives of Biological Sciences, 70(3) (521–529) <https://doi.org/10.2298/ABS171215013K>
- Kuehne C., Jacob A., Gräf M. (2014): Begründung und Pflege von Eichenbeständen in der forstlichen Praxis – Eine interviewbasierte Ist-Analyse in der badischen Oberrheinebene, Forstarchiv, 85 (179–187)
- Matthews J.D. (1989): Silvicultural Systems, Clarendon Press, Oxford (1–284)
- Mišić V. (1994): Progressivna sukcesija šumske vegetacije Srbije, Glasnik Instituta za botaniku i botaničke bašte Univerziteta u Beogradu, XXVIII, Beograd (54–63)
- Mišić V., Dinić A., Savić D. (1997): The role of the silver linden (*Tilia tomentosa* Moench) in the progressive succession of sessile oak forests on the ridges of Fruška gora. Zbornik Matice srpske za prirodne nauke, 93, Matica Srpska, Novi Sad (83–91) <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=YU1998000888>
- Modrow T., Kuehne C., Saha S., Bauhus J., Pyttel P. (2020): Photosynthetic performance, height growth, and dominance of naturally regenerated sessile oak (*Quercus petraea* [Mattuschka] Liebl.) seedlings in small-scale canopy openings of varying sizes, Eur J For Res, 139 (41–52) <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01238-7>
- Mölder A., Meyer P., Nagel R.V. (2019a): Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview, Forest Ecology and Management, 437 (324–339) <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.006>
- Mölder A., Sennhenn-Reulen H., Fischer C., Rumpf H., Schönfelder E., Stockmann J., Nagel R.V. (2019b): Success factors for high-quality oak forest (*Quercus robur*, *Q. petraea*) regeneration, Forest Ecosystems 6 (6–49) <https://doi.org/10.1186/s49663-019-0206-y>
- Nowacki G.J., Abrams M.D. (2008): The demise of fire and „mesophication” of forests in the eastern United States, BioScience, 58. (2) (123–138) <https://doi.org/10.1641/B580207>
- Oszako T. (2000): Oak declines in Europe’s forests-history, causes and hypothesis. In: T. Oszako, and C. Delatour (eds.), Recent advances on oak health in Europe. Forest research Institute, Warsaw (11–40) <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20013040019>

- Radaković N., Stajić B. (2021): Climate Signals in Earlywood, Latewood and Tree-Ring Width Chronologies of Sessile Oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) from Majdanpek, North–Eastern Serbia, *Drvna industrija*, 72. (1), Zagreb (9–87) <https://doi.org/10.5552/drvind.2021.2016>
- Rađević V., Pap P., Vasić V. (2020): Gazdovanje šumama hrasta lužnjaka u Ravnom Sremu: juče, danas, sutra, *Topola*, 206 (41–52) <https://doi.org/10.5937/topola2006041R>
- Reichstein M., Bahn M., Ciais P., Frank D., Mahecha M.D., Seneviratne S.I., Zscheischler J., Beer C., Buchmann N., Frank D.C., Papale D., Rammig A., Smith P., Thonicke K., van der Velde M., Vicca S., Walz A., Wattenbach M. (2013): Climate extremes and the carbon cycle, *Nature*, 500 (287–295) <https://doi.org/10.1038/nature12350>
- Reyer C.P.O., Leuzinger S., Rammig A., Wolf A., Bartholomeus R.P., Bonfante A., de Lorenzi F., Dury M., Gloning P., Abou Jaoudé R., Klein T., Kuster T.M., Martins M., Niedrist G., Riccardi M., Wohlfahrt G., de Angelis P., de Dato G., François L., Menzel A., Pereira M. (2013): A plant's perspective of extremes: terrestrial plant responses to changing climatic variability, *Glob. Chang Biol.*, 19(1) (75–89) <https://doi.org/10.1111/gcb.12023>
- Richards F.J. (1959): A flexible growth function for empirical use, *Journal of Experimental Botany*, 10 (290–300) <https://doi.org/10.1093/jxb/10.2.290>
- Schädelin W. (1934): Die Durchforstung als Auslese und Veredelungsbetrieb höchster Wertleistung. Verlag Paul Haupt, Bern, Leipzig (1–96).
- Solyomos R. (1993): Improvement and silviculture of oaks in Hungary, *Annales des Sciences forestieres*, EDP Sciences, Vol. 50 (6), (607–614) <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00882871/document>
- Stojanović Lj., Krstić M. (1980): Ekološko proizvodne karakteristike kitnjakovih šuma i izbor najpovoljnijeg načina prirodnog obnavljanja u uslovima Majdanpečke domene, *Šumarstvo*, 4–5, UŠITS, Beograd (81–95)
- Stojanović Lj., Krstić M., Bjelanović I. (2005): Proredne seče u šumama hrasta kitnjaka na području severoistočne Srbije, *Šumarstvo* 3, UŠITS, Beograd (1–24) http://www.srpskosumarskoudruzenje.org.rs/index.php?option=com_content&task=view&id=113
- Stojanović M., Szatniewska J., Kyselová I., Pokorný R., Čater M. (2017): Transpiration and water potential of young *Quercus petraea* (M.) Liebl. coppice sprouts and seedlings during favourable and drought conditions, *J. For. Sci.*, 63 (313–323) <https://doi.org/10.17221/36/2017-JFS>
- Schütz J.P. (1999): Close-to-nature silviculture: is this concept compatible with species diversity?, *Forestry*, 72. (4) (359–366) <https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.359>
- Špiranec M. (1975): Prirasno-prihodne tablice, Poslovno udruženje šumskoprivrednih organizacija, Radovi, 25, Šumarski institut Jas-trebarsko, Zagreb, (1–106)
- Šušić N., Bobinac M., Andrašev S., Šijačić-Nikolić M., Bauer-Živković A. (2019): Growth characteristics of one-year-old Hungarian oak seedlings (*Quercus frainetto* Ten.) in full light conditions, *Šumarski list*, 143, (5–6) (221–229) <https://doi.org/10.31298/sl.143.5-6.3>
- Šušić N., Bobinac M., Andrašev A. (2022): Effects of two different thinning methods on diameter and basal area increments of silver lime target trees (*Tilia tomentosa* Moench) in Fruška Gora (Serbia). *Annals of Forest Research* 65(2) (3–14) <https://doi.org/10.15287/afr.2022.2392>
- Thomas F.M., Blank R., Hartmann G. (2002): Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe, *Forest Pathology* 32 (277–307) <https://doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00291.x>
- Tomić Z. (2003): Prilog poznavanju asocijacije *Quercetum montanum* Čer. et Jov. 1953. u severoistočnoj Srbiji, *Glasnik šumarskog fakulteta*, 87, Beograd (197–210) <https://doi.org/10.2298/GSF0387197T>
- Tomić Z. (2013): Prirodne šumske zajednice Nacionalnog Parka Fruška Gora u svetlu najnovijih sintaksonomskih i ekosustavnih principa, *Hrvatska misao*, 1(61), nova serija 46, Matica Hrvatska Sarajevo, Sarajevo (25–42)
- Tomić Z., Rakonjac Lj. (2011): Survey of syntax of forest and shrub vegetation of Serbia. *Folia biologica et geologica*. Ex: Rasprave razreda na naravoslovne vede *Dissertationes classic IV (Historia naturalis)*, 52/1-2, Slovenska akademija znanosti in umetnosti (111–140) <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20123065772>

- Tomić Z., Jovanović B., Janković M.M. (2006): Me-zotermne šume kitnjaka i cera., Vegetacija Srbije II–Šumske zajednice 2, Srpska akadem-ija nauka i umetnosti, ured. Škorić D., Odel-jenje hemijskih i bioloških nauka, Beograd, (69–114)
- von Lüpke B. (1998): Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species, *Forest Ecology and Management*, 106. (1) (19–26) [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00235-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00235-1)
- Vukelić J., Mikac S., Baričević D., Bakšić D., Rosavec R. (2008): Šumska staništa i šumske zajed-nice u Hrvatskoj, Državni zavod za zaštitu prirode, Zagreb, (1–263) <https://www.bib.irb.hr/380831>
- Watt A.S. (1919): On the causes of failure of natural regeneration in British oak woods. *J Ecol*, 7 (173–203) <https://doi.org/10.2307/2255275>
- (***1996). Posebna osnova za gazdovanje šumama za GJ „Zlatica”, za period 1997–2006., JP NP „Đerdap”, Donji Milanovac
- (***2006). Posebna osnova za gazdovanje šumama za GJ „Zlatica”, za period 2007–2016., JP NP „Đerdap”, Donji Milanovac
- (***2002). Opšta osnove za gazdovanje šumama za „Nacionalni park Fruška gora”, za period 2002.–2011. godine, kniga I i II, Javno pre-duzeće „Nacionalni park Fruška gora”- Srem-ska Kamenica, Beograd
- (***2016). Posebna osnova za gazdovanje šumama za GJ „Zlatica”, za period 2017–2026., JP NP „Đerdap”, Donji Milanovac
- (***2022). Uputstva za gazdovanje šumama Sr-bije, nacrt, Ministarstvo poljoprivrede šu-marstva i vodoprivrede-Uprava za šume https://upravazasume.gov.rs/wp-content/uploads/2021/10/GCP_SRB_002_GFF-Uput-stva-za-gazdovanje-sumama-draft.pdf

