



UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET
DEPARTMAN ZA BIOLOGIJU I EKOLOGIJU



Sonja Trifunov

Gazdovanje šumama u zaštićenim područjima u Srbiji i realizacija konzervacionih ciljeva

-Doktorska disertacija-

Novi Sad, 2019. godine

Ovaj rad je realizovan u Laboratoriji za istraživanje i zaštitu biodiverziteta, na Departmanu za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematičkog fakulteta, Univerziteta u Novom Sadu, u okviru projekta III 43002 „Biosensing tehnologije i globalni sistem za kontinuirana istraživanja i integrisano upravljanje ekosistemima“ Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije.

Sadržaj

1.	<i>Uvod</i>	1
2.	<i>Ciljevi istraživanja</i>	3
3.	<i>Pregled literature</i>	5
3.1.	<i>Razvoj zaštite šuma</i>	5
3.2.	<i>Efektivnost zaštićenih područja</i>	8
3.3.	<i>Gazdovanje šumama u zaštićenim područjima</i>	10
3.4.	<i>Ekološki efekti gazdovanja šumama u zaštićenim područjima</i>	12
3.4.1.	<i>Satelitski sistemi za daljinsku detekciju u analizama efektivnosti zaštićenih područja</i>	14
3.4.2.	<i>Funkcionalni pristup u analizi ekoloških efekata gazdovanja šumama</i>	16
3.5.	<i>Integrisanje konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama u zaštićenim područjima</i> .	17
4.	<i>Materijal i metode</i>	20
4.1.	<i>Analiza ekološkog efekta gazdovanja</i>	21
4.1.1.	<i>Područje istraživanja</i>	21
4.1.2.	<i>Izbor satelitskih snimaka</i>	25
4.1.3.	<i>Više-vremenski kolor kompozit</i>	29
4.1.4.	<i>Digitalna klasifikacija</i>	30
4.1.4.1.	<i>Prikupljanje trening podataka</i>	31
4.1.4.2.	<i>Klasifikacija</i>	35
4.1.4.3.	<i>Provera preciznosti klasifikacije</i>	36
4.1.4.4.	<i>Detekcija promena</i>	37
4.1.5.	<i>Model gustine krune</i>	37
4.1.6.	<i>Prikupljanje podataka o funkcionalnim karakteristikama vrsta</i>	39
4.1.7.	<i>Analiza uticaja proređivanja šuma na funkcionalnu kompoziciju</i>	44
4.2.	<i>Analiza integrisanja konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama</i>	45
5.	<i>Rezultati</i>	46
5.1.	<i>Analiza ekološkog efekta gazdovanja</i>	46
5.1.1.	<i>Više-vremenski kolor kompozit</i>	46

5.1.2.	<i>Digitalna klasifikacija</i>	49
5.1.3.	<i>Detekcija promena</i>	58
5.1.4.	<i>Model gustine krune šume</i>	63
5.1.5.	<i>Funkcionalne karakteristike</i>	69
5.1.6.	<i>Analiza uticaja proređivanja šume na funkcionalnu kompoziciju</i>	73
5.2.	<i>Analiza integrisanja konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama</i>	74
6.	<i>Diskusija</i>	77
6.1.	<i>Promene šumskog pokrivača u zaštićenom području</i>	77
6.1.1.	<i>Nagle promene</i>	77
6.1.2.	<i>Postepene promene</i>	79
6.2.	<i>Promene u funkcionalnoj kompoziciji</i>	84
6.2.1.	<i>Odgovor funkcionalne komponente na proređivanje šume</i>	85
6.2.2.	<i>Implikacije za očuvanje ekosistemskih procesa</i>	89
6.3.	<i>Integrisanje konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama u zaštićenim područjima</i> .	92
7.	<i>Zaključak</i>	93
8.	<i>Literatura</i>	96

Lista ilustracija

Slika 1. Elektromagnetna detekcija pojava na Zemljinoj površini. A) Satelitski sistemi detekcije - mehanizmi interakcije sa šumskom krunom (preuzeto iz Boyd i Danson 2005). B) Analiza podataka (preuzeto iz Lillesand i sar. 2004).....	14
Slika 2 Metodološka šema.....	20
Slika 3. Lokacija Nacionalnog parka “Fruška gora”. Srednja slika prikazuje “otisak” snimka dobijenog putem Landsat satelita. Na donjoj slici je prikazan višebojni kompozit Landsat 8 snimaka Fruške gore.	22
Slika 4. Fruška gora.....	23
Slika 5. U šumi.....	24
Slika 6. Koraci u supervizovanoj klasifikaciji. A) Set snimaka (5 kanala, tj. 5 digitalnih brojeva po pikselu). B) Prikupljanje trening podataka za površine od interesa (numerički podaci o obrazcu spektralnog odgovora). C) Faza klasifikacije (poređenje svakog nepoznatog piksela sa spektralnim obrazcima trening površina; dodeljivanje najsličnijoj kategoriji). D) Izlazni podatak (mapa klasifikacije) (prema Lillesand i sar. 2004).....	25
Slika 7. Vremenska linija različitih Landsat satelita (preuzeto iz Young i sar. 2017).....	27
Slika 8. Razlike između Landsat 8 i Landsat 7 senzora. Landsat 7 je isti kao Landsat 5 koji je primenjen u ovoj studiji, samo Landsat 5 nema panhromatski kanal. Na slici je prikazan i nivo transmisije zračenja različitih talasnih dužina kroz atmosferu (preuzeto sa https://www.usgs.gov/).....	27
Slika 9. Informacije o periodu u kom je izvršena seča prema bojama dobijenim kreiranjem više-vremenskog kolor-kompozita.	30
Slika 10. Uokvireni deo Fruške gore je odabran za analizu.....	31
Slika 11. Trening površine za digitalnu klasifikaciju.....	34
Slika 12. Prikupljanje podataka za trening površine.	35
Slika 13. Površine za proveru preciznosti klasifikacije.	36
Slika 14. Postupak kreiranja modela gustine krune šume.	38
Slika 15. Sakupljanje uzoraka lišća penjanjem po drveću.	41
Slika 16. Odabir površina za prikupljanje podataka o funkcionalnim karakteristikama vrsta. Zelenim su prikazane granice u okviru kojih je odabran uzorak; dobijene korišćenjem GDEM verzija 2 (proizvod METI i NASA).	42

Slika 17. Šematski prikaz značenja preklapanja vrsta, zasnovano na njihovoj gustini verovatnoće (izračunato koristeći srednju vrednost i standardnu devijaciju) (Lepš i sar. 2006).....	44
Slika 18. Više-vremenski kolor kompozit (4 i 5) sačinjen od 3 Landsat snimka iz različitih godina (1-3). Na slici 1 je snimak Fruške gore iz 1994. godine, na slici 2 iz 2005., a na slici 3 iz 2015. Sa desne strane snimaka je analizirani deo Fruške gore, prikazan pod uveličanjem. Na slici 5 su uvećano prikazane površine u kojima su se desile promene. 5A ukazuje na čistu seču između 2005 i 2015 (crvena boja), 5B ukazuje na čistu seču između 1994. i 2005. (zelena boja), 5C ukazuje na čistu seču pre 1994. (plava boja).....	47
Slika 19. Mapa seče.....	48
Slika 20. Čista seča blizu zaokružene lokacije A na slici 18.....	49
Slika 21. Kombinacije kanala sa najboljim razdvajanjem između različitih klasa.....	51
Slika 22. Mapa klasifikacije prema sastavu šuma za 2015. godinu. Površine koje fale na mapi su čiste seče identifikovane u multi-kolor kompozitu (slika 19). Legenda prikazuje klase: BK (bukva + hrast kitnjak), BL (bukva + srebrna lipa), C (cer), K (hrast kitnjak), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), L (srebrna lipa).....	54
Slika 23. Mape klasifikacije prema sastavu šume, za 2015. (gornja mapa) i 2005. (donja mapa). U legendi su date klase: BK (bukva + hrast kitnjak), BL (bukva + srebrna lipa), K (hrast kitnjak), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), L (srebrna lipa).....	56
Slika 24. Mape klasifikacije prema sastavu šume za 2005 (gornja mapa) i 1994 (donja mapa). U legendi su date klase: BK (bukva + hrast kitnjak), BL (bukva + srebrna lipa), K (hrast kitnjak), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), L (srebrna lipa).....	57
Slika 25. Promene u zastupljenosti različitih tipova šuma od 1994. do 2015. godine.....	62
Slika 26. Promene u gustini krune šume od 1994. do 2015. godine. Legenda prikazuje nivo gustine krune.....	64
Slika 27. Promene u gustini krune šume od 1994. do 2015. Prikaz bez površina na kojima je identifikovana čista seča.....	66
Slika 28. Grafički prikaz. Poređenje vrsta prema pojedinačnim karakteristikama.....	72

Lista tabela

Tabela 1. Uporedni prikaz kategorija zaštite prema MCPFE, IUCN i nacionalnoj kategorizaciji.	10
Tabela 2. Stanje šuma Fruške gore 1957.....	24
Tabela 3. Razlike u opsegu spektralnih kanala (K1-K11) između Landsat senzora koji su korišćeni u studiji.	26
Tabela 4. Rezultat kombinovanja različitih indeksa (Jamalabad i Abkar 2004).	39
Tabela 5. Funkcionalne karakteristike odabrane za analizu (prema Carreño-Rocabado i sar. 2012)..	40
Tabela 6. Transformed divergence-kvantitativna mera razdvajanja.	50
Tabela 7. Jeffries-Matusita-kvantitativna mera razdvajanja.	50
Tabela 8. Razdvajanje prema parovima (od najmanjeg ka najvećem).	50
Tabela 9. Provera preciznosti klasifikacije.....	58
Tabela 10. Nivo mešanja između klasa (od najvišeg ka najnižem).	58
Tabela 11. Brojčano izražene promene u sastavu šuma između 1994. i 2005. godine.....	60
Tabela 12. Brojčano izražene promene u sastavu šuma između 2005 i 2015.godine.	61
Tabela 13. Promene u gustini krune šume između 1994. i 2005. godine.....	67
Tabela 14. Promene u gustini krune šume između 2005. i 2015. godine.....	68
Tabela 15. Funkcionalne karakteristike vrsta. Osnovna statistika i testovi normalnosti.	70
Tabela 16. Stepen različitosti između vrsta prema karakteristikama, i prema srednjoj vrednosti za sve karakteristike.	71
Tabela 17. Efekat proređivanja šume na CWM indikator.	73

1. Uvod

Hiljadama godina različite ljudske aktivnosti su oblikovale današnji izgled šuma u Evropi. Površina šuma je značajno smanjena usled krčenja i prevođenja šumskih površina u poljoprivredne i druge površine, dok je struktura i kompozicija šuma izmenjena usled korišćenja šuma za proizvodnju drvne mase (Bengtsson i sar. 2000). Od ukupne površine šuma u Evropi samo oko 0.4% čine netaknute šume, dok se ostale šume nalaze pod manje ili više intenzivnim gazdovanjem (Parviainen 2005). Promene u površini i izgledu šuma su imale vidljive posledice po biljni i životinjski svet (mnoge vrste su iščezle ili su ugrožene usled smanjene dostupnosti odgovarajućih tipova staništa), kao i na različite ekosistemske usluge i dobra (MEA 2005).

Briga oko gubitka biološke raznovrsnosti i vezujućih usluga i dobara, motivisala je kreiranje Konvencije o biološkoj raznovrsnosti (1992), legalno obavezujućeg globalnog ugovora, koji je Republika Srbija potpisala i ratifikovala. Njenim potpisivanjem države su se obavezale da će aktivno raditi na očuvanju i unapređenju biološke raznovrsnosti, a glavna strategija u postizanju tog cilja je osnivanje i jačanje sistema zaštićenih područja (Chape i sar. 2008, Dudley i sar. 2014). Ukupna površina zaštićenih područja u svetu je značajno porasla, zbog čega bi se moglo reći da je učinjen veliki napredak. Od planiranih 17% do 2020. godine, do sada je zaštićeno skoro 15% svetskih kopnenih površina. Međutim, još uvek se malo zna o stvarnim ishodima ove strategije (Cabeza 2013). Efektivna implementacija konzervacione politike se ne ogleda samo u osnivanju odgovarajuće mreže zaštićenih područja, već je potrebno obezbediti i njeno pravilno funkcionisanje, a što zahteva aktivno gazdovanje, koje uključuje redovno planiranje, monitoring i evaluaciju ishoda gazdovanja zaštićenim područjima (Dudley i sar. 2004).

Da bi se pratio napredak zaštite formiran je Radni program za zaštićena područja (SCBD 2004a), a jedna od važnih aktivnosti programa je praćenje efektivnosti gazdovanja i upravljanja zaštićenim područjima. U te svrhe je predložen standardizovan pristup koji obuhvata ključne informacije o gazdovanju (Hockings i sar. 2006) i upravljanju (Borrini-Feyerabend i sar. 2013), a koji omogućava poređenje zaštićenih područja. Razvijeno je bezbroj alata za procenu efektivnosti zaštićenih područja (npr. Ervin 2003, Stolton i sar. 2007), ali je većina njih fokusirana na planiranje, inpute i procese gazdovanja, kao ključne

elemente za uspešno gazdovanje, dok su ekološki efekti gazdovanja retko uzeti u obzir (Leverington i sar. 2010).

Svako zaštićeno područje ima specifične ciljeve zaštite, pa je efekte gazdovanja potrebno analizirati u odnosu na njih. Međutim, ciljevi zaštite su češće široko definisani, što otežava praćenje konzervacionog napretka (Parrish i sar. 2003). U te svrhe su do sad najčešće primenjivani taksonomski indikatori, ali se oni nisu pokazali najbolji kada su u pitanju šumski ekosistemi, i kada je potrebno posmatrati odgovor biodiverziteta na primenjene mere gazdovanja (Kraus i Krumm 2013). Ovo je, međutim, ključna informacija za gazdovanje (Stem i sar. 2005), posebno u zaštićenim područjima u kojima se aktivno gazduje i interveniše u ekosistemske procese (Parrish i sar. 2003), a što je slučaj za većinu zaštićenih šuma u Evropi (Schmitt i sar. 2009). Poslednjih godina se sve više ističe potencijal primene funkcionalnih indikatora, kao indikatora koji mogu ukazati na odgovor ekosistema na spoljne faktore, kao i na posledice promena u ekosistemu (Hooper i sar. 2005, Suding i sar. 2008). Broj studija koje primenjuju ovaj tip indikatora je zasad neuporedivo manji u odnosu na druge indikatore, i mnogo ređe su primenjivani u šumskim ekosistemima (Balvanera i sar. 2006).

S druge strane, koliko realizacija konzervacionih ciljeva zavisi od praćenja i razumevanja stanja ekosistema kojima se gazduje, toliko zavisi i od razumevanja faktora koji utiču na nivo realizacije konzervacionih ciljeva, a koji prevazilaze biofizičke okvire (Moran i Ostrom 2005). Iako je planiranju i procesima gazdovanja u zaštićenim područjima bilo posvećeno dosta pažnje, ono je najviše bilo ocenjivačkog karaktera. Ocene gazdovanja daju samo informacije o trenutnom stanju, a vrlo retko objašnjenja. Generalno, iz ovih studija proizilazi da se većina zaštićenih područja odlikuje slabim gazdovanjem (Leverington i sar. 2010). Međutim, treba uzeti u obzir i da je svako gazdovanje proces, kroz koji se vremenom uče nove stvari i prilagođava novim potrebama (Wolf i Primmer 2006). U Srbiji su za gazdovanje šumama u zaštićenim područjima odgovorna javna preduzeća, tradicionalno orijentisana na proizvodnju drveta, zbog čega se može očekivati da je potrebno vreme za prilagođavanje i primenu novih pristupa u gazdovanju. Međutim, nedovoljan ekonomski podsticaj za uvođenje konzervacionog duha u svakodnevnu praksu izaziva takvu pretpostavku (Stevanov 2014).

2. Ciljevi istraživanja

Imajući u vidu činjenicu da ima malo informacija o ekološkim efektima gazdovanja šumama u zaštićenim područjima, kao i o procesima prilagođavanja gazdovanja konzervacionim potrebama, u doktorskoj disertaciji će ovim pitanjima biti posvećena pažnja. Prema tome, dva glavna, međusobno povezana cilja doktorske disertacije su da se sprovede:

1. Analiza ekološke efektivnosti gazdovanja na primeru jednog zaštićenog šumskog područja, Nacionalnog parka „Fruška gora“. Pitanja na koja će se odgovoriti su:

a) Da li su prisutne promene u funkcionalnoj kompoziciji šuma koje bi mogle ukazivati na promene u procesima od značaja za očuvanje produktivnosti ekosistema?

b) Kako korišćenje drvene biomase utiče na funkcionalnu kompoziciju?

2. Komparativna analiza gazdovanja zaštićenim šumskim područjima u Srbiji, gde se želi odgovoriti na sledeća pitanja:

a) Kako i u kojoj meri se integrišu konzervacioni ciljevi u gazdovanje šumama u zaštićenim područjima?

b) Koji su glavni izazovi u tom pogledu?

Procene ekološke efektivnosti gazdovanja zaštićenim šumskim područjima u Srbiji su još uvek odsutne, zbog čega će ovo biti prvi podaci u tom pravcu. Povratne informacije o efektima gazdovanja su neophodne pri planiranju i revidiranju mera koje se preduzimaju. U vezi s tim, prisutni su određeni izazovi. Kao prvo, ciljevi gazdovanja zaštićenim područjima u Srbiji su široko definisani, zbog čega se postavlja pitanje u odnosu na čega vršiti procenu. Pored toga, u zaštićenim šumskim područjima je dozvoljena eksploatacija drveta u komercijalne svrhe, zbog čega se samo od sebe nameće pitanje da li takva praksa ima uticaja na ekološki integritet ekosistema. Potrebni su indikatori koji mogu ukazati na to kakav je odgovor ekosistema. Sve više preovlađuje mišljenje da su neophodni indikatori koji se oslanjaju na funkcionalne karakteristike vrsta. Zbog toga će se u radu ispitati mogućnost primene takvih indikatora. Pošto se o relevantnosti različitih indikatora još uvek raspravlja, rezultati istraživanja će biti od interesa za naučnu zajednicu.

Razumevanje ekoloških efekata gazdovanja zahteva analizu kroz duži vremenski period i na višim prostornim nivoima. Danas su dostupne alatke koje to omogućavaju i koje pružaju nove načine sagledavanja promena na nivou ekosistema. Razvoj odgovarajućeg pristupa može biti vremenski zahtevan proces, koji isto tako zahteva upoznavanje sa istorijom i karakteristikama područja, praksom gazdovanja itd. Ovo je zadatak koji se neminovno postavlja pred doktorsku disertaciju, a rezultati će ukazati na praktičnost i mogućnost primene razvijenog pristupa na druga zaštićena šumska područja.

Analiza procesa prilagođavanja konzervacionim potrebama na operativnom nivou će ovde poslužiti samo kao propratna informacija glavnom delu istraživanja. Uzimajući u obzir nizak nivo finansiranja zaštite i nedovoljan ekonomski podsticaj, polazi se od pretpostavke da su ulaganja u izgradnju konzervacionih sposobnosti minimalna. Procesi ulaganja u konzervacione sposobnosti su važni i iz ugla implementacije politike održivog gazdovanja šumskim resursima, posebno ako su za njenu implementaciju odgovorni isti akteri kao za zaštitu šumskih ekosistema.

3. Pregled literature

3.1. Razvoj zaštite šuma

Motivacije za zaštitu šuma u Evropi su se razlikovale u različitim istorijskim periodima (Welzholz i Johann 2007). Još u drevna vremena, šume su se štitile iz spiritualnih i religijskih razloga, posebno određene vrste drveća. U srednjem veku, kada su šume prisvajane od strane vlastele, započinje prvo regulisanje i kontrola korišćenje šuma u korist pojedinaca. U Srbiji je prvi propis donet u 14. veku (čl. 123. Dušanovog zakonika), kojim se zabranjuju čiste seče šuma koje su sprovodili rudari Sasi pri eksploataciji ruda i tako stvarali goleti. U to vreme, pa sve do oslobođanja od Turske vlasti, Srbija je još imala veliku šumovitost. Nakon oslobođenja, kada su šume proglašene za kolektivno dobro, nastupa period nekontrolisanog korišćenja šuma, a posebno negativan uticaj je imalo krčenje šuma zarad dobijanja obradivih površina, kao zakonit način sticanja svojine (Jovanović 1903). Iako je doneto više zakona u cilju sprečavanja daljeg krčenja šuma, sve do kraja 19. veka se nastavlja sa neracionalnim korišćenjem šuma, jer je gazdovanje šumama bilo više „policijskog“ karaktera i povereno nestručnim ljudima (Vasić 1904). Generalno, u Evropi, period između 16. i 19. veka je karakterističan po intenzivnoj eksploataciji šuma, zbog velike potražnje za drvetom od strane rastuće industrije. Iz tih razloga se pojavljuju prve šumske regulative čiji je cilj povećanje drvne proizvodnje, ali i sprečavanje prekomernog korišćenja šuma, i preteče su kasnijih zakona o šumama donošenih tokom 19. veka u Evropi (Welzholz i Johann 2007). U Srbiji je prvi Zakon o šumama donet 1891. godine, kada prvi put dolazi do izražaja potreba za stručnim gazdovanjem šumama. Međutim, iako nastupa bolja organizacija šumarske službe, još uvek dominira policijski karakter zaštite šuma. Bilo je potrebno ograničiti šume, ali je ovaj proces bio suviše spor, a sa šumama se i dalje neracionalno postupalo (Vasić 1909). Dalji razvoj organizacije šumarskog sektora i planskog gazdovanja je trpeo kako zbog ratnih dejstava (I i II svetski rat), tako i zbog posleratne potrebe za obnovom i razvojem, kada su velike površine šuma nestajale, a na šta je uticao i tadašnji dominantni položaj agrarne politike u odnosu na šumarsku. Tek kasnije, u politici razvoja šumarstva SFR Jugoslavije počinju da dominiraju zadaci koji se ne odnose samo na proizvodni i ekonomski aspekt šumarstva, već i na ekološki. U velikoj meri se radilo na obnovi degradiranih šuma, pošumljavanju, racionalnom korišćenju, školovanju itd. Prvi savezni Zakon o šumama je donet 1947. godine, po kom su sve šume pod zaštitom

države i služe opštem interesu. Započinje se sa planskim gazdovanjem, vodeći se principom održivog gazdovanja šumama (Ranković i Keča 2007).

Što se tiče zaštite šuma sa ciljem očuvanja prirodnih vrednosti, prva Uredba o nacionalnim parkovima je doneta je članom 100. Finansijskog Zakona Kraljevine Jugoslavije za 1938/39. godinu. Međutim, početak II svetskog rata nije omogućio proglašavanje nacionalnih parkova po ovoj Uredbi (Mandić 2000). Tek 1948. godine, kada je donet prvi Zakon o zaštiti kulturnih spomenika i prirodnih retkosti, osnivaju se i prva zaštićena šumska područja - rezervati prirode - iako vrlo male veličine. Prvo veće šumsko područje je zaštićeno 1960. godine, Nacionalni park „Fruška gora“. Međutim, treba istaći i da su šume Fruške gore u to vreme bile u dosta lošem stanju, pa je glavni cilj bio na gajenju šuma kojim bi se osigurala njihova obnova i opstanak (Šumarsko društvo AP Vojvodine i poljoprivredno-šumarska komora AP Vojvodine. 1957). Prvi Zakon o zaštiti prirode je donet 1961. godine, a doživeo je više revizija, sa poslednjom najznačajnijom 2009. godine. Sa promenama Zakona o zaštiti prirode se postepeno razvijao i sistem kategorizacije zaštićenih područja, a koji je u velikoj meri bio pod uticajem međunarodnih modela (Sekulić 2011).

U drugim delovima Evrope, prema Welzholz-u i Johann-u (2007), ne-ekonomske vrednosti šuma i obaveza da se te vrednosti sačuvaju su počele da se ističu još na prelazu između 18. i 19. veka, zbog sve izraženijeg konflikta između progresivne industrijalizacije i urbanizacije na jednoj strani, i prirode na drugoj. Već polovinom 19. veka se pojavljuju prvi konzervacioni pokreti (npr. u Nemačkoj), koji pozivaju na zaštitu i očuvanje prirode zarad nje same, osnivaju se prvi šumski rezervati (npr. u Finskoj i Češkoj), a u drugoj polovini 19. veka se razvijaju i prve metode uzgajanja šuma koje prate ovaj koncept. Do kraja 19. i početka 20. veka, u mnogim Evropskim državama se postiže organizovana zaštita prirode, i uspostavljaju se prve državne nadležnosti za zaštitu prirode. Međutim, kao i kod nas, ratna dešavanja su zaštitu šuma i prirodnih vrednosti postavili u drugi plan. Ubrzani posleratni razvoj je imao vidljive posledice kroz gubitak posebnih karakteristika predela i biološke raznovrsnosti, a što je obnovilo svest i brigu za prirodu, o čemu govori i značajan broj zakona o zaštiti prirode izdatih od strane evropskih vlada tokom sedamdesetih godina 20. veka. Ujedno se menja i koncept zaštite prirode, jer je postalo jasno da dotadašnji mali i raštrkani rezervati prirode nisu održivi u moru intenzivno korišćenog zemljišta, već je potrebna zaštita većih površina i povezivanje rezervata kroz

polu-prirodne predele, a koji mogu poslužiti kao migracioni putevi. Takođe, priroda više nije viđena statično, već se stalne promene i poremećaji prihvataju kao prirodne odlike ekosistema (White 1979, Holling 1992).

Na nivou Evrope, danas postoji puno varijabilnosti u tipovima zaštićenih šumskih područja, jer su se motivacije za zaštitu šuma razlikovale tokom istorije. Mnoga šumska područja su zaštićena primarno zbog svoje estetske vrednosti, rekreativne funkcije, vojnih razloga, itd. (Branquart i sar. 2007). Na primer, u pojedinim evropskim državama, zaštita šuma se pojavila isključivo zbog zaštitnih funkcija šuma. Neke države su kasnije pokušale da izjednače zaštitne šume sa zaštićenim šumama, ali sve šume, na neki način, imaju zaštitnu funkciju, dok ne sve ispunjavaju kriterijum značaja za biodiverzitet (Dudley i Philips 2006). U Srbiji je to razgraničeno još Zakonom o šumama iz 1967. godine, kada su šume podeljene na privredne, zaštitne i šume sa posebnom namenom. Zbog ovih razlika u zaštiti se javila potreba za harmonizacijom kategorija zaštite na međunarodnom nivou. Vodeću ulogu u tome ima IUCN sistem za klasifikaciju zaštićenih područja, a koji služi tome da se odredi koji je dozvoljeni nivo intervenisanja u zaštićenom području. Međutim, na nivou Evrope se došlo do zaključka da ovaj sistem nije lako primenljiv u kontekstu evropskih šuma (Frank 2007), zbog čega je u okviru MCPFE razvijen poseban sistem za kategorizaciju šuma u zaštićenim područjima, ali koji je i dalje u skladu sa IUCN kategorizacijom.

Kraj 20. veka u zaštiti šuma obeležili su različiti političkih procesi i inicijative na međunarodnom nivou, a kao najvažniji su već pomenuti CBD i MCPFE za šume. Na nivou Evropske Unije (EU), glavni instrumenti za implementaciju CBD-a su Bernska konvencija i Direktiva o staništima. Na osnovu ove direktive je osmišljena evropska ekološka mreža zaštićenih područja, tzv. Natura 2000. Srbija je ratifikovala Bernsku konvenciju i započela sa aktivnostima za uključivanje u evropsku ekološku mrežu, kao jedan od uslova za dobijanje članstva u EU. Međutim, implementacija Natura 2000 u Evropskoj Uniji je do sad imala vrlo slab uticaj na praksu gazdovanja šumama koje su se našle u okviru ekološke mreže (Winter i sar. 2014).

3.2. Efektivnost zaštićenih područja

Iako se površina pod zaštitom značajno povećala, biodiverzitet na globalnom nivou i dalje opada (Butchart i sar. 2010), a što je pokrenulo diskusije i o tome koliko zaštićena područja doprinose očuvanju biološke raznovrsnosti. U odgovoru na to pitanje se pristupalo na različite načine:

- 1) Procene dizajna mreže zaštićenih područja – Procene u kojima se postavlja pitanje koliko dobro je biodiverzitet pokriven postojećom mrežom zaštićenih područja. One su usmerene na lokaciju zaštićenih područja i pokrivenost ekotipova (Barr i sar. 2011), reprezentativnost vrsta (Rodrigues i sar. 2004), ugrožene i retke vrste (Knight i sar. 2007, D'Amen i sar. 2013). Predstavljaju glavni oslonac sistematskog konzervacionog planiranja, tj. u izboru i prioritizaciji područja za zaštitu na osnovu prethodno određenih kriterijuma (Margules i Pressey 2000). Pristup je dodatno unapređivan uključivanjem multi-kriterijalnih analiza, koje pored bioloških uključuju i socio-ekonomske kriterijume u prioritizaciji područja za zaštitu (Williams i Araújo 2002).
- 2) Procene negativnog uticaja većih razmera – Ovde se zauzima stav da su zaštićena područja efektivna ako nema velikih promena - uništavanja staništa – kao što su seče šuma na većim površinama (npr. Naughton-Treves i sar. 2005, Andam i sar. 2008). Ovakve analize imaju smisla samo u manje razvijenim zemljama, u kojima su prisutne pretnje u većim razmerama. Inače, takvi indikatori ne mogu ukazati na suptilnije promene.
- 3) Procene efektivnosti gazdovanja zaštićenim područjima – Ove procene su usmerene na učinak u gazdovanju zaštićenim područjima, a polazi se od stava da je za pravilno funkcionisanje zaštićenih područja potrebno obezbediti adekvatno gazdovanje. U te svrhe se koristi standardizovan pristup koji obuhvata ključne informacije o gazdovanju, zarad identifikacije jakih i slabih strana gazdovanja. Postoji bezbroj metoda koje se mogu koristiti u te svrhe, a koje su razvijane posebno kroz projekte podržane od strane nevladinih konzervacionih organizacija. Dva najšire primenjivana pristupa su RAPPAM (engl. *Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management*) (Ervin 2003) i METT (engl. *Management Effectiveness Tracking Tool*) (Stolton i sar. 2007). Prvi je namenjen proceni celog sistema zaštićenih područja, dok se drugi koristi za procenu individualnih područja.

Mnoge zemlje su investirale u razvoj takvih metoda za procenu efektivnosti svojih zaštićenih područja.¹ Šansa za napredak gazdovanja je veća kada se takve evaluacije redovno sprovode (Leverington i sar. 2010).

- 4) Procene upravljanja zaštićenim područjima – Ovo su novije procene, pokrenute zbog toga što se smatra da efektivnost gazdovanja u velikoj meri zavisi od upravljanja. Na primer, tradicionalni hijerarhijski modeli zaštite su viđeni negativno, jer se smatra da su nefleksibilni, finansijski slabi, i nesposobni za adaptaciju, u današnjem svetu promena, kao što su klimatske, socio-ekonomske itd. (Borrini-Feyerabend i sar. 2013).
- 5) Monitoring (ekološka efektivnost) – Izveštavanje o stanju i trendu specifičnih vrednosti zaštićenih područja (npr. populacija vrsta, stanja šuma itd.). Ova vrsta informacija bi trebala da podrži procenu učinka gazdovanja (treći tip procena). Nažalost, mnogi monitoring projekti ne uzimaju u obzir vezu sa gazdovanjem, tako da ne mogu poslužiti kao povratna informacija gazdovanju (Leverington i sar. 2010).

Od navedenih procena preovlađuju prvi i treći tip, dok su analize ekološke efektivnosti zaštićenih područja još uvek vrlo retko zastupljene (Rayner i sar. 2014). Procene dizajna su pomogle da se skrene pažnja na odsustvo staništa mnogih retkih i ugroženih vrsta u zaštićenim područjima (npr. Bosso i sar. 2012, Hernandez-Manrique i sar. 2012, D'Amen i sar. 2013), čime je ukazano na odsustvo sistematskog pristupa u planiranju zaštite. Kao što je već pomenuto, zaštita mnogih područja nije bila motivisana biodiverzitetom (Oldfield i sar. 2004). Zbog toga se danas neretko predlažu i revizije mreže zaštićenih područja (npr. za Srbiju: Vujić i sar. 2016). Međutim, ponekad se postavlja pitanje i da li su neka staništa očuvana baš zato što nisu bila zaštićena. Na takvo razmišljanje navodi činjenica da ima i dosta neuspelih primera zaštite, takozvanih „parkova na papiru“ (Brandon 1998, Brunner 2001), kao i pozitivnih primera izvan granica zaštite (Gibson i sar. 2000). Leverington i sar (2010) su ustanovili da se čak 40% od preko 4000 ispitivanih zaštićenih područja u svetu odlikuje slabim gazdovanjem. Ono što je zabrinjavajuće je da su najslabije ocenjene upravo najvažnije strane gazdovanja: resursi za gazdovanje (finansije, opremljenost i sl.) i procesi gazdovanja (posebno oni koji se vezuju za istraživanja, monitoring i evaluaciju), a ni planiranje nije pokazalo kao skorz

¹ Prema Radnom programu za zaštićena područja (SCBD 2004a), zemlje potpisnice su bile dužne da uključe ovu aktivnost za bar 30% površine svojih zaštićenih područja.

zadovoljavajuće. Procena koja je rađena za Srbiju (Grujičić 2009) je dala vrlo slične rezultate. Najveći nedostatak je izostanak ekoloških procena, a za donošenje bilo kakvih zaključaka o uspehu zaštite, potrebno je znati i da li se biodiverzitet održava unutar zaštićenih područja (Cabeza 2013), posebno njegov odgovor na različite mere gazdovanja (Geldmann i sar. 2013).

3.3. Gazdovanje šumama u zaštićenim područjima

Prva odrednica za gazdovanje šumama u zaštićenim područjima je kategorija zaštite, a koja ukazuje na nivo dozvoljenog intervenisanja u zaštićenom području. U većini zaštićenih šuma se aktivno gazduje, a u Evropi preovlađuju one koje pripadaju V ili VI kategoriji zaštite prema IUCN kategorizaciji (Schmitt i sar. 2009), tj. šume u kojima se konzervacioni ciljevi sprovode uz održivo korišćenje resursa. Za zaštićene šume u Evropi je karakteristično to da su se u prošlosti u nekoj meri koristile ili se još uvek koriste u različite svrhe, zbog čega se koncept zaštite bez intervencija pokazao nerealnim (Frank 2007). Zbog toga je u Evropi predložen drugačiji sistem kategorisanja zaštićenih šumska područja, ali koji je i dalje u skladu sa IUCN klasifikacijom (**tabela 1**).

Tabela 1. Uporedni prikaz kategorija zaštite prema MCPFE, IUCN i nacionalnoj kategorizaciji.

MCPFE		IUCN		Nacionalne kategorije		
Glavni cilj gazdovanja						
1. Biodiverzitet	1.1. Bez aktivnih intervencija	Ia	Strogi rezervat prirode	Strogi rezervat prirode		
		Ib	Područje divljine			
	1.2. Minimalna intervencija	II	Nacionalni park			
	1.3. Konzervacija kroz aktivno gazdovanje	IV	Zaštićeno stanište ili vrsta	Specijalni rezervat prirode	Park prirode	Zaštićeno stanište
2. Zaštita predela i specifičnih prirodnih elemenata		III	Spomenik prirode	Spomenik prirode		
		V	Zaštićeni morski ili kopneni predeo	Predeo izuzetnih odlika	Park prirode	Nacionalni park
		VI	Zaštićeno područje sa održivim korišćenjem prirodnih resursa			
3. Zaštitne funkcije	/	/				

Nacionalne kategorije su svrstane prema Sekuliću (2011).

U Srbiji, prema Zakonu o zaštiti prirode (2009) postoji 7 kategorija zaštite, koje bi prema definiciji odgovarale IUCN kategorijama. Međutim, u realnosti to nije slučaj. Ne

postoji jasna razlika između različitih kategorija zaštite, pa tako zaštićena područja koja se značajno razlikuju u konzervacionim ciljevima, prirodnosti, veličini i režimima zaštite, pripadaju istoj kategoriji zaštite, kao i obrnuto (Sekulić 2011; prikazano u tabeli 1). Na primer, nacionalni parkovi u Srbiji trenutno više odgovaraju V ili VI kategoriji zaštite, jer je u većem delu ovih područja dozvoljeno korišćenje šuma u komercijalne svrhe. Takav koncept zaštite je bliži konceptu održivog gazdovanja šumama, a koje pored ekonomskih i društvenih interesa, integriše interes očuvanja biodiverziteta (Rametsteiner i Mayer 2004). Takvo gazdovanje, ako ne može da se približi međunarodnim kriterijumima, trebalo bi bar da se oslanja na primenu integrativnih pristupa. Integrativni pristup podrazumeva primenu mera kojima se ublažava negativni efekat eksploatacije šuma, a kroz povećanje totalne količine staništa (npr. očuvanjem različitih struktura kao što su mrtvo drvo, stara stabla itd.), zarad očuvanja veličine populacija brojnih vrsta (Fedrowitz i sar. 2014). U današnje vreme, takvi pristupi se primenjuju u komercijalnim šumama. Ipak, za razliku od komercijalnih, u zaštićenim područjima, korišćenje resursa ne bi smelo biti intenzivnog karaktera (Dudley i Philips 2006).

Segregacioni pristupi, koji podrazumevaju izdvajanje jednog dela predela u konzervacione svrhe bi trebali biti veličine nekoliko stotina pa do hiljade hektara, kako bi se podržala prirodna dinamika i očuvale šumske zajednice koje se za nju vezuju (Pickett i Thompson 1978, Turner i sar. 1998). U Srbiji, šumske površine prepuštene prirodnoj dinamici te veličine ne postoje. Zbog toga bi očuvanje biološke raznovrsnosti moralo da se oslanja na integrativne pristupe, ali se ne zna mnogo o tome kakve mere se primenjuju u tom pogledu. Takve mere bi trebale da podrže: a) očuvanje integriteta ekosistema, b) heterogenu strukturu i kompoziciju šuma, i c) konektivnost staništa, kako između, tako i unutar šumskih površina (Kraus i Krumm 2013).

Šumski ekosistemi su promenljivi u kompoziciji i distribuciji usled postepenog, kontinuiranog razvoja i sukcesija, kao i usled povremenih, iznenadnih, prirodnih disturbancija (Spies 1997). Ova prirodna dinamika doprinosi „stabilnosti“, tj. očuvanju funkcionisanja ekosistema (Holling 1973). Međutim, ljudske aktivnosti doprinose promenama, često u meri kojom se narušava prirodna dinamika (Meyer i Turner 1994). Tako, na primer, korišćenje drvne biomase utiče na pomenute procese, ali od inteziteta korišćenja zavisi da li se oni zadržavaju u granicama povoljnim za opstanak ekosistema (Woodley i sar. 2015). Komercijalne šume predstavljaju model gazdovanja kojim se

pokušava uspostaviti kontrola nad takvim procesima, a što je doprinelo i većoj osjetljivosti takvih šuma na povremene iznenadne prirodne poremećaje (Schelhaas i sar. 2013). Takve šume nemaju heterogenu strukturu i kompoziciju, kao one koje su podstaknute prirodnim sukcesijama i dinamikom (Puetman i sar. 2009), zbog čega se odlikuju i nižim biodiverzitetom (Paillet i sar. 2010). U šumama u kojima je jedini kriterijum gazdovanja zasnovan na prinosu i tržištu, seča se vrši u fazi ekonomske zrelosti šume, zbog čega izostaju kasnije faze razvoja, a koje sadrže bogat diverzitet retkih niša i vrsta (Hermy i Verheyen 2007). Nedovoljna dostupnost staništa vezanih za kasne faze razvoja je učinila neke vrste ugroženim (Seibold i sar. 2015b). U zaštićenim šumskim područjima, elementi starorastućih šuma su podržani kroz osnivanje rezervata. Međutim, ako su oni smešteni u šumama koje se koriste u proizvodne svrhe, onda se takvi elementi razvijaju mnogo sporije, a što nije povoljno za očuvanje populacija vrsta zavisnih od takvih staništa (Paillet i sar. 2015). Zbog toga je neophodno primenjivati mere i u okolnim proizvodnim šumama, a kojima bi se brže uspostavila odgovarajuća staništa, kao što se to na primer postiže aktivnim gazdovanjem mrtvim drvetom (Doerfler i sar. 2017). Međutim, primena jednog tipa mera ne mora povoljno uticati na druge grupe organizama (Seibold i sar. 2015a), zbog čega je poželjno kombinovati različite mere (Götmark 2013).

Planiranje mera gazdovanja je prvi važan korak u gazdovanju zaštićenim područjima. Bez toga nije moguće znati ni kakvi resursi su neophodni, a koji se često navode kao glavna barijera u uspostavljanju pravilnog funkcionisanja zaštićenih područja (Hockings i sar. 2006). Generalno, nema mnogo informacija o tome kakve mere se sprovode u zaštićenim šumskim područjima u kojima se aktivno gazduje i standardima na koje se oslanja (Müller i Büttler 2010), kao ni o ekološkim efektima primenjenih mera (Geldmann i sar. 2013). Navise, Götmark (2013) primećuje da ni većina ekoloških studija šumskih ekosistema ne pruža preporuke za gazdovanje šumama u zaštićenim područjima.

3.4. Ekološki efekti gazdovanja šumama u zaštićenim područjima

Efektivnost gazdovanja zaštićenim područjima se obično posmatra u odnosu na specifične ciljeve zaštite, kao npr. očuvanje određene vrste od interesa (Hockings i sar. 2006). Međutim, ciljevi zaštite su češće široko definisani, a što otežava merenje konzervacionog napretka (Parrish i sar. 2003). Generalno, od gazdovanja se očekuje da

osigura očuvanje ekološkog integriteta ekosistema, tj. strukture, kompozicije i funkcija karakterističnih za određeni ekosistem (Perry i sar. 2008).

Studije ekoloških efekata gazdovanja šumama su se do sada najviše oslanjale na indikatore taksonomskog diverziteta, često se vodeći pretpostavkom da gubitak diverziteta vrsta vodi ka gubitku važnih ekosistemskih funkcija (Paillet i sar. 2001). Međutim, ta veza nije proporcionalna, a taksonomski indikatori nisu dovoljni da objasne mehanizme promena u ekosistemu (Mayfield i sar. 2010). Očuvanje funkcionisanja ekosistema je jedno od najvažnijih pitanja u konzervacionoj biologiji danas, ali ono zahteva drugačiji pristup u analizi (Cadotte i sar. 2011). Navise, kada su u pitanju šumski ekosistemi, diverzitet vrsta kao kriterijum kvaliteta i očuvanja staništa se nije uvek pokazao kao najkorisniji, npr. u slučaju indikatorskih grupa kao što su ptice i saproksilne bube, jer se često dešava da manje očuvane šume pokazuju veću brojnost vrsta u odnosu na prirodne ili one kojima se ne gazduje (Kraus i Krumm 2013).

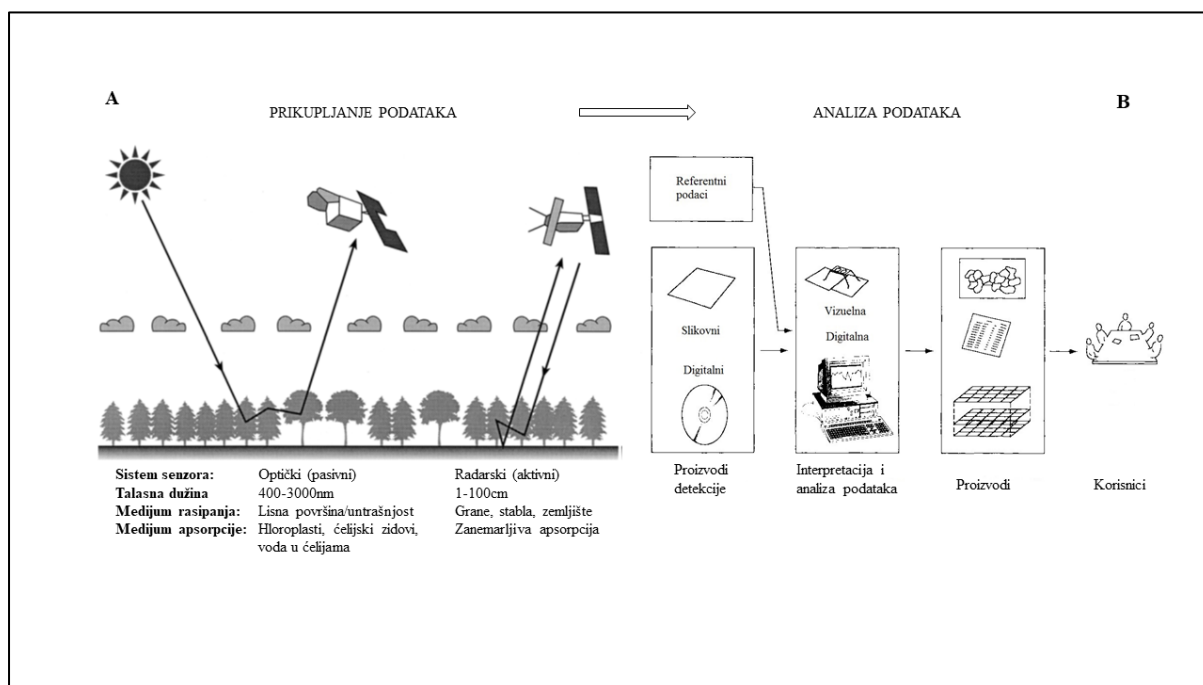
U analizama ekološke efektivnosti zaštićenim područjima se uglavnom pristupa poređenjem stanja zaštićenog područja u odsustvu i prisustvu zaštite, tj.: 1) poređenjem zaštićenih područja sa nezaštićenim, ili 2) poređenjem istog područja pre i nakon zaštite (Rayner i sar. 2014). Međutim, u ovim analizama se retko razmatra odgovor biodiverziteta na primenjene mere gazdovanja (Geldmann i sar. 2013), a za šta su potrebni indikatori na koje utiče gazdovanje i koji mogu biti kontrolisani gazdovanjem (Kraus i Krumm 2013).

Da li se radi o analizi efekata mera gazdovanja ili samo poređenju stanja pre i nakon zaštite, ovakve analize zahtevaju vremensku seriju podataka i izbor odgovarajućih indikatora odgovora biodiverziteta. Razvoj metoda daljinske detekcije je otvorio mogućnost posmatranja promena u okviru istog područja, iako sa određenim ograničenjima, jer nije moguće pratiti promene u populacijama vrsta (Lindenmeyer i Likens 2010), mada je i za te potrebe moguće osmisliti indirektne pristupe (npr. Sussman i sar. 2006). Ove metode su svakako otvorila vrata za ispitivanja koja ranije nisu bila moguća, a što su neke studije iskoristile za analizu promena u vegetacijskom pokrivaču kao odgovor na zaštitu (npr. Andam i sar. 2008), za analizu primenjenih mera gazdovanja na razvoj vegetacije unutar zaštićenih područja (npr. Martinez del Castillo i sar 2015), itd. S druge strane, pojava funkcionalnog pristupa u analizi efekata gazdovanja je otvorila mogućnost drugačijeg pogleda na efektivnost zaštite. Kombinovanje podataka daljinske detekcije sa podacima o funkcionalnim karakteristikama vrsta otvara mogućnost drugačijeg

pogleda na ekološke efekte gazdovanja zaštićenim područjima. U naučnoj literaturi se zasad nije naišlo na studije koje kombinuju metode daljinske detekcije i funkcionalne indikatore u analizi ekoloških efekata gazdovanja zaštićenim šumskim područjima.

3.4.1. Satelitski sistemi za daljinsku detekciju u analizama efektivnosti zaštićenih područja

Daljinska detekcija je metod prikupljanja informacija o objektima na Zemljinoj površini korišćenjem uređaja koji nisu u direktnom fizičkom kontaktu sa ispitivanim objektima. Podaci se dobijaju registrovanjem i snimanjem reflektovane elektromagnetne energije, a koja nastaje kao rezultat interakcije upadnog zračenja sa objektom od interesa (Lillesand i sar. 2004). Elementi uključeni u proces dobijanja podataka su prikazani na slici 1.



Slika 1. Elektromagnetna detekcija pojava na Zemljinoj površini. **A)** Satelitski sistemi detekcije - mehanizmi interakcije sa šumskom krunom (preuzeto iz Boyd i Danson 2005). **B)** Analiza podataka (preuzeto iz Lillesand i sar. 2004).

U oblasti upravljanja šumskim resursima, sve veći značaj imaju satelitski sistemi, zbog toga što nude mogućnost redovnog monitoringa (Running i sar. 2000) i podatke na različitim prostornim i vremenskim skalama (Green i sar. 2005b). Dosadašnje analize satelitskih snimaka su ukazale na stalne promene Zemljine površine, kao i da tip i intenzitet promena varira od jedne lokacije do druge. Ove promene i faktori koji ih uzrokuju su ne

samo od interesa za nauku, već i za upravljače prirodnih resursa, koji ove informacije mogu iskoristiti za različite potrebe (Vogelmann i sar. 2016).

Satelitski snimci su u ekološkim istraživanjima pronašli široku primenu (Cohen i Goward 2004), na primer u mapiranju vegetacije i detekciji promena (Green i sar. 2005b), monitoringu biofizičkih i biohemijskih osobina ekosistema (Asner 1998), proceni funkcionisanja ekosistema (Ustin i sar. 2004), konzervaciji biodiverziteta (Sussman i sar. 2003, Turner i sar. 2015). Međutim, ne postoji jedan satelitski sistem koji bi obuhvatio sve potrebe monitoringa šumskih resursa, a u nekim stvarima ovi sistemi još uvek ne mogu zameniti terenska istraživanja (Lidenmayer i Likens 2010).

Prvi i jedni od najrobusnijih globalnih monitoring sistema iz svemira su Landsat (Sjedinjenih Američkih Država) i SPOT (Francuski) satelitski sistemi, ali su vremenom različite države i privatne firme lansirale i druge satelite, tako da danas postoji mnogo mogućnosti i izbora, a sam izbor najviše zavisi od primene i finansijskih mogućnosti. Ono što određuje njihovu prikladnost za određenu upotrebu su: 1) orbita satelita 2) prostorna rezolucija, 3) spektralna rezolucija i 4) radiometrijske karakteristike (Lillesand i sar. 2004). Landsat snimci su zbog svoje finije rezolucije stekli veliku popularnost u istraživanjima zemljinog pokrivača (Wulder i sar. 2008). Za neke druge namene, međutim, mogu biti poželjniji snimci sa većom prostornom ili spektralnom rezolucijom, ili manjom prostornom i spektralnom rezolucijom, a većom vremenskom rezolucijom (Franklin i Wulder 2002).

Postoje dva tipa sistema daljinske detekcije: 1) optički (pasivni) sistemi, koji zavise od solarnog zračenja i registruju reflektovanu energiju u vidljivom i infracrvenom delu elektromagnetnog spektra, i 2) aktivni sistemi, koji se oslanjaju na veštački izvor energije i funkcionišu samo u mikrotalasnom regionu elektromagnetnog spektra (Lillesand i sar. 2004). Optički sistemi pružaju informacije o količini lisne površine i biohemijskim svojstvima, pošto su optičke talasne dužine nekoliko redova veličina manje od lišća i grana, zbog čega zračenje može biti kako apsorbovano, tako i rasejano (slika 1A). Nasuprot tome, dominantni mehanizam interakcije zračenja sa šumskim pokrivačem kod aktivnih sistema je rasipanje od lišća, grana, stabala i zemlje, pa tako ovi sistemi mogu pružiti informaciju o biomasi i strukturi šuma. Kombinovanjem ova dva tipa senzora se ponekad postiže bolji rezultat nego kada se koriste zasebno (Boyd i Danson 2005).

Kada su u pitanju šumski resursi, satelitski snimci mogu pružiti informaciju na tri nivoa. Prvi nivo su informacije o prostiranju i prostornoj dinamici šuma, drugi nivo su informacije o tipovima šuma, a treći nivo su podaci o njihovim biofizičkim i biohemisjkim karakteristikama. Izbor senzora ili kombinacije senzora u velikoj meri zavisi od toga na kom od ovih nivoa su potrebne informacije (Boyd i Danson 2005).

3.4.2. Funkcionalni pristup u analizi ekoloških efekata gazdovanja šumama

U ekologiji se vrste redovno grupišu prema sličnosti u funkciji ili odgovoru na abiotičke faktore (Grime 1973), a što se ispoljava kroz morfološke, ekofiziološke i druge merljive karakteristike vrsta (Lavorel i sar. 2007). Ove tzv. funkcionalne karakteristike vrsta, pored toga što utiču na skup zajednica, imaju efekta na ekosistemске procese, a što je moguće kvantifikovati prenošenjem informacija o karakteristikama vrsta sa nivoa individue na nivo zajednica i ekosistema (Suding i Goldstein 2008).

Funkcionalni pristup u analizi promena ekosistema polazi od činjenice da svaka vrsta poseduje specifične karakteristike koje određuju njenu ulogu u ekosistemu. U zavisnosti od adaptacija koje poseduju, vrste se mogu razlikovati ili biti slične u svom odgovoru na promene u uslovima sredine, kao i uticaju na ekosistemске procese, pri čemu se karakteristike koje određuju odgovor ili funkciju vrsta ne moraju podudarati (Lavorel i Garnier 2002).

Primena funkcionalnih karakteristika vrsta je značajno napredovala poslednjih godina, kao i razvoj različitih indikatora koji kvantifikuju njihovu distribuciju unutar zajednica, ili relativnu veličinu razlika i sličnosti vrsta. Ima sve više evidencije da ovaj pristup pruža bolje razumevanje odgovora zajednica na promene u uslovima sredine (McGill i sar. 2006, Suding i sar. 2008), kao i efekte tih promena na ekosistemске procese i usluge (Hooper i sar. 2005, Cardinale i sar. 2011). Izbor karakteristika i indikatora, međutim, zavisi od pitanja koje se postavlja u istraživanju (Cornelissen i sar. 2003). Ako se posmatra očuvanje ekološkog integriteta zaštićenih područja, važno je posvetiti pažnju procesima koji „pokreću“ ekosistem, a što su za većinu ekosistema primarna produktivnost i dekompozicija (Hooper i sar. 2012).

3.5. Integrisanje konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama u zaštićenim područjima

Definisanje ciljeva zaštite i oblikovanje gazdovanja zaštićenim područjima se razlikuje od područja do područja, zbog čega je svako zaštićeno područje jedinstven primer za sebe. Ako se posmatra uspeh gazdovanja zaštićenim područjima u očuvanju šuma, iskustva su podeljena, što je otvorilo vrata za preispitivanje uslova pod kojima gazdovanje zaštićenim područjima doprinosi ili ne doprinosi realizaciji konzervacionih ciljeva.

Gazdovanje je moguće oceniti u odnosu na postavljene ciljeve i učinak posmatrajući nekoliko ključnih elemenata gazdovanja, kao što su planiranje, inputi i procesi gazdovanja (Hockings i sar. 2006). Međutim, problemi na operativnom nivou su obično povezani sa širim upravljačkim pitanjima (Abrams i sar. 2003, Ballofet i Martin 2007, Borrini-Feyerabend 2007). Gazdovanje i upravljanje su usko povezani procesi i granica između ta dva je često nejasna. Prema Borrini-Feyerabend i sar. (2013), gazdovanje je o tome šta se čini zarad realizacije postavljenih ciljeva, kao i o načinima i aktivnostima za njihovo postizanje. Upravljanje se odnosi na to ko odlučuje o tome šta su ciljevi i šta je potrebno zarad njihovog postizanja, kao i na to kako se ove odluke donose, ko poseduje moć, autoritet i odgovornost. Odluke se donose na različitim nivoima, od međunarodnog (na kom se postavljaju politički okviri), do lokalnog (na kom se donose odluke o svakodnevnim aktivnostima u zaštićenom području). To znači da je gazdovanje ugrađeno na različitim nivoima i uključuje različite aktere, instrumente i moći.

Dugoročna istraživanja upravljanja prirodnim resursima su ukazala na to da nijedan model upravljanja neće biti uspešan ukoliko nisu ispunjeni određeni kriterijumi. Ovo je prikazala Ostrom (1990) kroz komparativnu analizu uspešnih i neuspešnih primera upravljanja kolektivnim prirodnim dobrima, gde je utvrdila sedam bitnih elemenata, takozvanih „dizajn principa“, koji određuju uspeh upravljanja prirodnim resursima. Ovi elementi se vezuju za određena pravila ponašanja, tj. pravila o korišćenju resursa. Pravila su obuhvaćena terminom „institucije“, pa kada se analiziraju pravila o korišćenju resursa, reč je o institucionalnom pristupu u analizi. Pravila mogu biti kako formalna (npr. zakoni), tako i neformalna (npr. društvene norme) (Vatn 2001). U analizama procesa odlučivanja o korišćenju resursa, neformalna pravila je teže ustanoviti, a često imaju veću ulogu od formalnih pravila (Ostrom 2007). Zakonska pravila je potrebno preneti na operativni nivo i u tom prenosu ona dobijaju nov oblik. Za razumevanje gazdovanja prirodnim resursima od značaja su upravo ova oblikovana pravila koja diktiraju procese na operativnom nivou,

a koja mogu i odstupati od formalnih zarad obezbeđivanja izvodljivih rešenja (Hanna i sar. 2008). Međutim, ugrađivanje novih pravila nije direktan proces koji automatski vodi ka preuzimanju novih odgovornosti (Clark 2002). Nova pravila postepeno evoluiraju sa starim pravilima (Chobotová 2007).

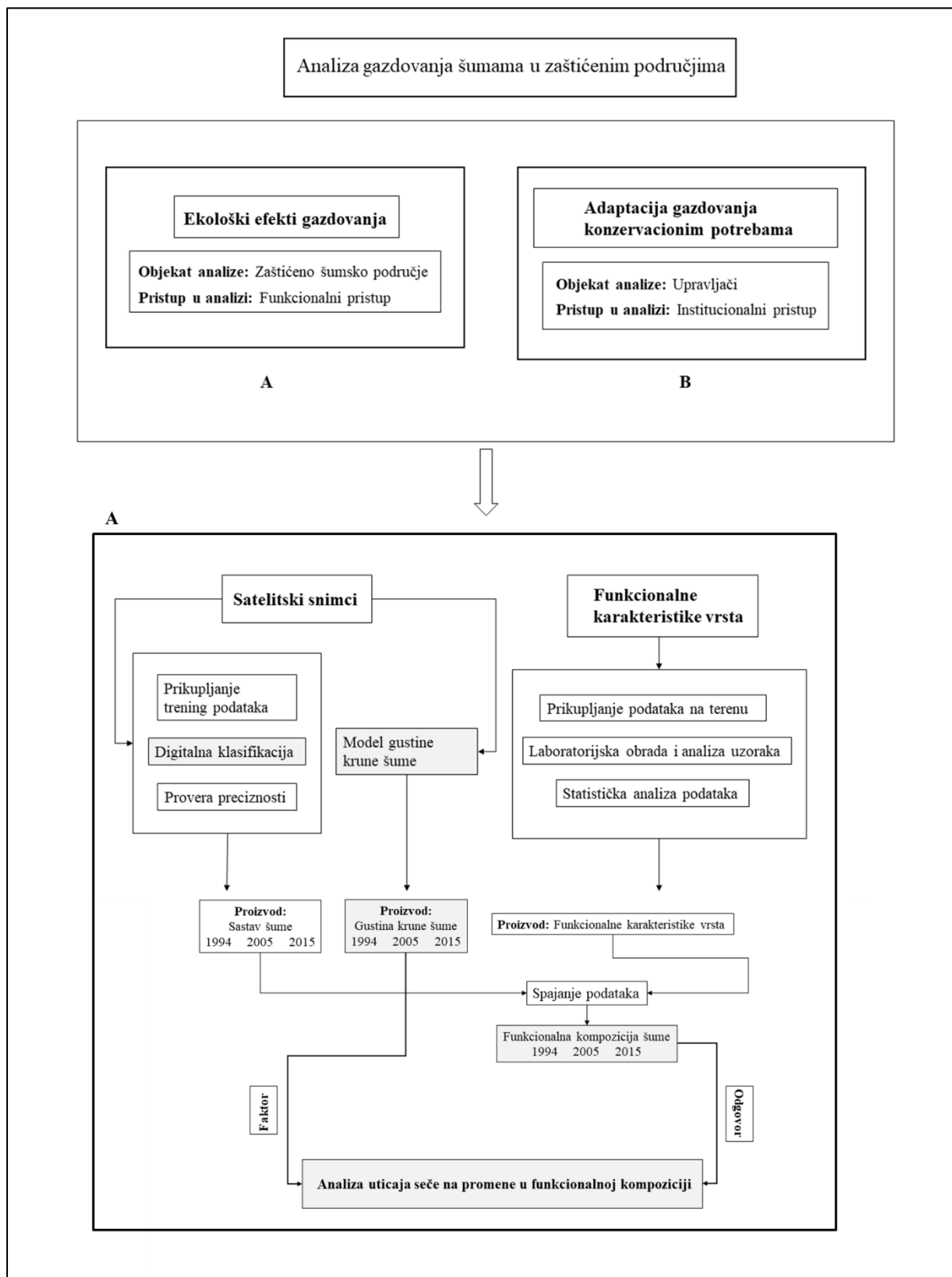
Zaštićena šumska područja u Srbiji koja su pod upravom javnih šumskih preduzeća, tradicionalno orijentisanih na proizvodnju drvne mase su interesantan primer za istraživanje ko-evolucije starih pravila sa novim. Stara pravila su orijentisana na proizvodnju drvne mase, dok su nova pravila orijentisana na smanjenje ove aktivnosti. Gazdovanje šumama se dugo zasnivalo samo na ekonomskim interesima, a što je u velikoj meri doprinelo izmenjenom stanju šuma i smanjenju biološke raznovrsnosti (Putz i sar. 2000). Ekonomski interesi su i dalje vladajući, ali je aktivnosti sada potrebno preusmeravati ka novim finansijskim izvorima. U Strategiji biološke raznovrsnosti Republike Srbije ("Službeni glasnik RS" br. 13/2001) se navodi da javna preduzeća koja upravljaju zaštićenim šumskim područjima eksploatišu prirodne resurse kako bi finansirali njihovo očuvanje, a što je posledica slabog državnog finansiranja. Zbog toga se postavlja pitanje koliko je odgovornost za očuvanje biodiverziteta stvarno prepoznata i kako se investira u njegovo očuvanje, s obzirom na limitiranost državnog budžeta i još uvek nedovoljan ekonomski podsticaj za zaštitu prirode. Zaštita koja se oslanja na regulatorne pristupe se sve više ističe kao skupa, nefleksibilna, i da ne podstiče na inovaciju, zbog čega se i sama implementacija ciljeva zaštite dovodi u pitanje.

Gazdovanje šumama u zaštićenim područjima zahteva pristupe čiji je cilj da savladaju ekološku kompleksnost (ekosistemski pristup), a što često predstavlja izazov onima koji su odgovorni za implementaciju tih pristupa (Koontz i Bodine 2008). Takvi pristupi zahtevaju ulaganje u nova znanja i sposobnosti. Proces koji kroz koje organizacije angažovane za gazdovanje šumskim resursima ulažu u razvoj odgovarajućih sposobnosti su ujedno i indikator prepoznavanja novih potreba, i od tih procesa najviše zavisi nivo prenošenja konzervacionih ciljeva u praksu (Wolf i Primmer 2006). Međutim, da bi ovi procesi uopšte bili prisutni, mora postojati potreba, ne samo ona koja proističe iz zakonom definisanih pravila. Generalno se prepoznaje da je odgovor šumarskih organizacija na konzervacione potrebe spor i jednoličan (Farell i sar. 2000, Cabbage i Newman 2006, Dekker i sar. 2007).

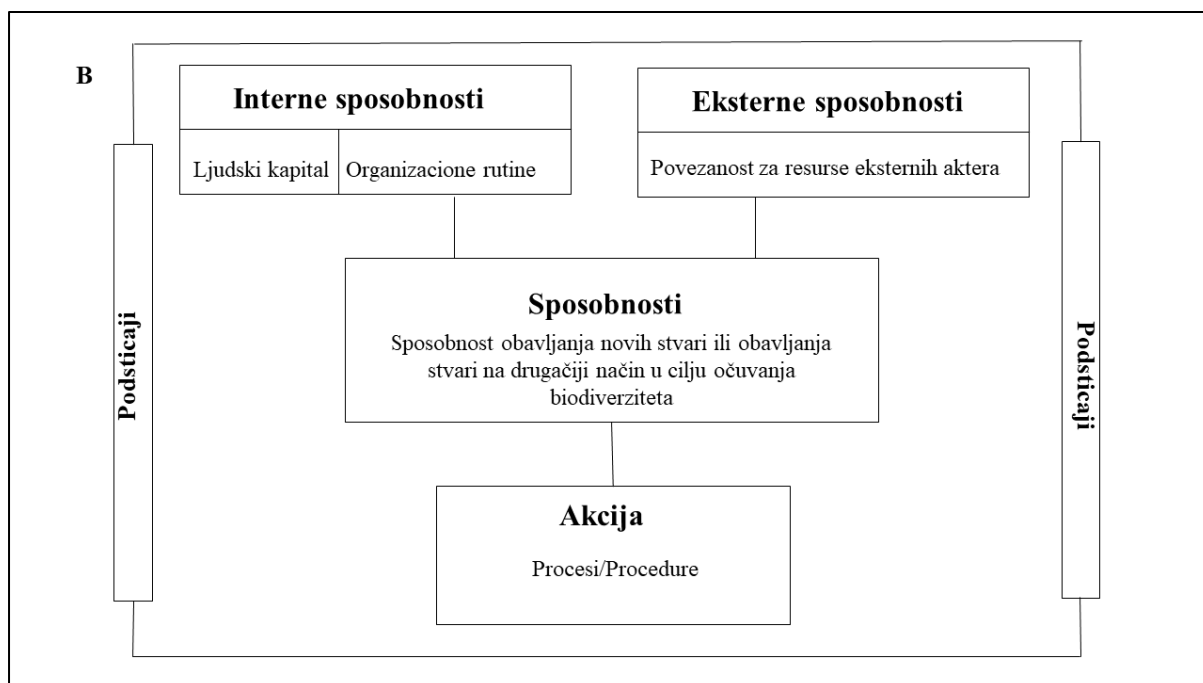
Razumevanje nivoa implementacije konzervacionih ciljeva zahteva analizu koja prevazilazi okvire ekoloških procesa, jer njih oblikuju i društveni procesi, a što zahteva interdisciplinarni pristup u analizi i povezivanje nekih tradicionalno razdvojenih naučnih disciplina (Angelstam i sar. 2003).

4. Materijal i metode

Postupak u analizi je prikazan na slici 2.



Slika 2 Metodološka šema.



Slika 2. Metodološka šema. Nastavak.

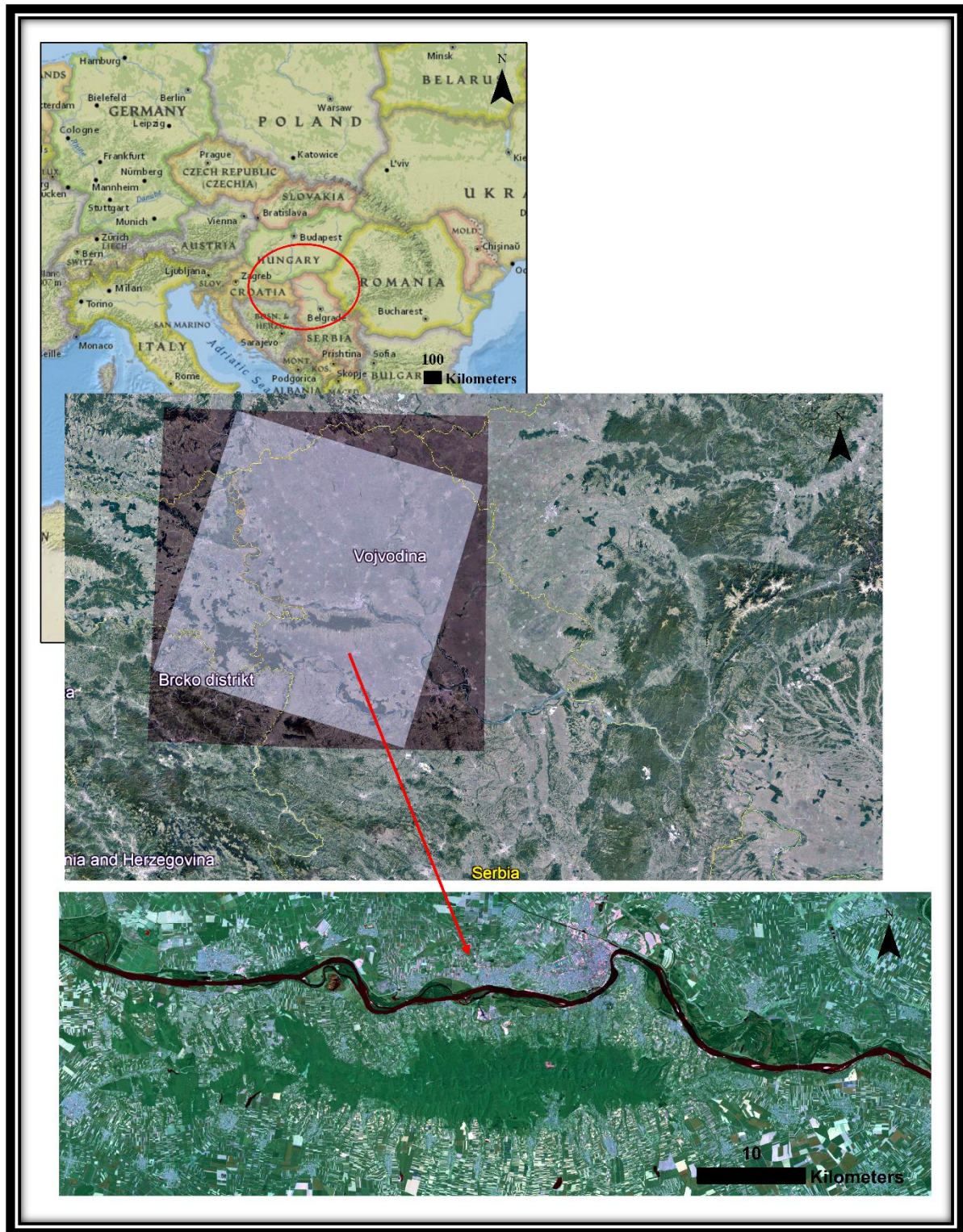
Analiza gazdovanja je sprovedena koristeći 2 različita pristupa:

- 1) Funkcionalni pristup je primenjen da bi se utvrdili ekološki efekti gazdovanja. Analiza je sprovedena na nivou jednog zaštićenog šumskog područja i sastojala se iz više koraka: a) analize promena u sastavu i gustini krune šume, korišćenjem satelitskih snimaka, b) prikupljanja terenskih podataka o funkcionalnim karakteristikama vrsta, c) spajanja dobijenih podataka i analize uticaja seče na funkcionalne komponente.
- 2) Institucionalni pristup u analizi je primenjen da bi se ispitali procesi integrisanja konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama. Sprovedena je komparativna analiza upravljača zaštićenih šumskih područja u Srbiji, koristeći podatke prikupljene kroz intervjue.

4.1. Analiza ekološkog efekta gazdovanja

4.1.1. Područje istraživanja

Fruška gora (slika 3 i slika 4) je niska planina na jugu Panonske nizije, sa najvišim vrhom od 539 m. Pruža se u pravcu istok-zapad, dužine oko 80 km i širine oko 15 km. Nalazi se između 45⁰ 0' i 45⁰ 20' severne geografske širine i između 16⁰ 37' i 18⁰ 01' istočne geografske dužine (Miljković 1975).



Slika 3. Lokacija Nacionalnog parka “Fruška gora”. Srednja slika prikazuje “otisak” snimka dobijenog putem Landsat satelita. Na donjoj slici je prikazan višebojni kompozit Landsat 8 snimaka Fruške gore.

Fruška gora je na istoku i severu ograničena aluvijalnim ravnama Save i Dunava, a na jugu i zapadu sremskim lesnim zaravnima. Pripada oblasti umereno-kontinentalne klime. Godišnja količina padavina raste od podnožja Fruške gore (652mm) ka Iriškom

vencu (833mm). Tipovi zemljišta karakteristični za Frušku goru su: inicijalna zemljišta (sirozemi), rendzine i pararendzine, humusno-silikatno zemljište (ranker), černoziem (karbonatni, erodirani, zaruđeni i ogajnjačeni), gajnjača, kiselo-smeđe zemljište, i aluvijalno-deluvijalna zemljišta (Miljković 1975).



Slika 4. Fruška gora

Zahvaljujući raznovrsnosti geološkog i pedološkog sastava, razuđenom reljefu i specifičnoj klimi, biljni svet Fruške gore je vrlo bogat. Ovde se nalazi oko 1500 vrsta, a oko 12% su retke vrste iz različitih geoloških perioda (Obradović 1978). U nižim i istočnim delovima su zastupljeni pontski, panonski i kontinentalni florni elementi, a u višem šumskom regionu srednjeevropski, atlantski, atlantsko-mediteranski i ilirski elementi (Obradović 1966). Šumski ekosistemi zauzimaju oko 90% od ukupne površine, a opisano je preko 20 šumskih asocijacija. Najrasprostranjenije vrste šumskog drveća izgrađuju asocijacije koje mogu biti mešovito ili čistog sastava (monodominantne, oligodominantne ili polidominantne šume). Najznačajniji edifikatori šuma su hrast kitnjak (*Quercus petraea*), lipa (vrste *Tilia*), grab (*Carpinus betulus*) i bukva (*Fagus moesiaca*). Monodominantne šume grade kitnjak i bukva, a u izvesnim slučajevima lipa i grab, a dvodominantne bukva, lipa, kitnjak i grab. Mešovite šume kitnjaka i graba predstavljaju tip šume najbliži nekadašnjim mešovitim šumama, a koje su bile karaktersitične za nešto vlažniju klimu nego danas (Janković i Mišić 1980). Za šumsku vegetaciju Fruške gore je

posebno karakteristično masovno prisustvo srebrne lipe (*Tilia tomentosa*), koja se ovde proširila pod uticajem seče u prošlosti (Janković i Mišić 1980, Dinić i sar. 1998).



Slika 5. U šumi.

Fruška gora je prvi nacionalni park u Srbiji, proglašen 1960. godine, površine 25.525 ha. U momentu njegovog osnivanja, šume su bile u dosta lošem stanju, jer su vekovima sečene čistom sečom i podmlađivane izbojcima iz panja, a zbog čega je postepeno slabila izdanačka sposobnost šuma, kao i plodnost zemljišta. U tabeli su prikazani grubi podaci o šumama Fruške gore koji datiraju iz vremena osnivanja nacionalnog parka (Šumarsko društvo AP Vojvodine i poljoprivredno-šumarska komora AP Vojvodine 1957). Prema ovom izvoru, bilo je oko 19% čistih sastojina i oko 81% mešovutih sastojina. Prosečna starost šumskog kompleksa u to vreme je iznosila oko 34 godine. Preko 60% su činile mlade sastojine, 27% srednjodobne, a samo 7% stare sastojine. Niske šume su zauzimale oko 62%, a visoke oko 38%.

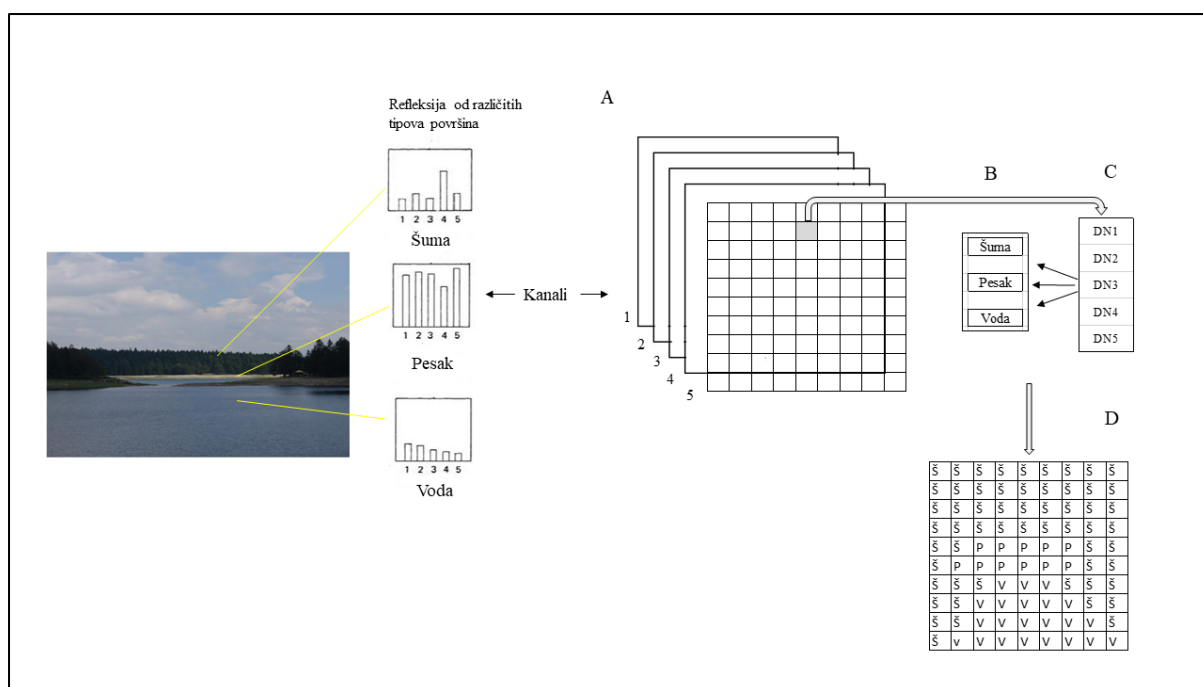
Tabela 2. Stanje šuma Fruške gore 1957.

Dobni razredi	%
< 10	13
11-20	25
21-30	15
31-40	13
41-50	10
51-60	8
61-80	9
81-100	6
>100	1

Izvor: Šumarsko društvo AP Vojvodine i poljoprivredno-šumarska komora AP Vojvodine 1957.

4.1.2. Izbor satelitskih snimaka

Za mapiranje sastava i gustine krune šume su korišćeni Landsat satelitski snimci. Landsat sateliti spadaju u optički sistem satelita, koji zavise od solarnog zračenja i registruju reflektovanu energiju u vidljivom i infracrvenom delu elektromagnetnog spektra. Landsat sistem koristi multispektralne skenere, tj. senzore koji simultano snimaju u nekoliko spektralnih kanala (oblasti talasnih dužina), čime se dobija multi-spektralni snimak (slika 6 A). Arhiva snimaka sada pokriva period od skoro 50 godina. Landsat snimci su deo eksperimentalnog programa i besplatni su za korišćenje, što je uticalo i na njihovu široku primenu (Wulder i sar. 2012), a poseduju niz karakteristika koje mogu podržati ekološke studije (Pasquarella i sar. 2016).



Slika 6. Koraci u supervizovanoj klasifikaciji. **A)** Set snimaka (5 kanala, tj. 5 digitalnih brojeva po pikselu). **B)** Prikupljanje trening podataka za površine od interesa (numerički podaci o obrazcu spektralnog odgovora). **C)** Faza klasifikacije (poređenje svakog nepoznatog piksela sa spektralnim obrazcima trening površina; dodeljivanje najsličnijoj kategoriji). **D)** Izlazni podatak (mapa klasifikacije) (prema Lillesand i sar. 2004).

U tabeli 3 su prikazane oblasti talasnih dužina koje registruju Landsat multi-spektralni skeneri i mogućnosti njihove primene u analizama vegetacije. Snimci pružaju informaciju na više različitih nivoa, od nivoa piksela do nivoa jednog snimka i više, kada se kombinuje više snimaka. Jedan snimak obuhvata površinu od 180 x 170 km, dok rezolucija jednog piksela iznosi 28.5 x 28.5 m. Dugačka vremenska serija i relativno čest

interval uzorkovanja (16 dana), zajedno sa drugim pomenutim karakteristikama ih čini pogodnim za različite tipove predeonih i ekeoloških analiza (Green i sar. 2005b, Hansen i Loveland 2012, Willis 2015).

Tabela 3. Razlike u opsegu spektralnih kanala (K1-K11) između Landsat senzora koji su korišćeni u studiji.

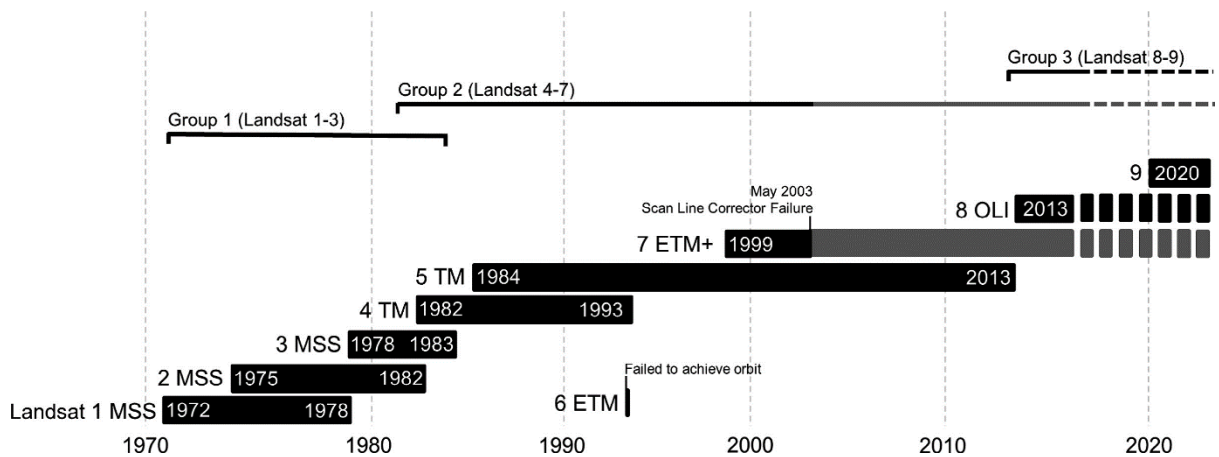
Landsat senzori	Landsat 5		Landsat 8		Rezolucija (m)	Glavna primena u analizama vegetacije (prema Lillesand i sar. 2004)
Kanali	Talasna dužina (µm)					
Priobalni aerosol			K1	0.43 - 0.45	30	
Plavi	K1	0.45-0.52	K2	0.45 - 0.51	30	Razdvajanje zemljišta od vegetacije, mapiranje tipova šuma
Zeleni	K2	0.52-0.60	K3	0.53 - 0.59	30	Merenje refleksionog pika vegetacije za razlikovanje vegetacije i procenu energije
Crveni	K3	0.63-0.69	K4	0.64 - 0.67	30	Detekcija apsorpcije hlorofila doprinosi razlikovanju biljnih vrsta
Bliski infracrveni (NIR)	K4	0.76-0.90	K5	0.85 - 0.88	30	Za determinaciju tipova vegetacije, energije i sadržaja biomase, razlikovanje vlažnosti zemljišta
Kratkotalasni IR (SWIR1)	K5	1.55-1.75	K6	1.57 - 1.65	30	Sadržaj vlage u vegetaciji i zemljištu
Kratkotalasni IR (SWIR2)	K7	2.08-2.35	K7	2.11 - 2.29	30	Senzitivnost na sadržaj vode u vegetaciji
Panhromatski			K8	0.50 - 0.68	15	
Cirus			K9	1.36 - 1.38	30	
Termalni IR 1	K6	10.40-12.50	K10	10.60 - 11.19	30*	U analizama stresa vegetacije, razlikovanju vlažnosti zemljišta, termalnom mapiranju
Termalni IR 2			K11	11.50 - 12.51	30*	

Sa desne strane tabele su prikazane glavne primene kanala u analizama vegetacije. * Prostorna rezolucija ovih kanala je niža, ali je za krajnji proizvod prebačena u višu rezoluciju.

Prvi Landsat je Nacionalna vazduhoplovna i svemirska administracija (NASA)² Sjedinjenih Država lansirala 1972. godine. Sve do danas je lansirano 8 satelita, od kojih je jedan (Landsat 6) bio neuspešan (slika 7). Od 1990. godine ovom misijom rukovodi Geološki Topografski institut Sjedinjenih Država (USGS)³.

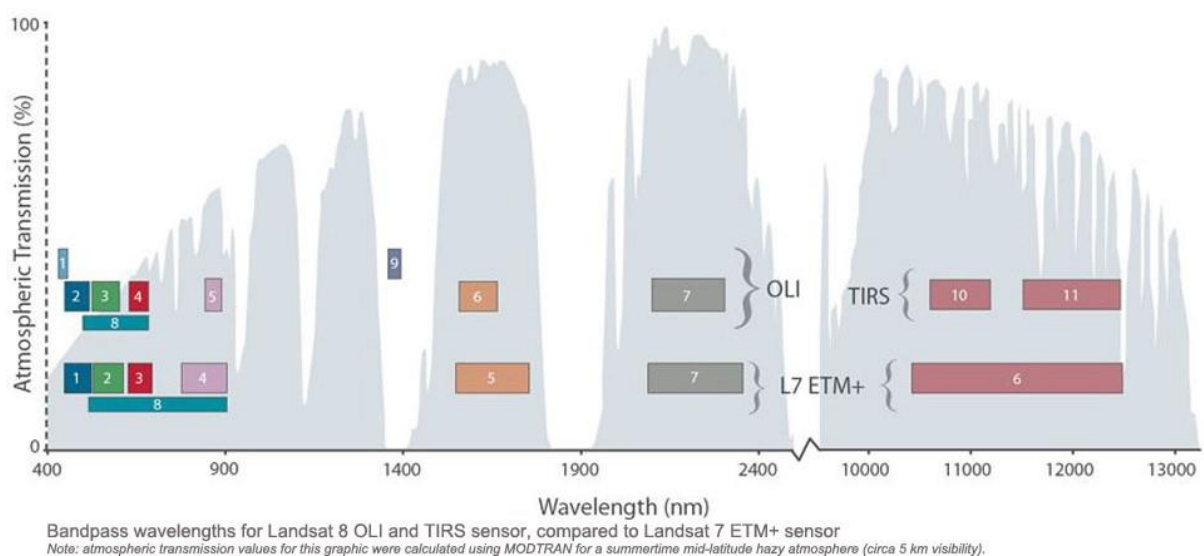
² The National Aeronautics and Space Administration (engl.)

³ U.S. Geological Survey (engl.)



Slika 7. Vremenska linija različitih Landsat satelita (preuzeto iz Young i sar. 2017).

Između pojedinih satelita postoje razlike na koje treba obratiti pažnju. Orbita satelita je smanjena od lansiranja Landsat 4, zbog čega se scene Landsata 1-3 ne poklapaju sa scenama kasnijih satelita. Različiti senzori su korišćeni u različitim kombinacijama tokom različitih misija, zbog čega se menjala prostorna i spektralna rezolucija snimaka. Landsat 1-3 su međusobno slični, zatim Landsat 4, 5 i 7, dok se Landsat 8 razlikuje od svih prethodnih (tabela 3, slika 8). Nekoliko spektralnih kanala pruža uporedive informacije, dok su u ostalim prisutne promene u spektralnom rasponu. Iako se javlja sumnja da ove promene mogu predstavljati problem u analizi vremenskih serija (Holden i Woodcock 2016), prema Vogelmann-u i sar. (2016) razlike između Landsat 5, 7 i 8 nisu toliko značajne da bi ograničile praćenje promena vegetacije.



Slika 8. Razlike između Landsat 8 i Landsat 7 senzora. Landsat 7 je isti kao Landsat 5 koji je primenjen u ovoj studiji, samo Landsat 5 nema panhromatski kanal. Na slici je prikazan i nivo transmisije zračenja različitih talasnih dužina kroz atmosferu (preuzeto sa <https://www.usgs.gov/>).

Snimci su do nedavno zahtevali prethodnu digitalnu obradu, tj. radiometrijske, geometrijske i atmosferske korekcije, a koje su vremenski zahtevne. Međutim, u novije vreme su dostupni proizvodi višeg kvaliteta, koji ne zahtevaju ove kompleksne procedure u cilju pripreme snimaka za analizu, a koji su zbog inter-kalibracije pogodni i za analizu vremenskih serija. Time je u velikoj meri uklonjena barijera za naučnike koji nemaju ekspertizu u oblasti daljinske detekcije, i što otvara vrata za širu primenu u ekološkim i sličnim analizama. Landsat arhiva trenutno pruža više različitih nivoa podataka, a nivo 1 su snimci najvišeg kvaliteta. Ovaj nivo podataka je odabran za analizu promena šumske vegetacije Fruške gore. Od USGS-a su naručena tri snimka iz Landsat kolekcije 1, različitih datuma, u razmaku od 10 godina:

21.07.2015. (LC08_L1TP_187029_20150721_20150721_01_T1),

25.07.2005. (LT05_L1TP_187029_20050725_20161125_01_T1) i

27.07.1994. (LT05_L1TP_187029_19940727_20170113_01_T1)

Svi snimci su iz druge polovine jula i obuhvataju celo područje Fruške gore. Najstariji letnji snimak koji se mogao pronaći u arhivi za područje Fruške gore je iz 1994. godine, tako da je u analizi obuhvaćen period od 20 godina. Pošto je planirano da se porede snimci u razmaku od 10 godina, sledeći odgovarajući snimak je pronađen za 2005. godinu, a zatim 2015. Za 1994. i 2005. godinu je korišćen Landsat 5 (TM), jer Landsat 7 sadrži grešku od 2003. godine, koja je vidljiva na području Fruške gore. Landsat 5 snimci postoje do 2013. godine, tako da je za 2015. godinu korišćen Landsat 8 (OLI). Pošto se radi o inter-kalibrisanim podacima, smatralo se da razlike u sensorima ne bi trebale imati uticaja na analizu (Vogelmann i sar. 2016).

Klasifikacija snimaka i analize promena šumske vegetacije su rađene u programu ENVI 5.3 za procesiranje snimaka. Za svaku godinu je formiran jedan multi-spektralni snimak, kombinovanjem 5 spektralnih kanala: zeleni, crveni i tri infra-crvena (tabela 3). Veličina svih snimaka je usklađena i prilagođena potrebama analize. Svi snimci imaju UTM projekciju i WGS84 datum.

4.1.3. Više-vremenski kolor kompozit

U Nacionalnom parku „Fruška gora“ se u svrhe korišćenja drvene biomase sprovode: 1) oplodne seče i 2) selektivne prorede. Prvima se zahvataju veće površine, dok se druge karakterišu suptilnijim promenama. Prvi korak je bio da se korišćenjem satelitskih snimaka razdvoje ova dva tipa seče šuma. Površine pod oplodnom sečom su zatim isključene iz dalje klasifikacije, jer se radi o površinama na kojima se šuma još nije obnovila ili se radi o vrlo mladim šumama.

Za identifikaciju oplodne seče je primenjen pristup prema Sussman-u i sar. (2003). Formiran je RGB kompozit kombinovanjem snimaka iz različitih godina (1994, 2005, 2015), korišćenjem jednog istog spektralnog kanala za sva tri snimka. Korišćen je kanal 5, tj. srednji-infracrveni deo elektromagnetnog spektra. U kolor kompozitu, osvetljenost najstarijeg snimka (1994) je podešena na plavu boju, srednjeg snimka (2005) na zelenu, a najskorijeg snimka (2015) na crvenu boju. Konstruisano na ovaj način, rezultujuće boje kompozita se mogu primeniti za detekciju promena u šumskom pokrivaču između tri odabrana datuma.

U zavisnosti od svojstvenog osvetljenja na srednjim IC talasnim dužinama, površine na kojima nema promena se pojavljuju kao bele, tamne ili sive površine. Šume se pojavljuju kao tamne ili tamno-sive, dok su ne-šumske površine uglavnom svetlije sive ili bele boje. S druge strane, šumske površine koje doživljavaju promene između tri različita datuma, imaju različitu osvetljenost u različitim periodima, a što u više-vremenskom kompozitu proizvodi određenu boju. Prema tome, šumske površine koje su doživele promene je moguće identifikovati prema bojama, pri čemu boja daje informaciju i o redosledu događaja. Informacije koje pružaju različite boje su prikazane na slici 9.

Površine za koje identifikovana seča na više-vremenskom kompozitu su proverene na terenu, nakon čega je formirana mapa seče prema periodu u kom se dogodila.

Crvena	Šumska površina je stabilna između 1994 i 2005, ali je posečena pre 2015. godine.
Žuta	Šumska površina koja je posečena između 1994. i 2005. i nije se obnovila do 2015.
Zelena	Šumska površina koja je posečena između 1994. i 2005. i počela je da se obnavlja pre 2015.
Plava	Šumska površina je posečena pre 1994, obnovila se i ostala kao šumska površina do 2015.
Crna ili tamno siva	Šumska površina je stabilna.
Svetlo siva ili bela	Ne-šumske površine

Slika 9. Informacije o periodu u kom je izvršena seča prema bojama dobijenim kreiranjem više-vremenskog kolor-kompozita.

Prorednu seču ovim putem nije moguće identifikovati, tako da se površine koje su njom zahvaćene, ovde vode kao stabilne. Za prorednu seču je korišćen drugi pristup, koji će kasnije biti opisan.

4.1.4. Digitalna klasifikacija

Cilj klasifikacionih procedura je automatska kategorizacija svih piksela jednog snimka u različite klase zemljišnog pokrivača. Ove procedure se mogu oslanjati na prepoznavanje spektralnog, prostornog ili vremenskog obrasca podataka koje sadrži jedan snimak. One se mogu koristiti pojedinačno ili kombinovati, što zavisi od prirode podataka koji se analiziraju (Lillesand i sar. 2004).

Cilj klasifikacije u ovoj studiji je bio da se šuma mapira prema sastavu dominantnih drvenastih vrsta Fruške gore. U te svrhe je korišćena procedura koja se oslanja na prepoznavanje spektralnog obrasca prisutnog u podacima za svaki piksel, a koji nastaje kao rezultat specifičnih refleksivnih i emisionih karakteristika šuma različitog sastava. Primenjen je tzv. supervizovan pristup u klasifikaciji (slika 6), koji podrazumeva prikupljanje reprezentativnog seta podataka o spektralnim karakteristikama pojava od interesa, u ovom slučaju različitih tipova šuma. Prikupljeni podaci se koriste za numeričko poređenje piksela sa različitim klasama (tipovima šuma), a na osnovu čega se svaki piksel svrstava u klasu kojoj je najbliži. Drugim rečima, formira se „ključ za determinaciju“

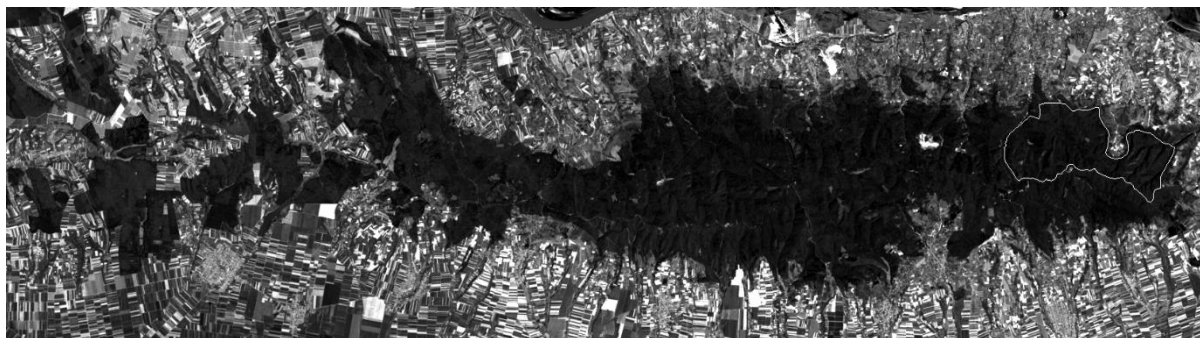
sastava šuma, a koji se zasniva na poznavanju spektralnih karakteristika šume u zavisnosti od sastava.

Supervizovana klasifikacija uključuje više faza: 1) prikupljanje trening podataka, 2) klasifikaciju i 3) proveru rezultata klasifikacije.

4.1.4.1. Prikupljanje trening podataka

Cilj prikupljanja trening podata je da se sakupi statistika koja opisuje obrazac spektralnog odgovora za površine koje se žele klasifikovati. Na osnovu tih podataka se vrši odabir odgovarajuće metode za klasifikaciju. Od kvaliteta podataka najviše zavisi uspeh klasifikacije, a što obično zahteva prikupljanje znatne količine referentnih podataka, zbog čega je ovo i najzahtevnija faza u celoj klasifikaciji (Lillesand i sar. 2004).

Da bi se osigurala izvodljivost ovog cilja u okviru doktorske teze, za početak je odabrana samo jedna gazdinska jedinica za klasifikaciju, sa namerom da se klasifikacija kasnije primeni na celo područje Fruške gore, ukoliko se dobiju kvalitetni rezultati. Odabrana je gazdinska jedinica 3801 (slika 10), a jedini kriterijum je bio praktične prirode - razdaljina od Novog Sada.



Slika 10. Uokvireni deo Fruške gore je odabran za analizu.

Klase za klasifikaciju šuma su određene tako da one predstavljaju različite kombinacije glavnih, edifikatorskih vrsta Fruške gore. Prema Jankoviću i Mišiću (1980), najčešće kombinacije su: 1) kitnjak i beli grab, 2) kitnjak, beli grab i lipa, 3) kitnjak, beli grab, lipa i bukva, 4) bukva i lipa, 5) bukva, lipa i kitnjak, 6) bukva i kitnjak, 7) kitnjak i lipa, 8) cer i kitnjak, 9) cer i medunac.

Prvobitno je planirano da se izvrši klasifikacija prema procentualnoj zastupljenosti vrsta, ali se nakon prikupljanja prvog dela podataka shvatilo da to ne bi bilo izvodljivo, jer

je vrlo slabo spektralno razdvajanje različitih kombinacija prema procentualnoj zastupljenosti. Postoje metode, kao i drugi tipovi satelitskih snimaka, sa kojima bi se moglo pokušati, ali u okviru ove studije nije bilo mnogo mesta za eksperimentisanje, pa je odlučeno da se klasifikacija svede na grube kategorije, koje samo ukazuju na prisustvo vrsta, iako je na samom terenu zapisivana i procentualna zastupljenost vrsta. Prema tome, u krajnjem rezultatu klasifikacije, svaki piksel predstavlja samo koje vrste su prisutne na toj površini, ali ne i njihovu tačnu procentualnu zastupljenost. Na nivou analiziranog područja je tako dobijena procentualna zastupljenost površina na kojima je prisutna određena vrsta ili kombinacija vrsta.

Dalje, spektralno razdvajanje između površina u kojima je zabeleženo prisustvo graba u kombinaciji sa drugim vrstama, i površina u kojima nije zabeleženo njegovo prisustvo je bilo vrlo slabo. Ovo se može objasniti time što je grab u tim kombinacijama ili zaklonjen višim stablima, ili je procentualno manje zastupljen u odnosu na druge vrste. Generalno, sve vrste koje su u okviru jedne površine bile zastupljene najviše do 20% nisu uračunate u krajnjem rezultatu klasifikacije, jer ih nije bilo moguće identifikovati korišćenjem multi-spektralnog snimka. Primera radi, ako je na jednoj površini zabeležena zastupljenost bukve sa 20%, a srebrne lipe sa 80%, spektralne karakteristike ove površine će biti sličnije spektralnim karakteristikama površina na kojima je prisutna samo srebrna lipa. Zbog toga će ovi pikseli biti klasifikovani kao srebrna lipa, a ne kao kombinacija srebrne lipe i bukve.

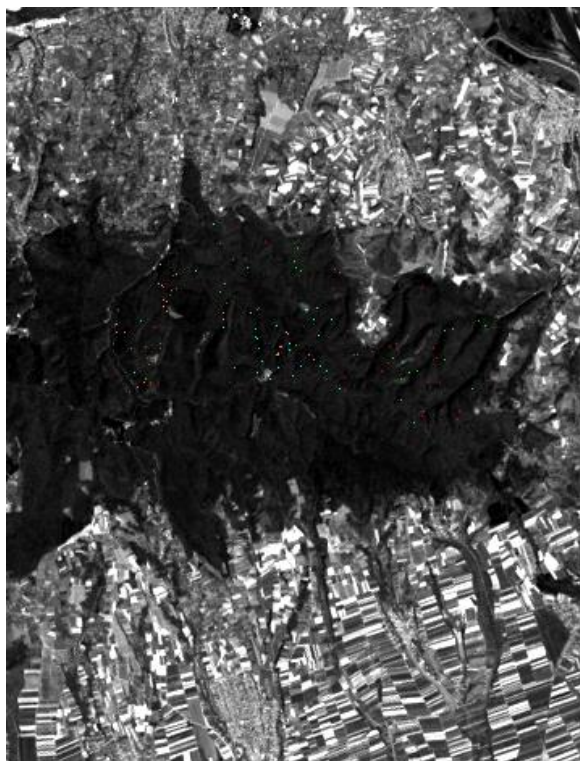
Nakon ovih razmatranja, u krajnjem izboru za klasifikaciju su se našle sledeće kombinacije:

- 1) hrats kitnjak (K)
- 2) hrast kitnjak i srebrna lipa (KL)
- 3) bukva i hrast kitnjak (BK)
- 4) bukva i srebrna lipa (BL)
- 5) srebrna lipa (L)
- 6) cer (C)

Što se tiče čistih bukovih šuma, one su na Fruškoj gori retke (Janković i Mišić 1980). Na terenu su zabeležene i takve površine, ali u mnogo manjem broju u odnosu na druge kombinacije. Sa Landsat 8 je te površine bilo moguće razdvojiti od okolnih, ali sa Landsat 5 snimcima to nije bilo moguće, pa su one isključene iz klasifikacije, a u krajnjem rezultatu su ušle u klasu okolne površine (klasu BL ili BK). Takođe, u okviru analiziranog dela je bilo vrlo malo površina pod bagremom (oko 2ha), a koje nisu ušle u klasifikaciju. Dodavanje klasa koje su zanemarljive bi moglo uticati na kvalitet rezultata (Lillesand i sar. 2004). Izbor je, prema tome, sveden na manji broj klasa, ali koje najbolje reprezentuju šumsku vegetaciju ovog dela Fruške gore.

Granice površine za klasifikaciju su iscrtane na satelitskom snimku (slika 10), pa se ne poklapaju sa granicama gazdinske jedinice. Vodio se računa da se isključe prelazi između šume i drugih ne-šumskih površina, zbog čega su još neke moguće klase isključene (npr. šume medunca). Takođe, površine pod cerom su nakon prve klasifikacije i provere na terenu isključene iz dalje analize, jer za ovu vrstu nisu prikupljeni podaci o funkcionalnim karakteristikama.

Za prikupljanje trening podataka je odabran stratifikovan slučajni uzorak, metod kojim se elementi populacije izdvajaju u sub-populacije (stratume), a nakon čega se u okviru svakog stratuma odabira slučajni uzorak. Ovaj metod se primenjuje kada postoji informacija o sub-populacijama, kako bi se postigla veća preciznost procene populacije (Cochran 1977), a u klasifikaciji snimaka daje zadovoljavajuće rezultate (Congalton 1988). Sub-populacije su ovde moguće kombinacije vrsta, a uzorak je odabran oslanjajući se na šumsku osnovu Fruške gore. Na ovaj način su dobijene tačke raspoređene u različitim delovima analiziranog područja (slika 11), a što je poželjno zarad postizanja bolje reprezentativnosti trening površina (Lillesand i sar. 2004).



Slika 11. Trening površine za digitalnu klasifikaciju

Optimalna veličina površina za uzorkovanje je određena prema formuli koju su dali Justice i Townshend (1981):

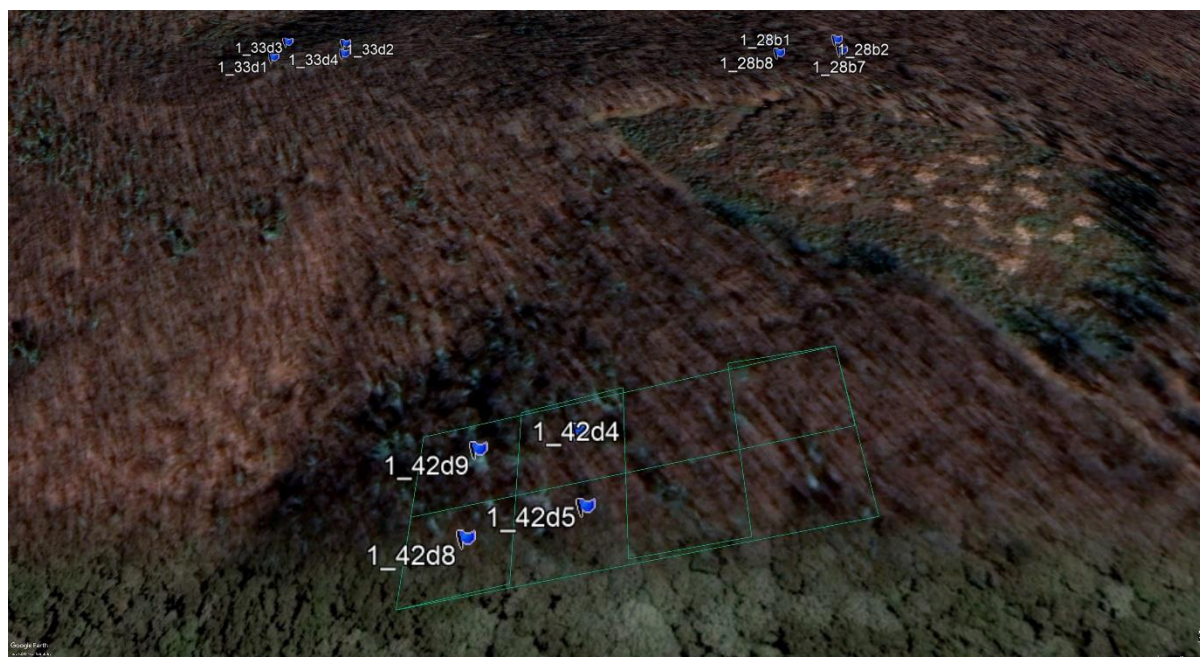
$$A = (P(1+2G))^2,$$

gde je veličina piksela (P) 30 m, a geometrijska preciznost snimka (G) 0.5. U ovom slučaju, optimalna veličina trening površine iznosi 3600 m², tj. 4 piksela po površini (60x60m).

Minimalan preporučeni broj trening piksela je 10n do 100n po klasi, gde je n broj spektralnih kanala korišćenih za klasifikaciju (Lillesand i sar. 2004). Za klasifikaciju je korišćeno 5 spektralnih kanala, tako da je minimalan potreban uzorak 50 piksela po klasi. Odabrano je 60 piksela, tj. 15 trening površina po klasi, a što je ukupno 90 trening površina i 360 piksela za 6 klasa. Za veličinu analizirane površine se to pokazalo kao dovoljno. U krajnjem uzorku se našlo 15 površina za BK, BL, L i C, 18 za KL i 12 za K, jer je na terenu hrast kitnjak češće nađen u kombinaciji sa srebrnom lipom.

Za teren je pripremljena mreža za uzorkovanje, koja je formirana na osnovu piksela analiziranog snimka, tako da svaki kvadrat predstavlja jedan piksel sa snimka. Ovo je učinjeno da bi se osigurala veća prostorna kompatibilnost između terenskih podataka i

piksela (prikazano na slici 12). Jednu trening površinu čine 4 kvadrata (piksela). Za svaki kvadrat (30 x 30 m) je zapisivana procentualna zastupljenost vrsta, iz sredine piksela u krugu poluprečnika oko 15 m. Procentualna zastupljenost vrsta po uzorkovanoj površini (60 x 60 m) je zatim izračunata kao prosečna vrednost za 4 kvadrata (piksela).



Slika 12. Prikupljanje podataka za trening površine.

Da bi se osigurala pouzdanost klasifikacije, proverena je distribucija podataka za svaku klasu i spektralno razdvajanje između klasa. Spektralno razdvajanje između klasa je provereno kroz grafičke prikaze i korišćenjem kvantitativnih mera *transformed divergence* i *Jeffries-Matusita (JM) distance*. *Transformed divergence* predstavlja rastojanje između srednjih vrednosti klasa, mereno ko-varijacijom. Što je veće rastojanje, to je veće razdvajanje između klasa i veća verovatnoća da će rezultat klasifikacije biti precizniji.

4.1.4.2. Klasifikacija

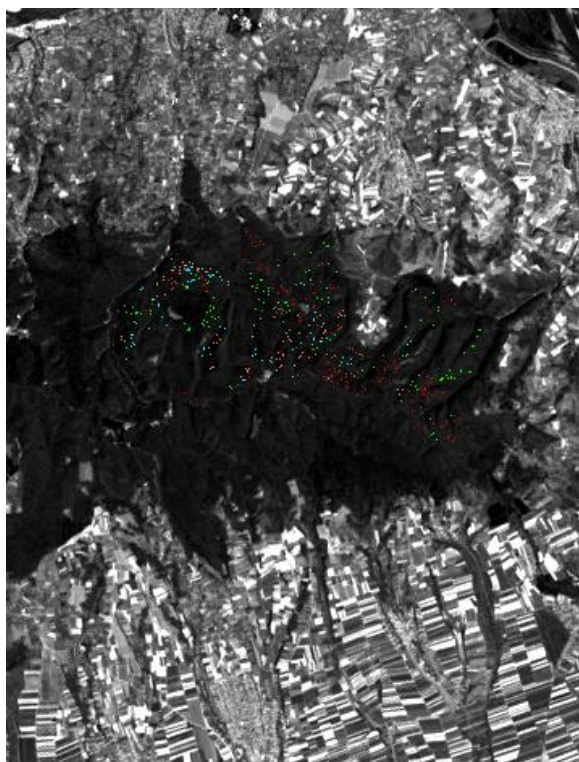
Prvo je pripremljena binarna maska za površinu u okviru koje je rađena klasifikacija (slika 10). Granice za šumsku površinu su iscrtane direktno na snimku i ne poklapaju se sa granicama gazdinske jedinice, već su samo približne. Ukupna površina šume koja je ušla u analizu iznosila je 1174,59 ha.

Primenjen je *maximum likelihood classification* metod, koji se u klasifikaciji nepoznatih piksela oslanja na kvantitativnu procenu varijacije i ko-varijacije obrasca

spektralnog odgovora klase, pri čemu se pretpostavlja normalna distribucija podataka za svaku klasu. Pod tom pretpostavkom se računa statistička verovatnoća da dati piksel pripada određenoj klasi (Lillesand et al. 2004). Pošto je za klasifikaciju korišćen mali broj klasa i mali broj spektralnih kanala, nije bilo potrebe za optimizacijom primenjene metode. Na kraju je primenjen filter većine (3x3 piksela) da bi se uklonila tačkasta struktura i „izgladila“ dobijena mapa.

4.1.4.3. Provera preciznosti klasifikacije

Za proveru rezultata klasifikacije odabran je slučajan uzorak, koristeći mapu dobijenu klasifikacijom. Broj površina za proveru po klasi se razlikovao, jer je uzet proporcionalan uzorak. Neke površine su odbačene zbog nedostupnosti ili kada su se našle na samoj granici dveju različitih klasa. Odabrano je ukupno 442 tačke za proveru (122 tačke za KL, 114 za L, 84 za BL, 74 za BK, i 48 za K) (slika 13). Preporučeni minimum po klasi je 50, ako se radi o manjoj površini, kao što je to u ovom slučaju (Congalton i Green 1999).



Slika 13. Površine za proveru preciznosti klasifikacije.

Preciznost klasifikacije je proverena korišćenjem tzv. matrice grešaka (engl. *error/confusion matrix*), uključujući tri mere preciznosti: ukupnu preciznost klasifikacije, proizvođačku preciznost i korisničku preciznost. Ukupna preciznost se dobija deljenjem

ukupnog broja tačno klasifikovanih piksela sa ukupnim brojem referentnih piksela. Proizvođačka preciznost ukazuje na verovatnoću da je referentni piksel tačno klasifikovan i meri grešku propusta (engl. *omission error*). Dobija se deljenjem broja tačno klasifikovanih piksela za svaku klasu sa ukupnim brojem referentnih piksela u okviru klase. Korisnička preciznost ukazuje na verovatnoću da klasifikovan piksel stvarno predstavlja određenu klasu na terenu i meri grešku uključivanja (engl. *commission error*). Dobija se deljenjem ukupnog broja tačno klasifikovanih piksela u okviru klase sa ukupnim brojem piksela koji su svrstani u tu klasu.

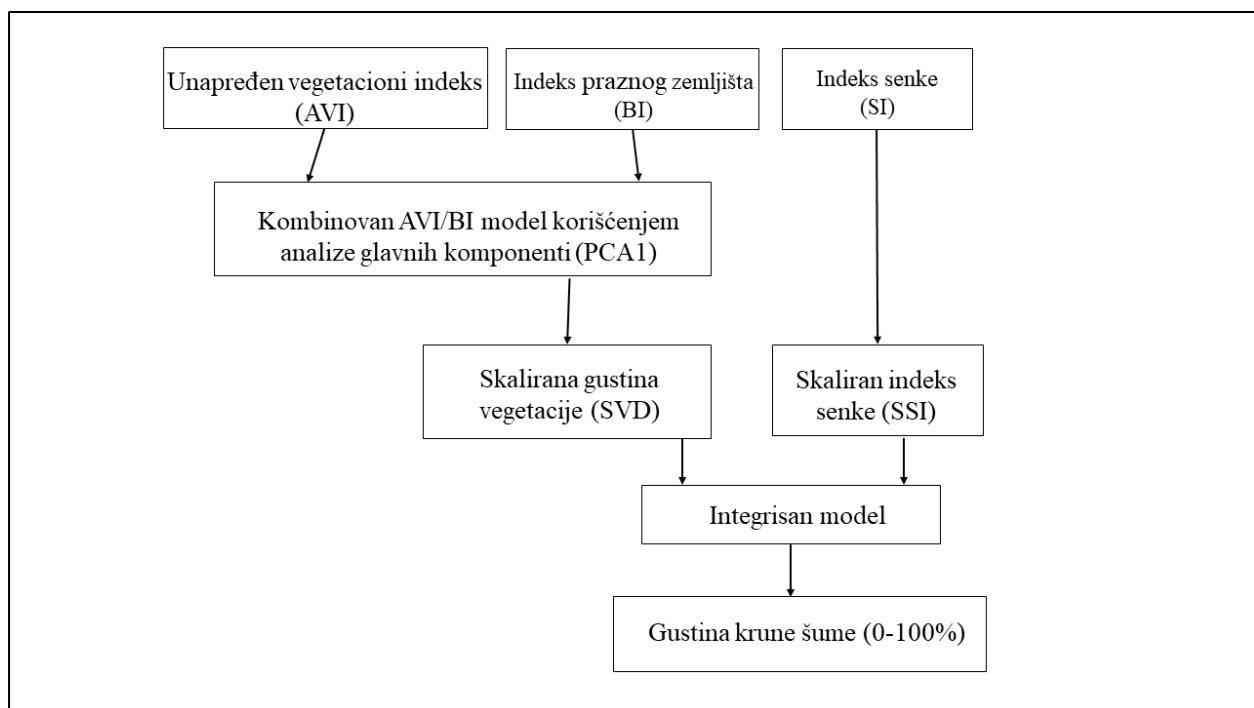
Pošto čak i nasumično izabrani pikseli mogu proizvesti određeni nivo preciznosti, izračunat je i Kappa koeficijent, koji je indikator toga u kojoj meri je procenat tačno klasifikovanih piksela rezultat stvarnog poklapanja u odnosu na slučajno poklapanje (Foody i sar. 2002). Ovaj koeficijent daje nešto drugačiji rezultat od ukupne preciznosti zato što uzima u obzir i podatke izvan dijagonale matrice grešaka, tj. greške propusta i greške uključivanja.

4.1.4.4. Detekcija promena

Za detekciju promena kompozicije šuma je primenjen pristup klasifikacije više-vremenskog seta podataka, tj. kombinacije snimaka iz različitih godina. Promene su analizirane za period između 1994. i 2005. godine, i između 2005 i 2015.

4.1.5. Model gustine krune

Da bi se odredio intenzitet seče u delu šume u kom se sprovode proredne seče formiran je model gustine krune šume za svaki snimak (1994, 2005, 2015). U izradi modela se vodilo modifikovanim postupkom prema Sussman-u i sar (2006). Postupak je prikazan na slici 14.



Slika 14. Postupak kreiranja modela gustine krune šume.

Iz Landsat podataka su generisani unapređeni vegetacioni indeks (AVI), indeks praznog zemljišta (BI) i indeks senke (SI), koji su poslužili kao input za model gustine krune, zarad: 1) razlikovanja zemljišta okupiranog šumom od ostalog zemljišta, i 2) merenja stanja šuma. Indeksi su izračunati prema sledećim formulama:

$$\text{AVI: } [(B4+1) * (256-B3) * (B4-B3)]^{1/3} \quad (\text{AVI} = 0, \text{ ako } B4 < B3)$$

$$\text{(Za Landsat 8, AVI: } [(B4+1) * (65536-B3) * (B4-B3)]^{1/3})$$

$$\text{BI: } [(B5+B3) - (B4+B1)] / [(B5+B3) + (B4+B1)] * 100 + 100$$

$$\text{SI: } [(256-B1) * (256-B2) * (256-B3)]^{1/3}$$

$$\text{(Za Landsat 8, SI: } [(65536-B1) * (65536-B2) * (65536-B3)]^{1/3})$$

Slovom B su označeni kanali, tako da B1 predstavlja kanal 1, B2 predstavlja kanal 2, itd. AVI služi za identifikaciju suptilnih razlika u gustini krune, i pokazuje veću senzitivnost na količinu vegetacije u odnosu na NDVI. Indeks senke se povećava sa gustinom šume, i najviše zavisi od količine visoke vegetacije, kao što je drveće. Indeks praznog zemljišta raste sa povećanjem stepena izloženosti zemljišta bez vegetacije (Jamalabad i Abkar 2004). Rezultat koji se dobija kombinovanjem različitih indeksa, u zavisnosti od njihovih vrednosti, je prikazan na slici.

Tabela 4. Rezultat kombinovanja različitih indeksa (Jamalabad i Abkar 2004).

	Visoka gustina krune	Niska gustina krune	Pašnjak	Zemljište bez vegetacije
AVI	Visok	Srednji	Visok	Nizak
BI	Nizak	Nizak	Nizak	Visok
SI	Visok	Srednji	Nizak	Nizak

Kombinacijom AVI i BI dobija se model gustine vegetacije (VD), korišćenjem prve glavne komponente (PCA1). Za kreiranje modela gustine krune šume (FCD) se, zatim, koriste skalirani indeksi VD (SVD) i SI (SSI), na vrednosti od 0 do 100. FCD se dobija prema sledećoj formuli:

$$\text{FCD: } [(\text{SVD} * \text{SSI} + 1)^{1/2}] - 1$$

4.1.6. Prikupljanje podataka o funkcionalnim karakteristikama vrsta

Za prikupljanje podataka je korišćen protokol prema Cornelissen-u i sar. (2003), razvijen u okviru Međunarodnog programa o geosferi-biosferi⁴. Podaci su prikupljeni u julu i početkom avgusta 2014. i 2015. godine, za dominantne drvenaste vrste Fruške gore (*Quercus petraea*, *Fagus moesiaca*, *Tilia tomentosa*, *Carpinus betulus*), koje čine najveći deo biomase, tj. najviše doprinose ekosistemskim procesima od interesa (Garnier i sar. 2004). Međutim, podaci za grab nisu korišćeni u daljoj analizi, jer digitalnom klasifikacijom nije bilo moguće razdvojiti površine na kojima se nalazio od onih na kojima nije bio prisutan.

Funkcionalne karakteristike vrsta koje su odabrane za analizu (tabela 5) dovode se u vezu sa potrebom vrsta za svetlošću i njihovom sposobnošću za brzo usvajanje ili konzervisanje resursa. One određuju odgovor vrsta na promene u dostupnim resursima, a koje npr. nastaju usled uklanjanja drvene biomase (tzv. odgovor-karakteristike). Pored toga, one su i tzv. efekat-karakteristike, jer imaju uticaja na ekosistemske procese. Karakteristike koje su ovde odabrane su važne za neto primarnu produktivnost i stopu dekompozicije.

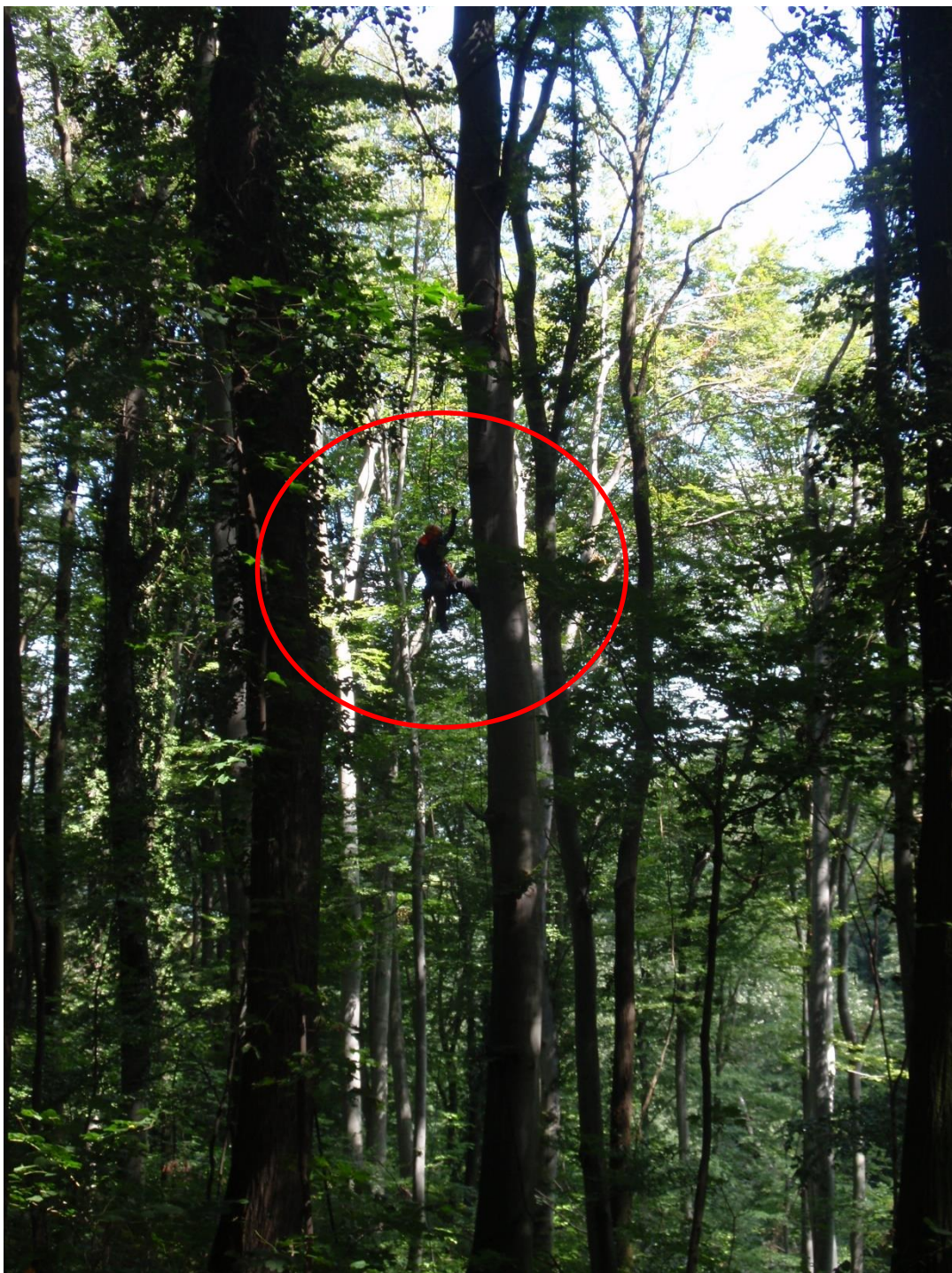
⁴ (engl.) *International Geosphere-Biosphere programme (IGBP)*

Tabela 5. Funkcionalne karakteristike odabrane za analizu (prema Carreño-Rocabado i sar. 2012).

Karakteristika	(skraćena; jedinica mere)	Funkcija biljke (odgovor-karakteristika)	Ekosistemski proces (efekat-karakteristika)	
			Neto primarna produktivnost (NPP)	Brzina/stopa dekompozicije
Visina	(Hmax; m)	kompetitivna sposobnost biljke za usvajanje svetlosti, životni vek,	x	
Specifična površina lista	(SLA; cm ² /g)	apsorpcija svetlosti, izgradnja lista, neto fotosintetički kapacitet, relativna stopa rasta	x	x
Sadržaj suve materije lista	(LDMC; g/g)	stopa rasta, životni vek lista, troškovi izgradnje lista		x
Sadržaj ukupnog azota	(N; %)	dobitak fotosintetskog ugljenika	x	x
Sadržaj ukupnog fosfora	(P; %)	dobitak fotosintetskog ugljenika	x	x

Uzorkovanje je izvršeno za oko 30 odraslih jedinki po vrsti, tj. ukupno oko 120 jedinki, nađene u osvetljenim uslovima. Minimalan prsni prečnik stabla je iznosio 36cm (grab), a maksimalni 83 cm (bukva). Za svaku jedinku je izvršeno merenje za svih 5 odabranih parametara (tabela 5).

Pošto je sakupljanje uzoraka lišća penjanjem po drveću (slika 15) vremenski zahtevan proces, i zahteva nošenje znatne količine opreme, odlučeno je da se odaberu površine koje su lakše dostupne, ali tako da budu u približno istim uslovima sredine. Postavljen je kriterijum da će se uzorkovanje izvršiti samo sa severne strane Fruške gore, bliže grebenu. U te svrhe je upotrebljen digitalni model visine (ASTER GDEM, proizvod METI i NASA), koji je poslužio da se ograniče površine između 400 i 500 m nadmorske visine (slika 16). U okviru tih granica je u ArcGIS-u (10.1) određena najčešća ekspozicija (severna do severno-istočna), u okviru koje je zatim odabrano 30 tačaka slučajnim putem. Od toga, 2 tačke nisu bile odgovarajuće, pa su isključene. Nagib terena je varirao od 9 do 19°.



Slika 15. Sakupljanje uzoraka lišća penjanjem po drveću.

Za svaku jedinku je odabrano oko 20-30 neoštećenih listova sa vrha krune (**slika**), izloženih direktnoj sunčevoj svetlosti. Visina stabla je varirala od 23 do 40 m. Listovi su skladišteni u plastične kese, kako bi se sprečilo sušenje, do povratka sa terena, kada je odmah izmereno i pripremljeno za dalje analize. Od sakupljenih uzoraka lišća, pet listova je izdvojeno da bi se izračunao sadržaj suve mase lista (LDMC) i specifična površina lista (SLA), dok su ostali listovi iskorišćeni za određivanje ukupnog sadržaja azota i fosfora.

Sadržaj suve mase lista se računa kao odnos suve mase i sveže mase lista, izražen u g/g. Specifična površina lista je površina svežeg lista u odnosu na suhu masu lista, izražena u cm^2/g .



Slika 16. Odabir površina za prikupljanje podataka o funkcionalnim karakteristikama vrsta. Zelenim su prikazane granice u okviru kojih je odabran uzorak; dobijene korišćenjem GDEM verzija 2 (proizvod METI i NASA).

Masa lista je izmerena pomoću tehničke vage (BJ610C, Precisa). Površina svežeg lista, nakon skeniranja, je izračunata korišćenjem ImageJ softvera. Lišće je zatim stavljeno da se suši na 70° u trajanju od 48h. Nakon toga je izmerena masa u suvom stanju za 5 listova koji su izmereni i pre sušenja. Za svaku jedinku je izračunata srednja vrednost LDMC i SLA za 5 izmerenih listova.

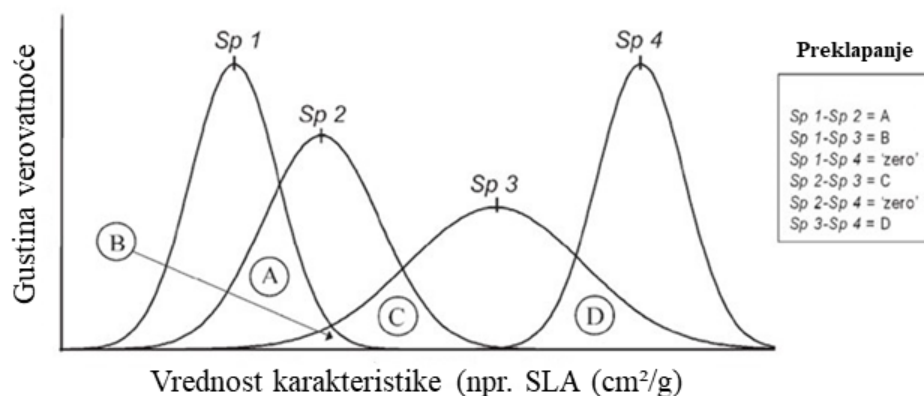
Ostalo lišće je samleveno, nakon čega je na analitičkoj vagi izmereno 0.2g po uzorku, za pripremu matičnih rastvora. Matični rastvor je rastvor mineralnog dela biljne supstance, čija je početna masa poznata (Pajević i sar. 2014). Prvi korak u pripremi matičnog rastvora je razaranje organske materije iz uzorka biljnog materijala, a drugi je rastvaranje mineralnog dela supstance. Razaranje organskog dela je vršeno „suvim putem“ u peći za žarenje u trajanju od 2h, uz dodatak 33% H_2O_2 , zarad potpunije mineralizacije biljnog materijala. Za pripremu matičnog rastvora, u posudicu sa ohlađenim pepelom je dodato 10 ml 25% HCl i zagrevano na rešou do uparavanja polovine zapremine. Rastvori su profiltrirani kroz filter papir i preneti u normalne sudove od 50 ml, i dopunjeni dejonizovanom vodom do ukupne zapremine. Pripremljeni matični rastvori su korišćeni za

analizu sadržaja fosfora. Sadržaj fosfora je određen spektrofotometrijski ($\lambda=436\text{nm}$) iz matičnog rastvora, merenjem apsorpcije produkta nastalog u reakciji ortofosfata sa amonijum-vanadatom i amonijum-molibdatom u prisustvu azotne kiseline (Gupta i sar. 1993). Dobijene vrednosti su izražene u procentima (%).

Sadržaj ukupnog azota u uzorcima lišća je određen modifikovanom metodom po Kjeldahl-u (Jones 1991). Razaranje organske materije je izvršeno mokrim putem koncentrovanom H_2SO_4 . Nakon toga je vršena destilacija nastalog amonijum-sulfata uz dodatak NaOH . Količina predestilisanog azota je određena retitracijom sa HCl , što se manifestuje promenom boje taširo indikatora iz crveno-ljubičaste u svetlo-zelenu boju. Dobijene vrednosti su izražene u procentima (%).

Za svaku vrstu je izračunata prosečna vrednost po karakteristici i standardna devijacija. Varijacija vrednosti je veća između vrsta nego unutar vrsta, tako da bi prosečna vrednost trebala biti relativno dobar pokazatelj karakteristika na nivou zajednice (Rozendaal i sar. 2007, Baraloto i sar. 2010). Dobijeni podaci su upotrebljeni za: 1) određivanje nivoa različitosti između vrsta, i 2) računanje indeksa funkcionalne kompozicije (engl. *community weighted mean (CWM)*).

Za distancu/različitost između vrsta je upotrebljen makro koji su kreirali Lepš i sar. (2006). Za kvantitativne karakteristike se računa preklapanje u prostoru karakteristika između parova vrsta (slika 17). Različitost se izražava kao 1 minus preklapanje, tako da se vrednosti kreću na skali od 0 do 1. Vrednost 0 ukazuje na to da nema razlike između vrsta, dok vrednost 1 govori o potpunoj razlici između dveju vrsta.



Slika 17. Šematski prikaz značenja preklapanja vrsta, zasnovano na njihovoj gustini verovatnoće (izračunato koristeći srednju vrednost i standardnu devijaciju) (Lepš i sar. 2006).

CWM indeks funkcionalne kompozicije predstavlja prosečnu vrednost za datu karakteristiku na nivou zajednice, mereno relativnom učestalošću vrsta (Garnier i sar. 2004):

$$\bar{x} = \sum_{i=1}^S p_i x_i$$

, gde je x_i srednja vrednost karakteristike i -te vrste, a p_i proporcija te vrste u zajednici.

CWM reflektuje komponente hipoteze o masenom odnosu (Garnier i sar. 2004). Dobar je pokazatelj odgovora vrsta na uslove sredine i ima visoku osetljivost na promene u uslovima sredine (Vandewalle i sar. 2010), kao i pokazatelj relativnog doprinosa funkcionalne komponente ekosistemskim procesima (Díaz i sar. 2007).

4.1.7. Analiza uticaja proređivanja šuma na funkcionalnu kompoziciju

Za analizu su izdvojene površine na kojima je utvrđeno postepeno proređivanje krune, tj. prelaz iz jedne klase gustine krune šume u drugu. Prvi prelaz (proređivanje) se desio između 1994. i 2005. godine, a drugi prelaz (dodatno proređivanje) između 2005. i 2015. godine. Ovi prelazi su poslužili kao pokazatelj intenziteta seče, tako da je bilo ukupno 2 nivoa intenziteta seče. Na ovaj način je hipotetički sproveden eksperiment, gde su na

svakoj analiziranoj površini izvršena 2 tretmana: 1) proređivanje između 1994. i 2005. godine, 2) dodatno proređivanje između 2005. i 2015. godine. Ispitivan je efekat proređivanja šume na promene vrednosti CWM za 5 odabranih karakteristika (postupak prikazan na slici 2A).

Za analizu je odabran uzorak slučajnim putem. Za površine koje su ušle u analizu su izvučeni podaci o sastavu šume u različitim godinama (1994, 2005, 2015), dobijeni putem digitalne klasifikacije. Na osnovu toga je izračunata CWM za 5 odabranih karakteristika, za svaku površinu. Primenjen je generalni linearni model, dizajn ponovljenog merenja. Korišćen je statistički program SPSS 17.

4.2. Analiza integrisanja konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama

Analitički pristup se zasniva na tome da nivo integrisanja konzervacionih ciljeva zavisi od nivoa posedovanja potrebnih znanja i sposobnosti na operativnom nivou, zbog čega centralno mesto u analizi zauzimaju procesi vezani za razvoj potrebnih sposobnosti: 1) internih i 2) eksternih (Wolf i Primmer 2006) (slika 2B). U prvom slučaju (interne sposobnosti), ispituju se ulaganja u ljudski kapital (npr. edukacija zaposlenih) i organizacione rutine (npr. investiranje u istraživanja, sertifikacija itd.). U drugom slučaju (eksterne sposobnosti), pažnja je usmerena na nivo povezivanja sa resursima spoljnih aktera (pristup znanju i veštinama drugih organizacija). Ove procese je, međutim, potrebno posmatrati u svetlu brojnih izazova sa kojima se akteri odgovorni za implementaciju konzervacionih ciljeva suočavaju (Koontz i Bodine 2008).

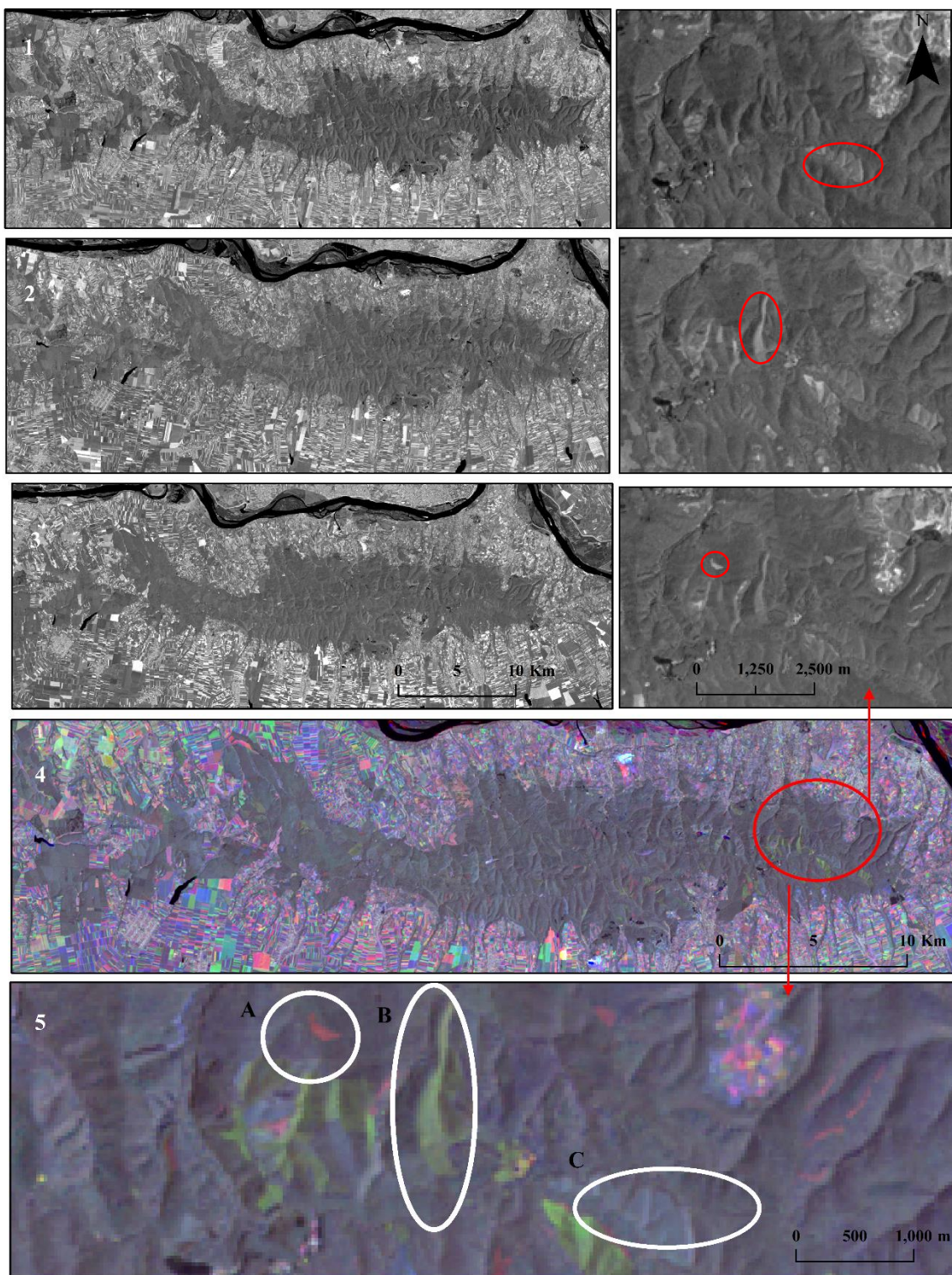
Rađena je studija slučaja kroz komparativnu analizu upravljača zaštićenih šumskih područja u Srbiji. Prednost ovakvog pristupa u analizi je sistematično i opširnije razumevanje fenomena od interesa, dok poređenje omogućava identifikaciju povezanosti između nivoa ulaganja u konzervacione aktivnosti, karakteristika upravljača i zaštićenih područja (Yin 2009). Za potrebe intervjuisanja su izrađeni polu-strukturirani intervjui, sa pitanjima kombinovanog tipa (zatvorenog i otvorenog karaktera). Pitanja u intervjuima su podeljena u 5 delova koji se vezuju za: 1) ljudske resurse, 2) opremljenost, 3) finansijske resurse, 4) eksterne resurse i 5) procedure gazdovanja.

5. Rezultati

5.1. Analiza ekološkog efekta gazdovanja

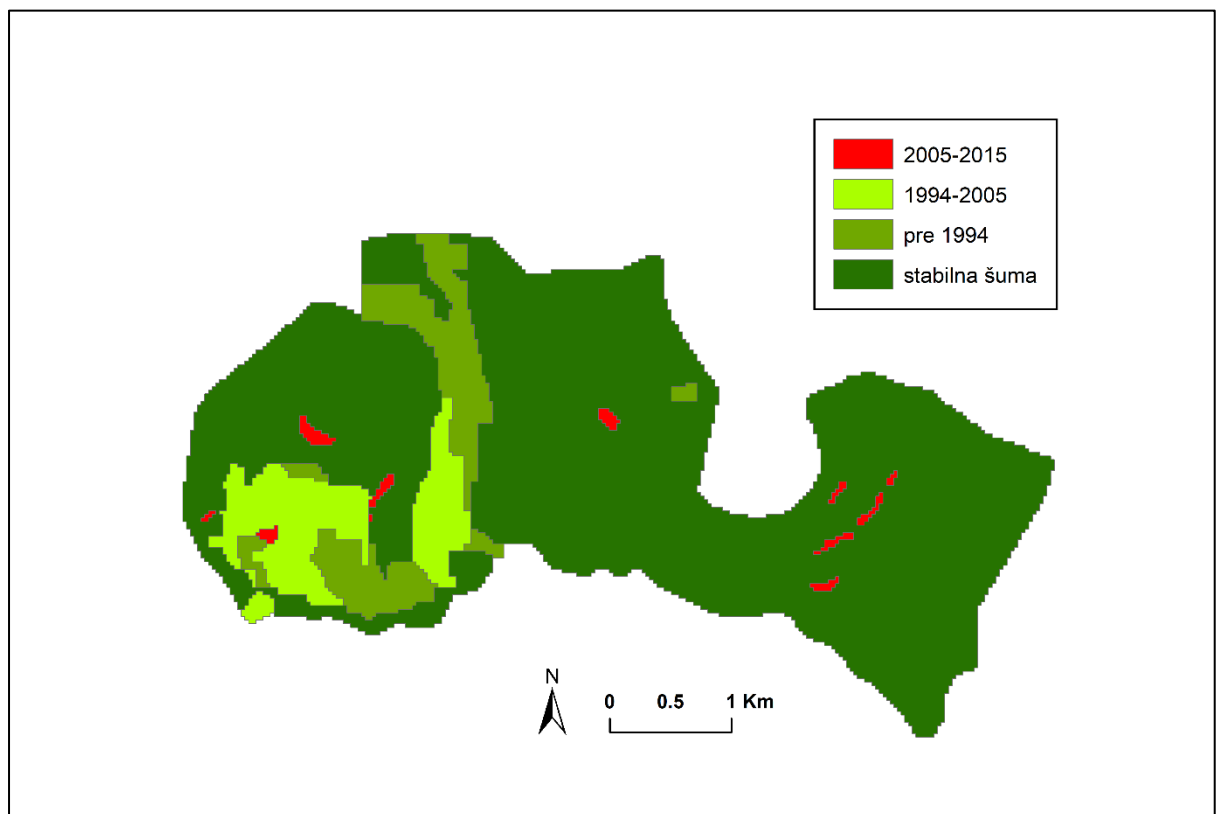
5.1.1. Više-vremenski kolor kompozit

Kombinovanjem tri snimka iz različitih godina identifikovane su promene u šumskom pokrivaču, kao i periodi u kom su se promene desile. Na slici 18 je prikazan rezultat dobijen ovim postupkom. Od 1 do 3 su prikazani snimci iz različitih godina, a sa njihove desne strane je uvećan deo gazdinske jedinice 3801, gde se vide promene u nivou osvetljenosti jedne iste površine kroz različite godine. Ove razlike u nivou osvetljenosti rezultuju različitim bojama na kolor kompozitu (4 i 5). Na primer, zaokružena površina A na uvećanom delu kompozita (5) je crvene boje, a što ukazuje na to da je seča izvršena između 2005 i 2015. godine. Na snimcima 1 i 2, ako se posmatra uvećani deo, može se primetiti da ove osvetljene površine nema, već se njeno prisustvo primećuje tek na snimku iz 2015 (3). Snimku iz 2015. je dodeljena crvena boja, pa je ta površina crvene boje. Ako se posmatra površina B, na snimku iz 1994. ona je najmanje osvetljena, a najviše na snimku iz 2005, dok na snimku iz 2015. osvetljenje opada. Zbog toga je ova površina zelene boje, a što govori da je do seče došlo između 1994. i 2005. godine, kao i da se šuma postepeno obnavlja. Površina C ima najveću osvetljenost na snimku iz 1994., koja zatim postepeno opada. Ona je na kompozitu prikazana plavom bojom, a što ukazuje na to da je do seče došlo pre 1994. Površine na kojima nije došlo do obnavljanja (žuta boja) nisu detektovane u ovom delu Fruške gore. Ostale površine, koje su tamnije sive boje (snimci 1,2,3) predstavljaju stabilnu šumu.



Slika 18. Više-vremenski kolor kompozit (4 i 5) sačinjen od 3 Landsat snimka iz različitih godina (1-3). Na slici 1 je snimak Fruške gore iz 1994. godine, na slici 2 iz 2005., a na slici 3 iz 2015. Sa desne strane snimaka je analizirani deo Fruške gore, prikazan pod uveličanjem. Na slici 5 su uvećano prikazane površine u kojima su se desile promene. 5A ukazuje na čistu seču između 2005 i 2015 (crvena boja), 5B ukazuje na čistu seču između 1994. i 2005. (zelena boja), 5C ukazuje na čistu seču pre 1994. (plava boja).

Na osnovu dobijenog kompozita je izrađena mapa seče (slika 19). Mapa prikazuje površine na kojima je izvršena seča i period u kom je do seče došlo. Između 1994. i 2005. godine je identifikovana seča na površini od oko 135 ha, a između 2005. i 2015. godine oko 16 ha. Površina posečena pre 1994. godine, a koja se nalazi u procesu obnavljanja iznosi oko 136 ha. Podaci se odnose samo na analizirani deo Fruške gore (površina od 1174,59 ha), i treba ih posmatrati kao približne, jer su granice ovih površina približne. Rezultati su provereni na terenu i poklapaju se sa proizvedenom mapom (npr. slika 20).



Slika 19. Mapa seče.



Slika 20. Čista seča blizu zaokružene lokacije A na slici 18.

5.1.2. Digitalna klasifikacija

5.1.2.1. Spektralno razdvajanje klasa

Za svaku klasu je utvrđena po jedna spektralna klasa. Kvantitativne mere spektralnog razdvajanja između pojedinih klasa su prikazane u tabelama 6 i 7. Razdvajanja od najmanjeg ka najvećem, su prikazana u tabeli 8.

Tabela 6. *Transformed divergence*-kvantitativna mera razdvajanja.

Transformed Divergence					
	BK	BL	K	KL	L
BK	0.00	1.77	1.92	1.67	2.00
BL	1.77	0.00	2.00	1.73	1.87
K	1.92	2.00	0.00	1.95	2.00
KL	1.67	1.73	1.95	0.00	1.78
L	2.00	1.87	2.00	1.78	0.00

Tabela 7. *Jeffries-Matusita*-kvantitativna mera razdvajanja.

Jeffries-Matusita					
	BK	BL	K	KL	L
BK	0.00	1.70	1.80	1.51	1.95
BL	1.70	0.00	1.99	1.54	1.71
K	1.80	1.99	0.00	1.74	2.00
KL	1.51	1.54	1.74	0.00	1.69
L	1.95	1.71	2.00	1.69	0.00

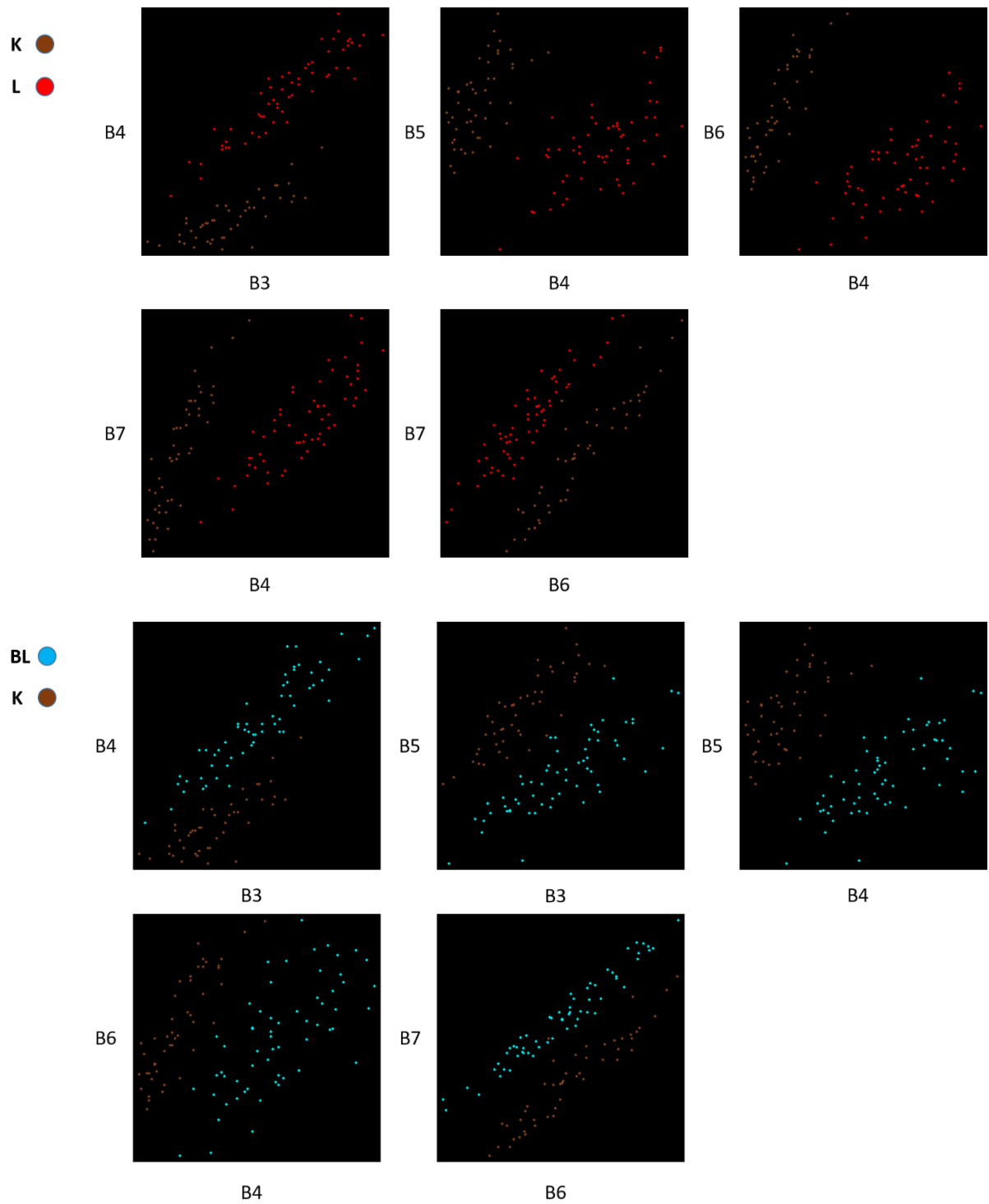
Tabela 8. Razdvajanje prema parovima (od najmanjeg ka najvećem).

BK	KL	1.51
BL	KL	1.54
KL	L	1.69
BK	BL	1.70
BL	L	1.71
K	KL	1.74
BK	K	1.80
BK	L	1.95
BL	K	1.99
K	L	2.00

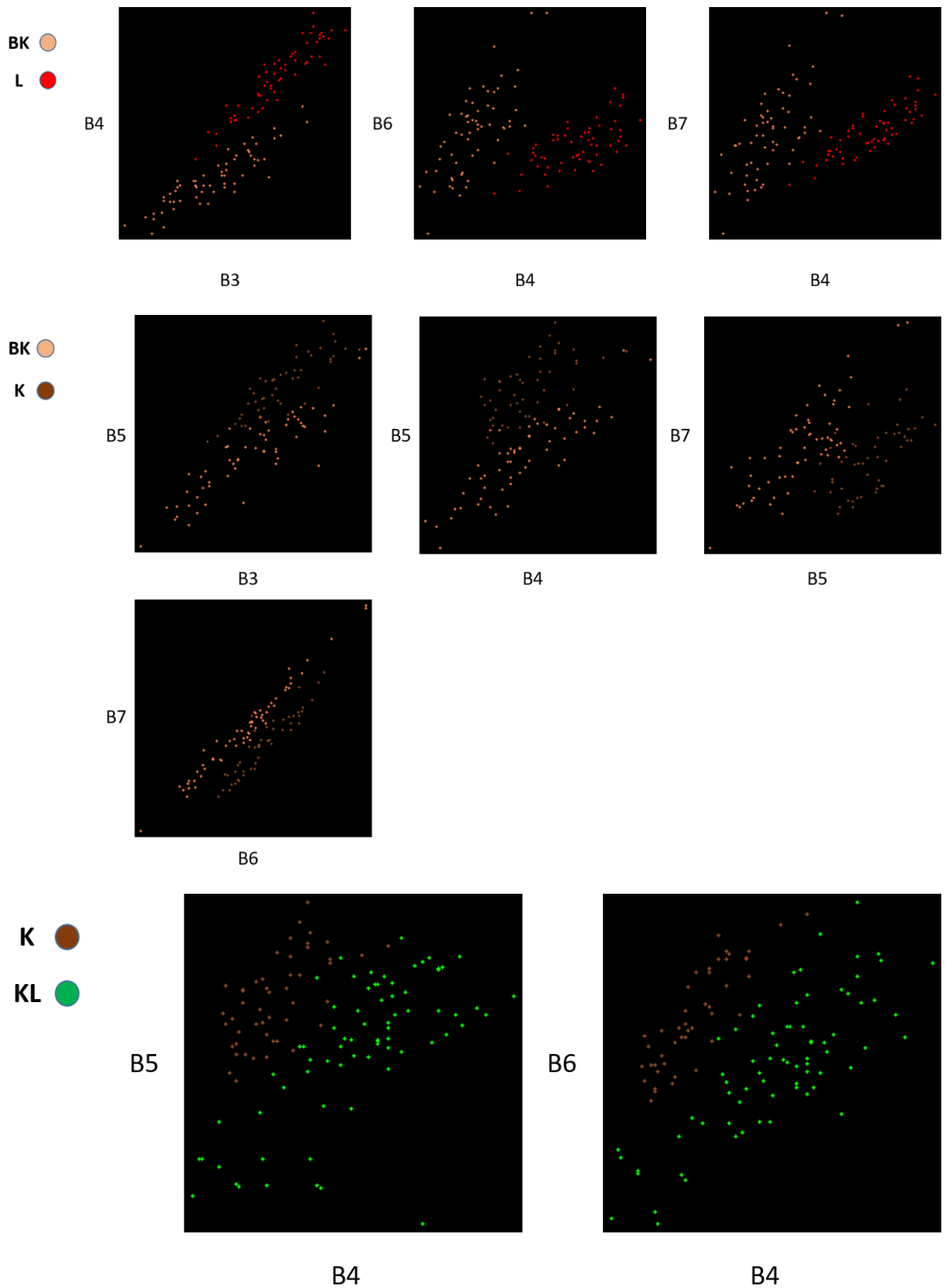
Kvantitativne mere pokazuju slično rastojanje između klasa, s tim da *Jeffries-Matusita* pokazuje nešto niže vrednosti. Najviša vrednost je 2, koja ukazuje na dobro razdvajanje između klasa, dok vrednosti ispod 1,5 ukazuju na slabije razdvajanje. Najbolje razdvajanje se zapaža između klasa K i L, i klasa BL i K, a prema *transformed divergence* i između klasa BK i L. Najmanje rastojanje je između BL i KL, i BK i KL, dok je u ostalim slučajevima nešto bolje razdvajanje.

Zarad jednostavnijeg prikaza, na slici 21 su data razdvajanja između klasa za kombinacije kanala u kojima je bolje razdvajanje. Kombinacije kanala u kojima razdvajanje nije bilo dobro ni u jednom slučaju su kanali 3 i 6, i kanali 3 i 7. Ostale kombinacije kanala pokrivaju nekoliko razdvajanja između klasa (najviše 5 od ukupno 10),

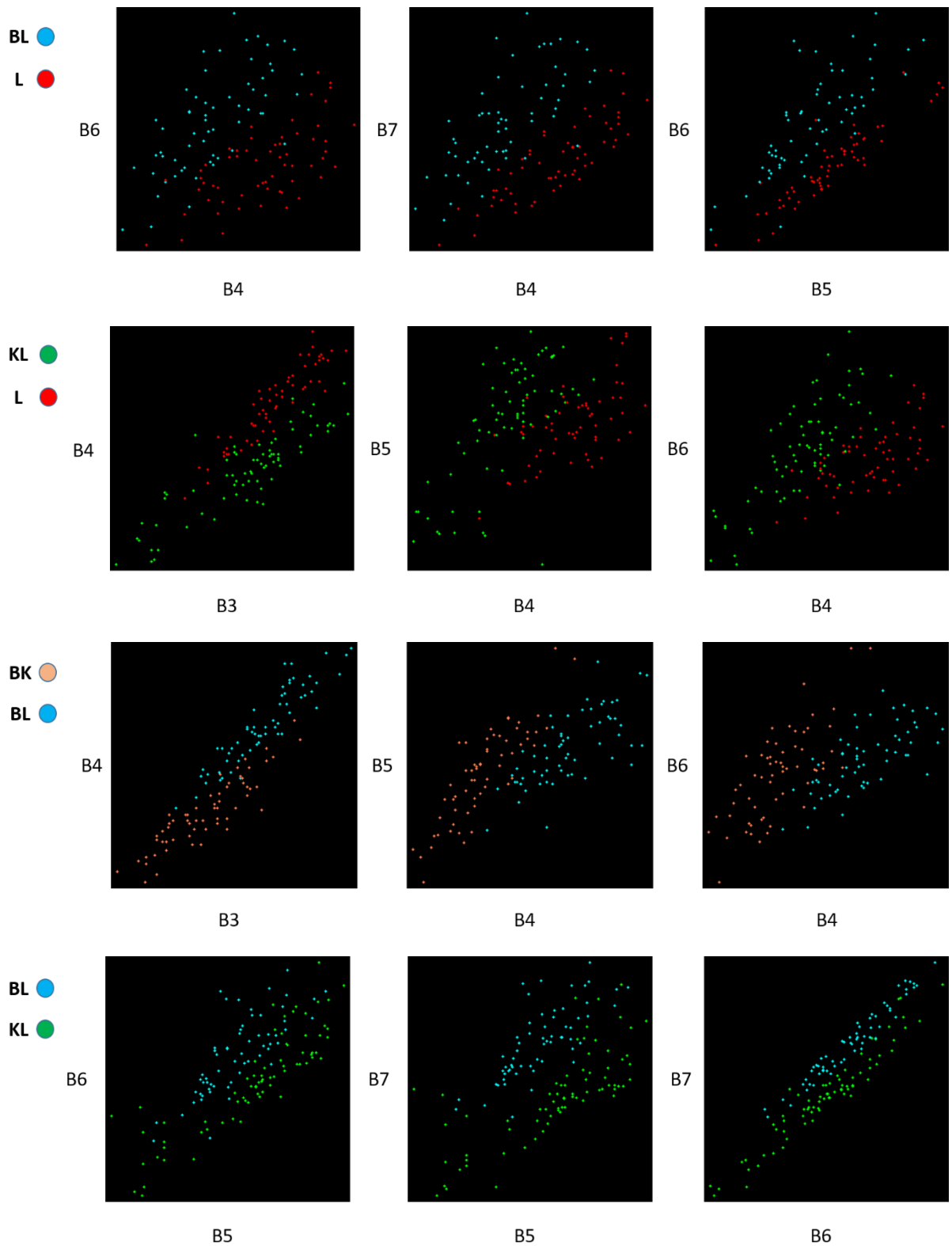
i razlikuju se prema parovima klasa za koje pokazuju dobro razdvajanje. Najmanje razdvajanja ima u kombinacijama kanala 3 i 5, kanala 5 i 6, i kanala 5 i 7, a najviše u kombinacijama kanala 3 i 4, 4 i 6, 4 i 7, 6 i 7.



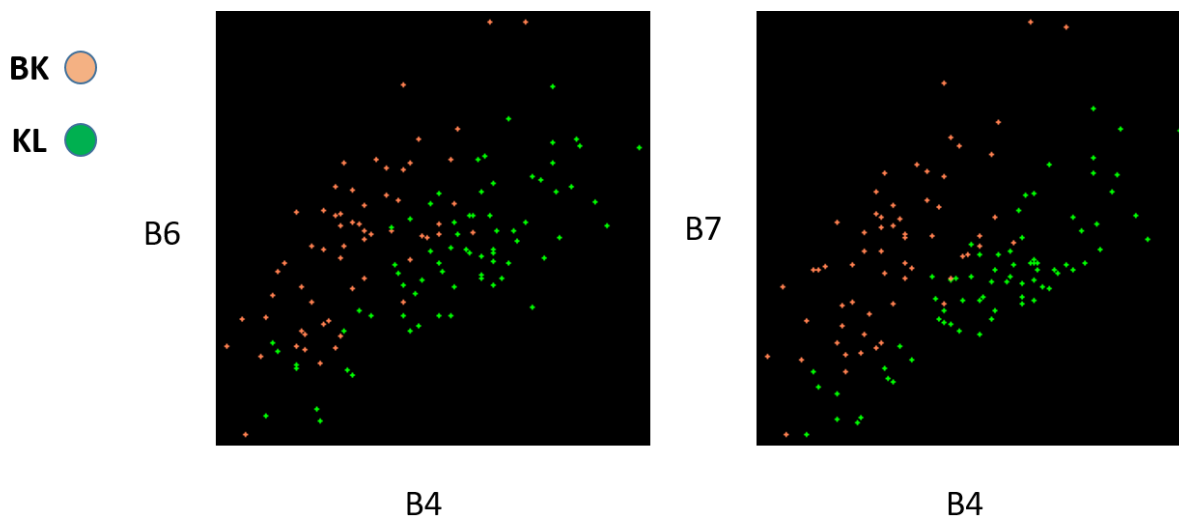
Slika 21. Kombinacije kanala sa najboljim razdvajanjem između različitih klasa.



Slika 21. Kombinacije kanala sa najboljim razdvajanjem između različitih klasa. Nastavak.



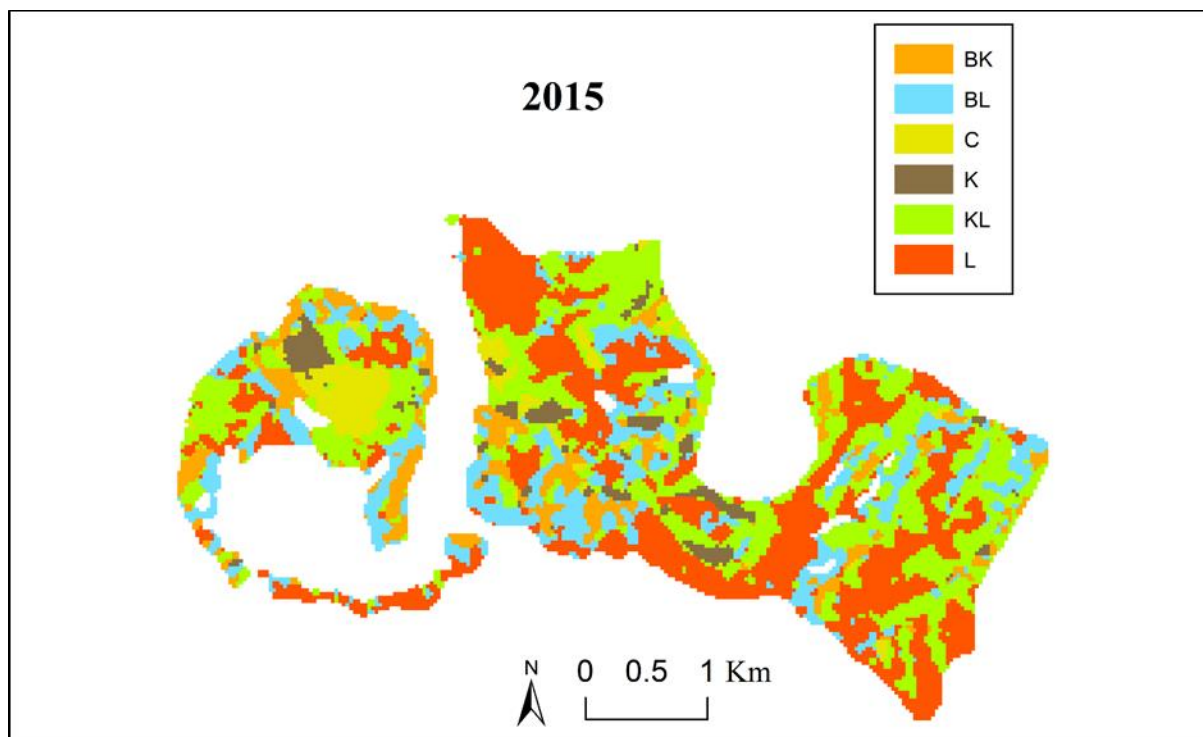
Slika 21. Kombinacije kanala sa najboljim razdvajanjem između različitih klasa. Nastavak.



Slika 21. Kombinacije kanala sa najboljim razdvajanjem između različitih klasa. Nastavak.

5.1.2.2. *Rezultati klasifikacije*

Mapa klasifikacije snimka iz 2015. godine je prikazana na slici 22. Na ovoj mapi su uključene i šume cera. Na ostalim slikama (23 i 24) su prikazane mape klasifikacije dobijene nakon isključenja ovih površina.



Slika 22. Mapa klasifikacije prema sastavu šuma za 2015. godinu. Površine koje fale na mapi su čiste seče identifikovane u multi-kolor kompozitu (slika 19). Legenda prikazuje klase: BK (bukva + hrast kitnjak), BL (bukva + srebrna lipa), C (cer), K (hrast kitnjak), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), L (srebrna lipa).

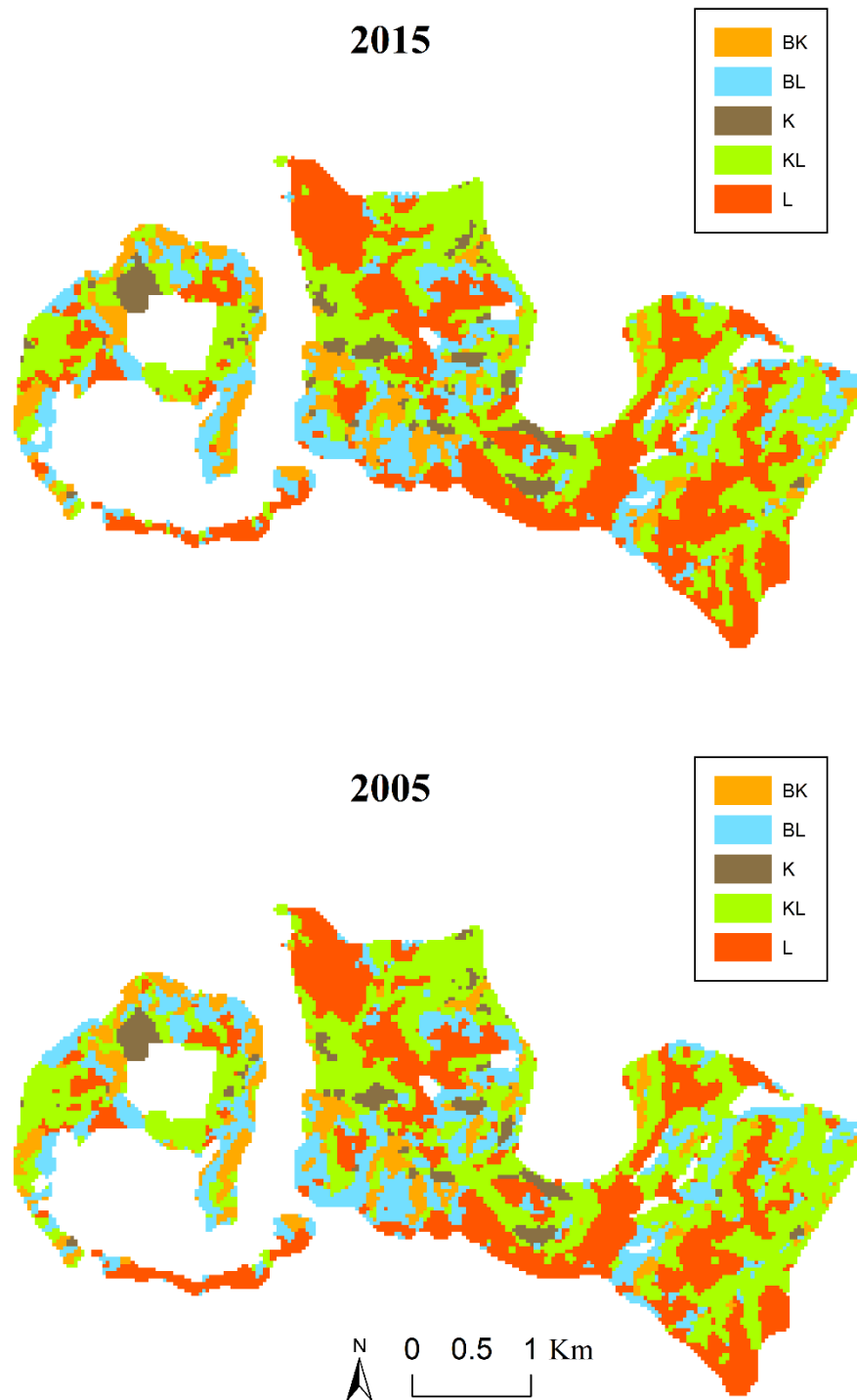
Zarad poređenja, na slici 23. su zajedno prikazane mape klasifikacije za 2015. i 2005. godinu, a na slici 24. mape klasifikacije za 2005. i 1994. godinu.

Ukupna preciznost klasifikacije za snimak iz 2015. je iznosila 94,5%, a Kappa koeficijent 0,93. Vrednosti za Kappa koeficijent se kreću između 0 i 1, a više vrednosti ukazuju na višu preciznost.

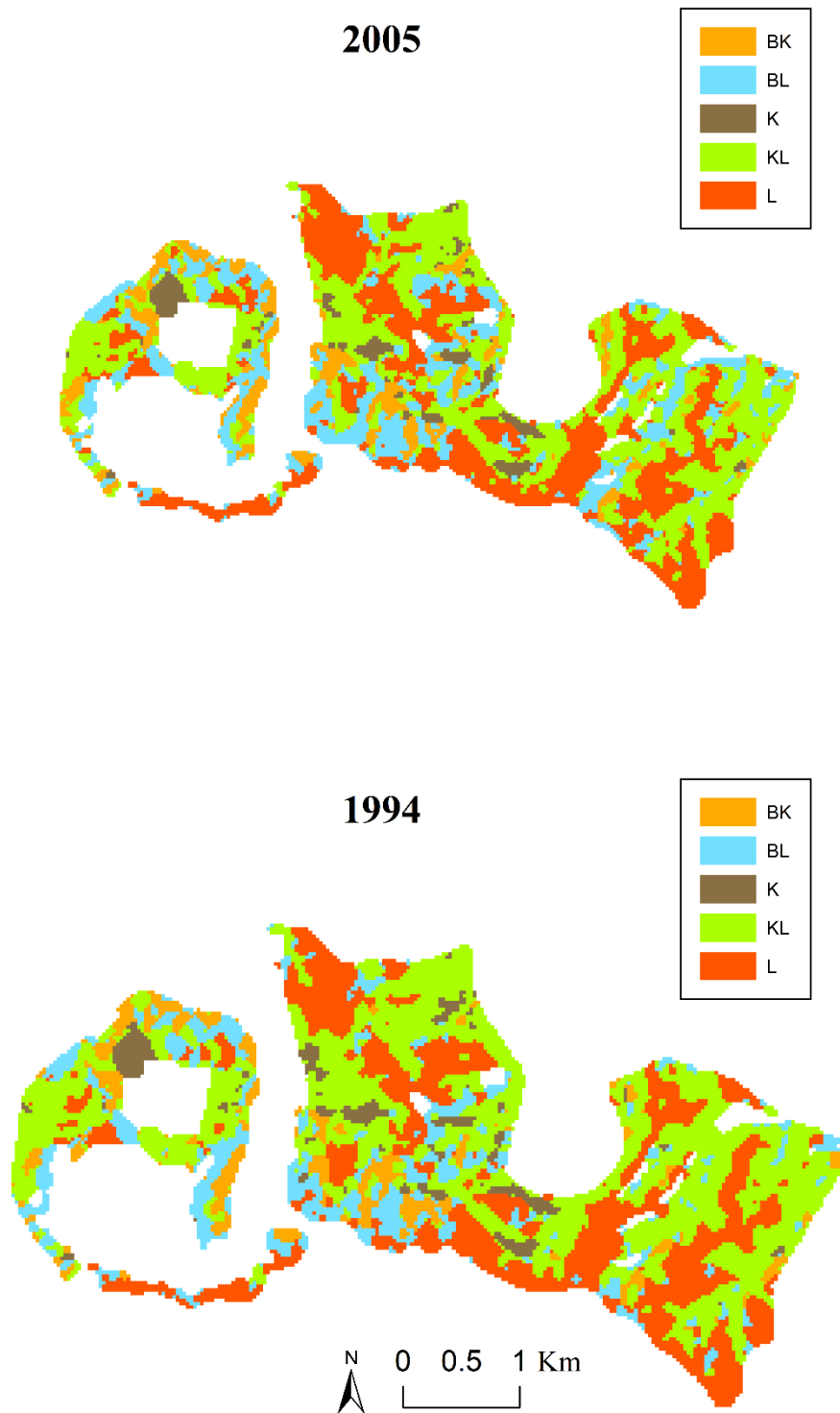
Proizvođačka i korisnička preciznost (tabela 9) su visoke za sve klase. Proizvođačka preciznost je najviša za klasu L (98,23%), a najmanja za klasu BK (90,54%). Korisnička preciznost je najviša u slučaju klasa KL, K i BK (sa vrednostima oko 95%), dok je za klase L i BL nešto manja (oko 93%).

U istoj tabeli je prikazana matrica grešaka. Po dijagonali su procentualno prikazani pikseli koji su tačno klasifikovani, dok su izvan dijagonale prikazane greške. Greške propusta su prikazane u kolonama (npr. 1.77% piksela koji su trebali da budu klasifikovani kao lipa, su isključeni iz te klase). Greške uključivanja su prikazane u redovima (npr. 2.7% piksela iz klase BK i 6.25 % piksela iz klase K su pogrešno svrstani u klasu KL).

Ako se posmatra nivo mešanja između pojedinih klasa (npr. klasa KL pogrešno klasifikovana kao BK), ono nije prisutno samo između klasa BL i K, i klasa K i L (tabela 10), a što je u skladu i sa prikazanim kvantitativnim merama rastojanja. Najviše mešanja ima između klasa BK i BL, i klasa KL i K, iako je rastojanje između ovih klasa bilo nešto više u odnosu na ostale klase za koje su greške klasifikacije bile manje.



Slika 23. Mape klasifikacije prema sastavu šume, za 2015. (gornja mapa) i 2005. (donja mapa). U legendi su date klase: BK (bukva + hrast kitnjak), BL (bukva + srebrna lipa), K (hrast kitnjak), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), L (srebrna lipa).



Slika 24. Mape klasifikacije prema sastavu šume za 2005 (gornja mapa) i 1994 (donja mapa). U legendi su date klase: BK (bukva + hrast kitnjak), BL (bukva + srebrna lipa), K (hrast kitnjak), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), KL (hrast kitnjak + srebrna lipa), L (srebrna lipa).

Tabela 9. Provera preciznosti klasifikacije

Tabela		Matrica grešaka			
	Trening podaci				
Podaci klasifikacije	BK	BL	K	KL	L
BK	90.54	3.57	0	0	0
BL	2.7	94.05	0	1.64	1.77
K	1.35	0	93.75	0.82	0
KL	2.7	0	6.25	94.26	0
L	2.7	2.38	0	3.28	98.23
	Proizvođačka preciznost (%)		Korisnička preciznost (%)		
BK	90.54			95.71	
BL	94.05			92.94	
K	93.75			95.74	
KL	94.26			95.83	
L	98.23			93.28	

Tabela 10. Nivo mešanja između klasa (od najvišeg ka najnižem).

	(%)
K-KL	7.07
BK-BL	6.27
BL-L	4.15
KL-L	3.28
BK-KL	2.7
BK-L	2.7
BL-KL	1.64
BK-K	1.35

5.1.3. Detekcija promena

Promene u sastavu šuma za analizirani deo Fruške gore u periodu između 1994. i 2005. godine su prikazane u tabeli 11. Promene za period između 2005. i 2015. godine su prikazane u tabeli 12.

Sa leve strane tabele su prikazane promene u hektarima, a sa desne strane promene u procentima. Početno stanje je prikazano u kolonama, a krajnje stanje u redovima. Npr. u tabeli 11, 18.32% površine iz klase K je prešlo u klasu KL. U tabeli je takođe prikazano ukupno početno stanje za svaku klasu i ukupno krajnje stanje. Npr., u istoj tabeli, ukupna početna površina za klasu KL je 504.63 ha, a krajnja 437.67 ha. Ukupno krajnje stanje je suma piksela koji su ostali u određenoj klasi i onih koji su joj dodati. Desna strana ove kolone prikazuje krajnju vrednost za datu površinu, dok leva prikazuje krajnje stanje

računajući samo piksele koji su ušli u analizu, pa ova suma nije uvek 100%. Ovo je zbog toga što je neznatan broj piksela maskiran nakon primene filtera na klasifikovanu mapu, pa ti pikseli nisu ušli u analizu promene. Radi se o vrlo malom broju piksela (najviše 1% po klasi nije ušlo u analizu promene).

U tabelama je takođe prikazana ukupna promena po klasi, tj. koliko ukupno je prešlo iz početne klase u druge klase (npr. u tabeli 11, iz klase KL je ukupno 25.91% prešlo u druge klase). Na samom dnu tabele je prikazana razlika između krajnjeg i početnog stanja za svaku klasu (npr. u tabeli 11, površina KL je smanjena za 13.66%).

Za period između 1994. i 2005. godine, najmanje promene je doživela klasa L, tj. 88.21% je ostalo nepromenjeno. Najveće promene je doživela klasa BK (ukupno 30.88% je prešlo u druge klase). Najveći prelaz iz klase BK je u klasu KL (17.84%), iz klase BL u L (9.05%), iz K u KL (18.32%), iz KL u L (5.85%), i iz L u KL (6.53%).

Za period između 2005. i 2015. godine, najmanje promene je doživela klasa L, tj. 94.6% površine je ostalo nepromenjeno. Najveće promene su doživele klasa BK (25.7% je prešlo u druge klase) i BL (24.1% je prešlo u druge klase). Ako se posmatraju prelazi iz jedne klase u drugu, najveći prelaz iz klase BK je u klasu KL (15.73%), iz klase BL u klasu KL (9.14%), iz K u KL (10.32%), iz KL u L (8.55%), i iz L u KL (2.97%).

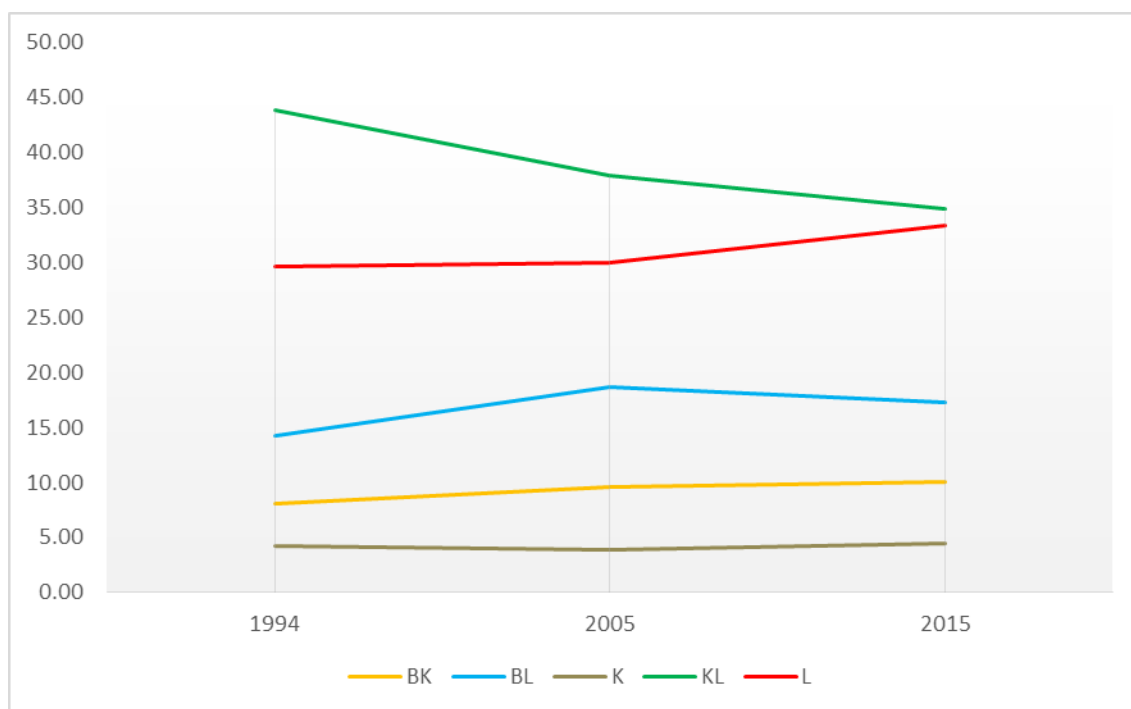
Tabela 11. Brojčano izražene promene u sastavu šuma između 1994. i 2005. godine.

		1994										2005														
		(ha)					Ukupna krajnja površina					Ukupna krajnja površina					Ukupna krajnja površina									
		BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L
BK		63.45	11.16	4.14	29.97	0.18	69.12	6.89	8.42	5.94	0.05	108.9	110.16	69.12	6.89	8.42	5.94	0.05	0.05	0.05	0.05	98.86	98.86	100.00	100.00	100.00
BL		11.34	121.86	0.9	62.19	17.73	12.35	75.18	1.83	12.32	5.21	214.02	215.73	12.35	75.18	1.83	12.32	5.21	5.21	5.21	5.21	99.21	99.21	100.00	100.00	100.00
K		0.18	0.18	35.1	9.09	0	0.20	0.11	71.43	1.80	0.00	44.55	44.55	0.20	0.11	71.43	1.80	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
KL		16.38	14.22	9	373.86	22.23	17.84	8.77	18.32	74.09	6.53	435.69	437.67	17.84	8.77	18.32	74.09	6.53	6.53	6.53	6.53	99.55	99.55	100.00	100.00	100.00
L		0.45	14.67	0	29.52	300.42	0.49	9.05	5.85	88.21	88.21	345.06	345.87	0.49	9.05	5.85	88.21	88.21	88.21	88.21	88.21	99.77	99.77	100.00	100.00	100.00
Ukupna početna površina		91.8	162.09	49.14	504.63	340.56	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00			100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00						
Promena po klasi		28.35	40.23	14.04	130.77	40.14	30.88	24.82	28.57	25.91	11.79			30.88	24.82	28.57	25.91	11.79	11.79	11.79						
Razlika između krajnjeg i početnog stanja		17.1	51.93	-4.59	-68.94	4.5	18.63	32.04	-9.34	-13.66	1.32			18.63	32.04	-9.34	-13.66	1.32	1.32	1.32						

Tabela 12. Brojčano izražene promene u sastavu šuma između 2005 i 2015.godine.

		2005														
		(ha)					Ukupna krajnja površina					Ukupna krajnja površina				
		BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L
		2015														
		BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L
		2005														
		(ha)					Ukupna krajnja površina					Ukupna krajnja površina				
		BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L	BK	BL	K	KL	L
BK		81.18	12.15	0.54	19.98	0.36	114.21	115.47	74.30	5.68	1.21	4.60	0.10	98.91	100.00	
BL		7.38	162	0.36	19.71	8.01	197.46	199.35	6.75	75.79	0.81	4.53	2.32	99.05	100.00	
K		2.88	0.9	38.97	8.55	0	51.3	51.3	2.64	0.42	87.65	1.97	0.00	100.00	100.00	
KL		17.19	19.53	4.59	349.38	10.26	400.95	402.57	15.73	9.14	10.32	80.36	2.97	99.60	100.00	
L		0.63	19.17	0	37.17	326.52	383.49	385.02	0.58	8.97	0.00	8.55	94.60	99.60	100.00	
Ukupna početna površina		109.26	213.75	44.46	434.79	345.15			100.00	100.00	100.00	100.00	100.00			
Promena po klasi		28.08	51.75	5.49	85.41	18.63			25.70	24.21	12.35	19.64	5.40			
Razlika između krajnjeg i početnog stanja		4.95	-16.29	6.84	-33.84	38.34			4.53	-7.62	15.38	-7.78	11.11			

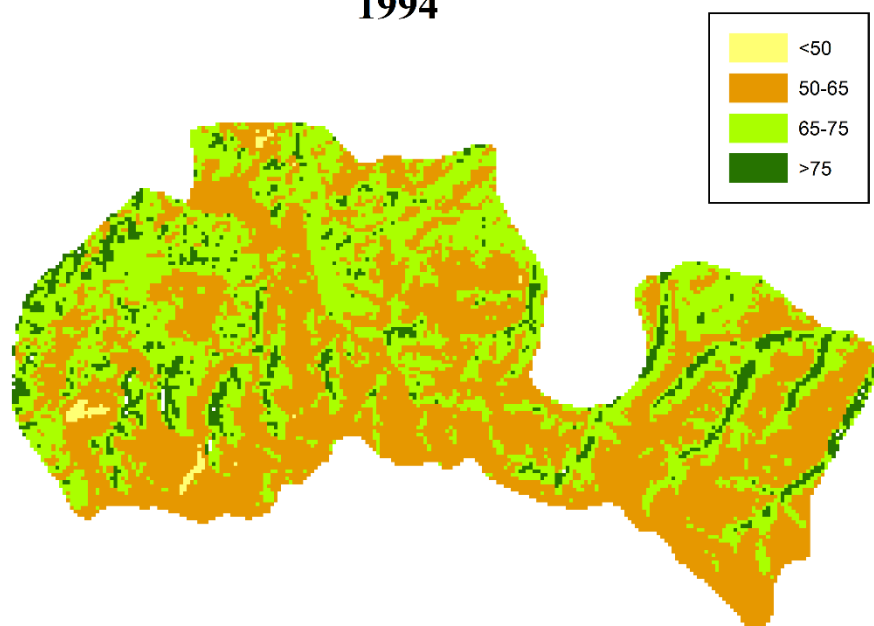
Ako se posmatra razlika između krajnjeg i početnog stanja (slika 25), u periodu između 1994. i 2005. godine došlo je do povećanja površine za klase BL, BK i L (poređano od najvišeg ka najnižem), a do smanjenja površine za klase KL i K (poređano od najvišeg ka najnižem). Za period od 2005. do 2015. godine, do povećanja je došlo za klase K, L i BK (poređano od najvišeg ka najnižem), a do smanjenja za klase KL i BL (skoro jednako smanjenje za obe klase).



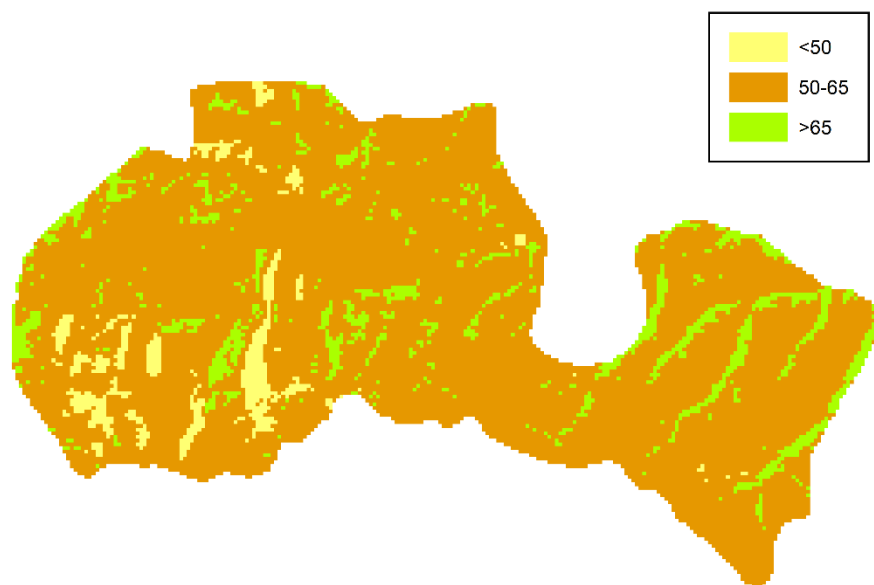
Slika 25. Promene u zastupljenosti različitih tipova šuma od 1994. do 2015. godine.

5.1.4. Model gustine krune šume

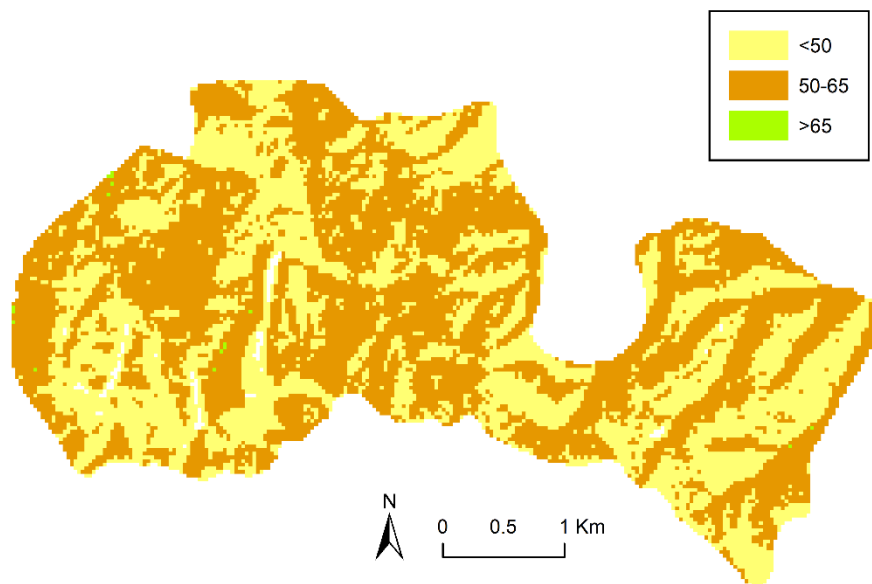
1994



2005



2015

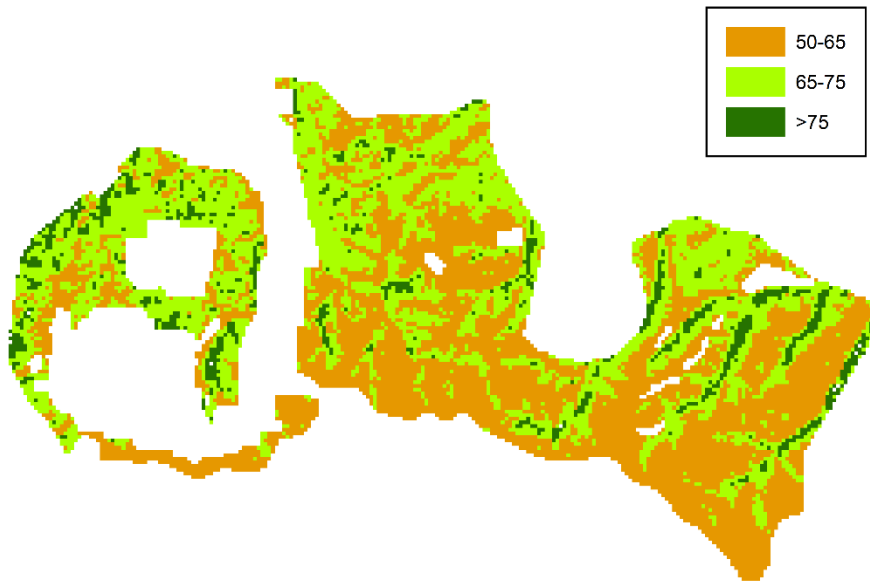


Slika 26. Promene u gustini krune šume od 1994. do 2015. godine. Legenda prikazuje nivo gustine krune.

Slika 26. ukazuje na promene u gustini krune za period od 20 godina, gde se vidi postepeno proređivanje šume od 1994. godine ka 2015. Klasa koja predstavlja najveću gustinu krune šume (>75%) je potpuno nestala na prelazu između 1994. i 2005. godine. Na prelazu između 2005. i 2015. godine, dolazi i do skoro potpunog gubitka klase sa gustinom krune >65%, tako da u 2015. preovlađuju šume manje gustine krune.

Na slici 27. su prikazane promene kada se isključe površine na kojima je identifikovana čista seča, a koje su bile identifikovane putem više-vremenskog kolor kompozita (slika 18).

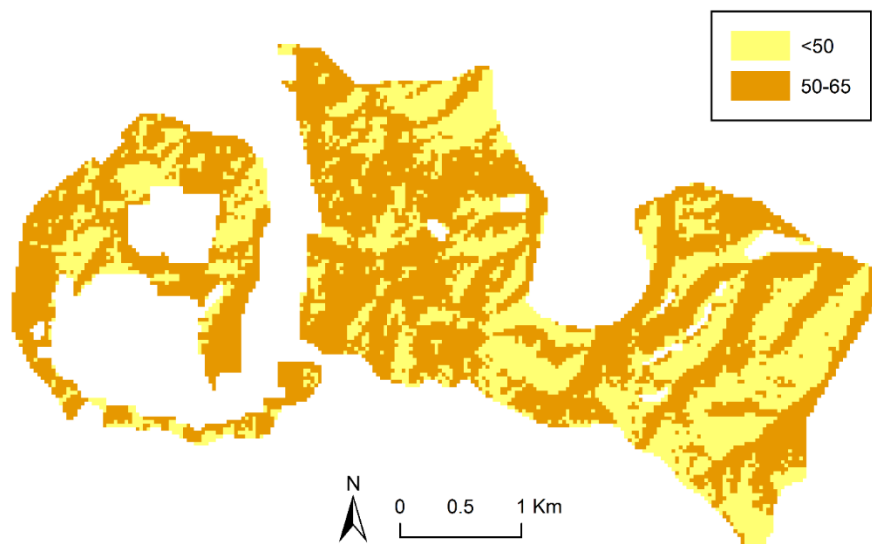
1994



2005



2015



Slika 27. Promene u gustini krune šume od 1994. do 2015. Prikaz bez površina na kojima je identifikovana čista seča.

Iz priloženog se da primetiti da je ovim isključenjem, na prelazu između 1994. i 2005. godine, potpuno uklonjena klasa sa najmanjom gustinom krune šume (<50), što znači da ova klasa gustine krune prikazuje mlade šume. Međutim, na prelazu između 2005. i 2015. godine, primenom maske za mlade šume, nije došlo do isključenja klase sa najnižom gustinom krune, a što ukazuje na to da je na ovim površinama došlo do dodatnog proređivanja šume. Podaci sa terena potvrđuju da se ovde ne radi o toliko mladim šumama, već su u pitanju proređenije i niže šume.

U tabelama 13. i 14. su procentualno prikazane promene u gustini krune šume za suženi deo mape, a u kom su posmatrane šume u kojima se sprovode prebirne seče. U tabeli 13. su prikazane promene između 1994. i 2005. godine, a u tabeli 14. promene između 2005. i 2015. godine. Rezultati se čitaju isto kao za tabele 11 i 12.

Tabela 13. Promene u gustini krune šume između 1994. i 2005. godine.

		1994						2005								
		(ha)			Ukupna krajnja površina			50-65			65-75			>75		
		50-65	65-75	>75	Ukupna krajnja površina	Ukupna krajnja površina	Ukupna krajnja površina	50-65	65-75	>75	50-65	65-75	>75	Ukupna krajnja površina	Ukupna krajnja površina	Ukupna krajnja površina
	50-65	589.86	423.81	27.45	1041.12	1041.21	1041.21	98.53	86.39	33.08	99.99	100.00	100.00			
	65-75	8.82	66.15	51.57	126.54	127.26	127.26	1.47	13.48	62.15	99.43	100.00	100.00			
	>75	0.00	0.63	3.96	4.59	5.13	5.13	0.00	0.13	4.77	89.47	100.00	100.00			
	Ukupna početna površina	598.68	490.59	82.98				100.00	100.00	100.00						
	Promena po klasi	8.82	424.44	79.02				1.47	86.52	95.23						
	Razlika između krajnjeg i početnog stanja	442.53	-363.33	-77.85				73.92	-74.06	-93.82						

Tabela 14. Promene u gustini krune šume između 2005. i 2015. godine

		2005						2015					
		(ha)			Ukupna krajnja površina			Ukupna krajnja površina			Ukupna krajnja površina		
		<50	50-65	>65	<50	50-65	>65	<50	50-65	>65	<50	50-65	>65
		Ukupna krajnja površina			Ukupna krajnja površina			Ukupna krajnja površina			Ukupna krajnja površina		
	<50	0.99	445.77	0.09	446.85	446.85	446.85	100.00	42.81	0.07	100.00	100.00	100.00
	50-65	0.00	595.35	126.72	722.07	727.02	727.02	0.00	57.18	99.58	99.32	99.32	100.00
	>65	0.00	0.09	0.45	0.54	0.72	0.72	0.00	0.01	0.35	75.00	75.00	100.00
	Ukupna početna površina	0.99	1041.21	127.26				100.00	100.00	100.00			
	Promena po klasi	0.00	445.86	126.81				0.00	42.82	99.65			
	Razlika između krajnjeg i početnog stanja	445.86	-314.19	-126.54				45036.36	-30.18	-99.43			

Za period između 1994. i 2005. godine, najmanje promene je doživela klasa sa gustinom krune 50-65%, dok je najveće promene doživela klasa sa najvećom gustinom krune. Čak 95% površine iz ove klase je prešlo u klase sa manjom gustinom krune (62% je prešlo u klasu sa gustinom krune 65-75%, a 33% u klasu gustine krune 50-65%). Značajnu promenu je doživela i klasa gustine krune 65-75%, iz koje je čak 86% površine prešlo u klasu manje gustine krune. Prelazi iz klasa niže gustine ka klasama više gustine skoro i da ne postoje.

U periodu između 2005. i 2015. godine se pojavljuju se šume sa manjom gustinom krune, a koje prethodno nisu postojale, tj. klasa sa gustinom krune <50%. Klase sa najvećom gustinom krune su skoro potpuno nestale, tj. došlo je do prelaza u gustinu krune šume 50-65%. Iz klase sa gustinom krune 50-65%, 43% je prešlo u klasu sa najmanjom gustinom krune.

Generalno, posmatrajući razliku između krajnjeg i početnog stanja, u periodu između 1994. i 2005. godine, povećanje je doživela samo klasa sa gustinom krune 50-65%, dok su šume sa većom gustinom krune u opadanju. Između 2005. i 2015. godine se trend prelaza u šume sa manjom gustinom krune nastavlja, pri čemu se pojavljuju šume sa još nižom gustinom krune, koje u prethodnom periodu nisu registrovane.

5.1.5. Funkcionalne karakteristike

U tabeli 15. je prikazana osnovna statistika i test normalnosti za odabrane funkcionalne karakteristike vrsta. U svim slučajevima, vrednosti karakteristika imaju normalnu distribuciju ($p > .05$).

Tabela 15. Funkcionalne karakteristike vrsta. Osnovna statistika i testovi normalnosti.

		Deskriptivna statistika						Test normalnosti		
Vrsta	Karakteristike	Minimum	Maksimum	Srednja vrednost	Standardna devijacija	95% Interval poverenja		Shapiro-Wilk		
						donja granica	gornja granica	Statistika	df	Sig.
<i>Tilia tomentosa</i>	Hmax (m)	24.60	35.90	29.78	3.40	28.38	31.18	.934	25	.106
	LDMC (g/g)	0.37	0.46	0.42	0.03	0.41	0.43	.951	25	.259
	SLA (cm ² /g)	119.99	188.50	150.48	20.54	142.01	158.96	.937	25	.127
	N (%)	2.63	3.52	3.03	0.26	2.92	3.14	.949	25	.244
	P (%)	0.02	0.12	0.07	0.02	0.06	0.08	.967	25	.567
<i>Fagus sylvatica</i>	Hmax (m)	24.30	39.40	31.48	4.00	30.06	32.89	.972	33	.546
	LDMC (g/g)	0.43	0.54	0.49	0.03	0.48	0.50	.975	33	.623
	SLA (cm ² /g)	94.02	184.62	138.98	23.93	130.49	147.46	.964	33	.333
	N (%)	2.11	2.93	2.48	0.24	2.39	2.56	.954	33	.178
	P (%)	0.02	0.06	0.04	0.01	0.04	0.05	.980	33	.774
<i>Quercus petraea</i>	Hmax (m)	25.02	32.60	28.78	2.01	28.02	29.55	.975	29	.687
	LDMC (g/g)	0.42	0.50	0.46	0.02	0.45	0.47	.955	29	.243
	SLA (cm ² /g)	93.13	147.16	121.26	16.00	115.17	127.34	.954	29	.227
	N (%)	2.15	3.12	2.64	0.27	2.54	2.74	.968	29	.511
	P (%)	0.01	0.09	0.05	0.02	0.04	0.06	.967	29	.487
<i>Carpinus betulus</i>	Hmax (m)	22.20	29.10	25.49	2.44	23.23	27.75	.963	7	.847
	LDMC (g/g)	0.42	0.48	0.45	0.02	0.43	0.47	.946	7	.692
	SLA (cm ² /g)	142.85	181.29	160.29	16.64	144.90	175.69	.845	7	.111
	N (%)	2.28	3.01	2.61	0.26	2.37	2.85	.966	7	.867
	P (%)	0.03	0.06	0.05	0.01	0.04	0.06	.895	7	.303

Stepen različitosti između vrsta prema karakteristikama je prikazan u tabeli 16. Takođe je prikazana njegova srednja vrednost, koja se dobija uzimajući u obzir sve karakteristike zajedno. Vrednost 1 ukazuje na potpunu razliku, dok vrednost nula ukazuje na jednakost. U ovom slučaju, nisu ustanovljene potpune razlike ni za jednu karakteristiku, već samo viši ili niži nivo različitosti. Najveća razlika je ustanovljena između *T. tomentosa* i *F. moesiaca* za LDMC, i između *Q. petraea* i *C. betulus* za SLA. Najmanja razlika je ustanovljena za N između *Q. petraea* i *C. betulus*.

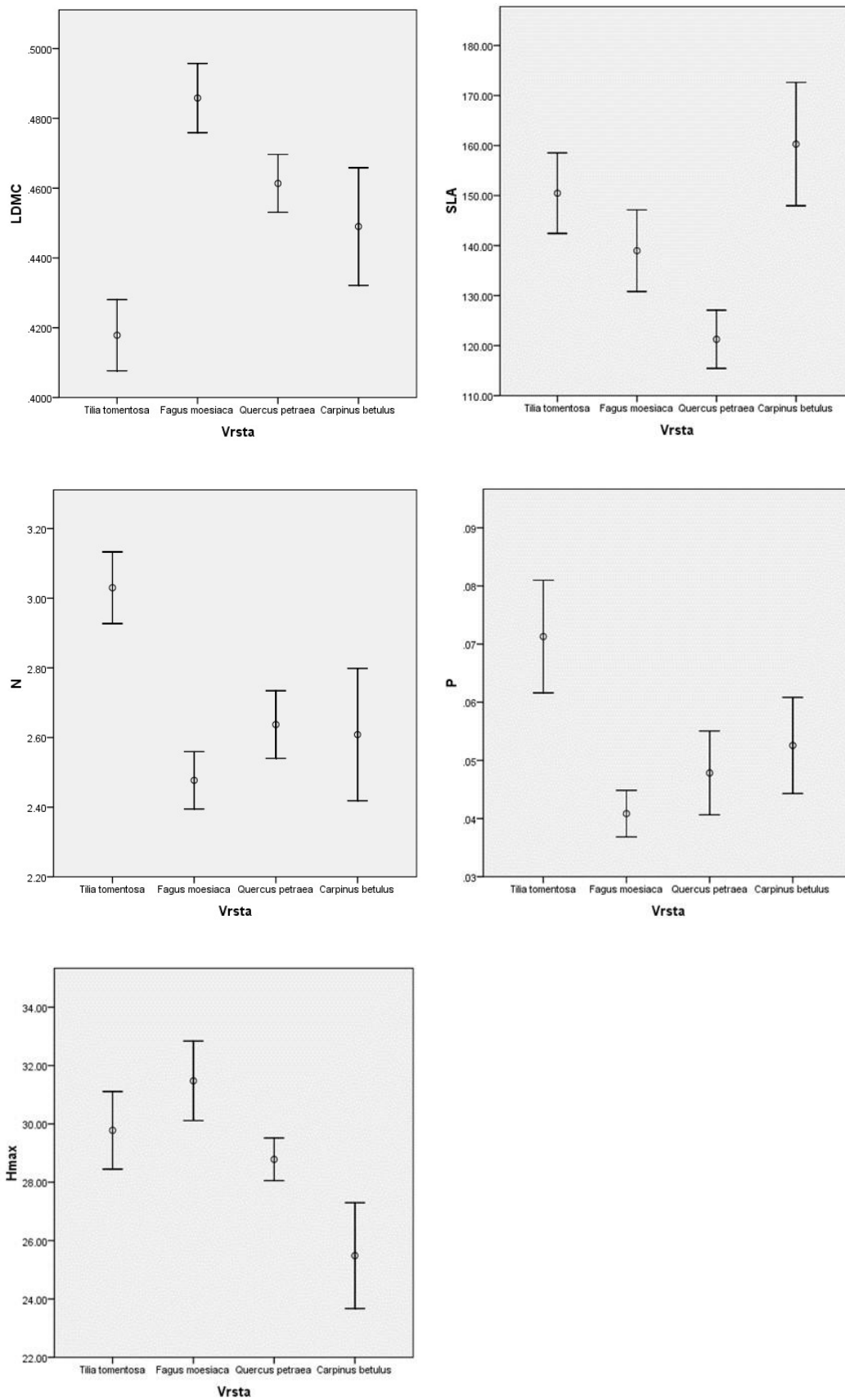
Tabela 16. Stepen različitosti između vrsta prema karakteristikama, i prema srednjoj vrednosti za sve karakteristike.

Vrsta 1	Vrsta 2	LDMC (g/g)	SLA (cm ² /g)	N%	P%	H _{max} (m)	Srednja vrednost
L	B	0.78	0.21	0.73	0.64	0.19	0.48
L	K	0.63	0.58	0.54	0.41	0.28	0.44
L	G	0.48	0.22	0.58	0.50	0.55	0.51
B	K	0.37	0.37	0.25	0.29	0.44	0.33
B	G	0.53	0.42	0.21	0.39	0.66	0.52
K	G	0.21	0.77	0.05	0.29	0.55	0.46

Vrednosti bliže 1 (veći stepen razlike) su zadebljane. Sa L je označena *T. tomentosa*, B je *F. moesiaca*, K je *Q. petraea*, i G je *C. betulus*.

Gledajući prema karakteristikama, za LDMC je najveća razlika između *T. tomentosa* i *F. moesiaca*, a najmanja između *Q. petraea* i *C. betulus*. Za SLA, najveća razlika je između *Q. petraea* i *C. betulus*, a najmanja između *T. tomentosa* i *F. moesiaca*, kao i između *T. tomentosa* i *C. betulus*. Za N je najveća razlika između *T. tomentosa* i *F. moesiaca*, a najmanja između između *Q. petraea* i *C. betulus*. Za P, najveća razlika je između *T. tomentosa* i *F. moesiaca*, a najmanja između *F. moesiaca* i *Q. petraea*, kao i *Q. petraea* i *C. betulus*. Za H_{max} najveća razlika je između *F. moesiaca* i *C. betulus*, a najmanja između *T. tomentosa* i *F. moesiaca*. Na slici 27. su prikazane razlike između vrsta za pojedinačne karakteristike.

Ako se posmatra srednja vrednost, kojom se uzimaju u obzir sve karakteristike, najveći stepen različitosti je između *F. moesiaca* i *C. betulus*, i *T. tomentosa* i *C. betulus*. Najveća sličnost je između *F. moesiaca* i *Q. petraea*.



Slika 28. Grafički prikaz. Poređenje vrsta prema pojedinačnim karakteristikama.

5.1.6. Analiza uticaja proređivanja šume na funkcionalnu kompoziciju

Samo u slučaju CWM (H_{\max}), Mauchly test je pokazao da je pretpostavka sferičnosti bila narušena ($\chi^2(2) = 1.92, p < .05$), te je stepen slobode korigovan primenom Greenhouse-Geisser-ove procene. U ostalim slučajevima, test sferičnosti je zadovoljen: CWM (LDMC) ($\chi^2(2) = .51, p > .05$), CWM (SLA) ($\chi^2(2) = 1.95, p > .05$), CWM (N) ($\chi^2(2) = .35, p > .05$), CWM (P) ($\chi^2(2) = .28, p > .05$).

Rezultati ukazuju na značajan efekat proređivanja na CWM za LDMC ($F(2, 166) = 5.01, p < .05$), za N ($F(2, 166) = 4.35, p < .05$), za P ($F(2, 166) = 3.76, p < .05$), i za H_{\max} ($F(1.86, 154.75) = 8.5, p < .05$). Za SLA nije utvrđen značajan efekat ($F(2, 166) = q.04, p > .05$).

Ponovljeni kontrast (tabela 17) otkriva značajan efekat prvog proređivanja: za LDMC ($F(1, 83) = 8.84, p < .05$), za N ($F(1, 83) = 7.5, p < .05$), za P ($F(1, 83) = 6.39, p < .05$), za H_{\max} ($F(1, 83) = 13.57, p < .05$). Za drugo proređivanje nije ustanovljen značajan efekat, osim za H_{\max} : LDMC ($F(1, 83) = .75, p > .05$), N ($F(1, 83) = .47, p > .05$), P ($F(1, 83) = .28, p > .05$), H_{\max} ($F(1, 83) = 6.23, p < .05$). Tabela. 17 Efekat proređivanja šume na CWM indikator. Ponovljeni kontrast.

Tabela 17. Efekat proređivanja šume na CWM indikator.

Karakteristika	Δ CWM (%)			
	I proređivanje	P	II proređivanje	P
LDMC (g/g)	0.72±0.24	.004	-0.18±0.22	.389
SLA (cm ² /g)	0.40±0.36	.302	-0.43±0.30	.141
N (%)	-0.85±0.31	.008	0.24±0.31	.494
P (%)	-2.05±0.85	.013	0.71±0.88	.597
Hmax (m)	0.61±0.17	.000	-0.31±0.13	.015

U tabeli su prikazane za svaku karakteristiku relativne vrednosti promena CWM sa standardnom greškom, i P-vrednosti GLM (zadebljano kada je $p < .05$).

Nakon prvog proređivanja, vrednosti za LDMC, SLA i H_{\max} rastu, dok nakon drugog proređivanja opadaju. Nasuprot tome, vrednosti za N i P opadaju nakon prvog proređivanja, dok nakon drugog proređivanja rastu.

5.2. Analiza integrisanja konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama

Sprovedeno je 10 intervjua sa rukovodiocima u službi poslova zaštite. Intervjui su sprovedeni 2015. godine, pa treba imati u vidu da je neko vreme od tad prošlo, ali se ne očekuju da bi noviji podaci ukazali na značajne razlike. Uključeno je 5 različitih preduzeća, uključujući javna preduzeće za gazdovanje šumama i nacionalne parkove. Pošto je obećana anonimnost, identitet osoba sa kojima su rađeni intervjui se neće otkrivati, niti će se navoditi zaštićena područja koja su uključena. Podaci iz intervjua su sumarizovani prema glavnim temama koje su bile pokriveno intervjui: 1) ljudski resursi, 2) opremljenost, 3) eksterni resursi, 4) finansijski resursi, 5) procedure gazdovanja.

Ljudski resursi za sprovođenje poslova zaštite su još uvek vrlo slabi. U svim zaštićenim područjima je najjače zastupljena šumarska struka, što se objašnjava glavnom delatnošću javnih preduzeća. U javnim preduzećima za gazdovanje šumama nema zaposlenih stručnjaka za pitanja biodiverziteta. Ti poslovi su dodeljeni ljudima koji su zaduženi i za druge poslove u šumama (oko 10% od ukupnog broja zaposlenih), ali nema indikacija o tome da se oni šalju na obučavanja za specifične poslove, ili da se investira u nova znanja, a koja se prevashodno tiču očuvanja biološke raznovrsnosti. Čini se da ovo najviše zavisi od samoinicijative i nivoa zainteresovanosti ljudi angažovanih za te poslove. Pozitivno je što ima i takvih primera, a koji su okarakterisani kao „zaludnici“. U slučaju nacionalnih parkova, nedostatak odgovarajućih ljudskih resursa je možda više zabrinjavajući, npr. samo 1 biolog za sprovođenje poslova zaštite. U jednom slučaju nacionalnog parka je iznet stav da ima previše „neradne snage“, jer se ljudi zapošljavaju na osnovu drugih kriterijuma od onih stručnih (politika, nepotizam). Glavni argument za trenutnu situaciju manjka ljudskih resursa su nedovoljni finansijski resursi. Vladajući stav je da zapošljavanje stručnjaka za biodiverzitet treba da finansira država. Drugim rečima, prihodi od glavne aktivnosti (korišćenje šuma) nisu tome namenjeni. Ovo ukazuje na to da javna preduzeća ne prepoznaju dovoljno potrebu za očuvanje biodiverziteta, tj. još uvek ne postoji podsticaj za investiranje u biodiverzitet.

Opremljenost je bila nešto bolje ocenjena. U svim slučajevima se navodi da su prisutni pomaci u odnosu na prethodne godine. Postoji težnja za primenom novih tehnologija kojima bi se olakšale procedure gazdovanja, a koje bi mogle biti značajne i iz konzervacionog ugla gledišta. Za redovan monitoring, čak i ako je usmeren samo na praćenje stanja šuma, interni kapaciteti su slabi. U tome se više oslanja na **eksterne resurse**, uglavnom šumarske naučne institucije, koje su opremljene za takve potrebe. Većina ispitanika ovom tipu resursa pridaje značajnu ulogu. Značajna uloga se pridaje i Zavodu za zaštitu prirode, a koji je glavni izvor informacija kada je u pitanju zaštita. Saradnja sa ovom institucijom je pozitivno ocenjena. Saradnja sa biološkim naučnim institucijama je takođe spomenuta, ali se kritikuje to što se većina aktivnosti svodi na popise flore ili faune. Takvim aktivnostima se pridaje značaj najviše iz ugla prezentacije područja. Nedostatak je što iz njih ne proizilaze uputstva za dalje aktivnosti.

Finansijski resursi su generalno ocenjeni kao slabi. Samo u jednom slučaju je iznet stav da bi ti resursi mogli biti dovoljni, ali ne postoji volja da se oni koriste za izgradnju potrebnih kapaciteta. Najviše se finansira iz glavne delatnosti, dok država finansira oko 20% (količina sredstava varira iz godine u godinu), a čime se najviše može pokriti čuvarska služba i aktivnosti na uređivanju prostora. Međutim, situacija se poboljšala vremenom, posebno od uvođenja naknada za korišćenje prostora. U dva slučaja je ovo pomenuto kao značajan izvor prihoda. Ostalo se vezuje za povremene projekte (međunarodne organizacije, svetska banka), koji su najviše usmereni na promociju, edukaciju, turizam, jer je to ono što je najčešće traženo; mnogo manje se finansiraju konzervacioni projekti.

Procedure gazdovanja reflektuju tradicionalno šumarsko gazdovanje, koje se oslanja na ustaljene procedure i hijerarhijsku organizaciju, a koja ne daje mnogo prostora za eksperimentisanje u drugim pravcima. Zaštita prirode je u tim procedurama prisutna samo do mere koja je definisana Zakonom o zaštiti prirode, a što se uglavnom odnosi na to šta je dozvoljeno a šta ne. Nema mnogo reči o konkretnim konzervacionim merama. Pitanje koje ostaje otvoreno je šta su stvarni razlozi za izostanak konzervacionih mera, kao što je npr. aktivno gazdovanje mrtvim drvetom, usklađivanje korišćenja šuma sa potrebama očuvanja staništa vrsta od značaja za zaštitu itd. Stavovi o tome su podeljeni, ali verovatno da podjednako doprinose trenutnom stanju. S jedne strane je to nepostojanje standarda biodiverziteta i konkretnih smernica za realizaciju takvih ciljeva, a i sami ciljevi su široko definisani. S druge strane je nezainteresovanost šumara za takve poslove. Za neke od ispitanika nije jasno ni da li

se od njih očekuje aktivna zaštita, pošto se stvari većinom svode na to šta je dozvoljeno, a šta ne. U većini slučajeva je iznet stav da kada bi postojale konkretne smernice za biodiverzitet (kao što npr. postoje posebne osnove za gazdovanje lovnom faunom), veća je šansa da bi se neke konkretne aktivnosti i sprovodile, ali bi za to bili potrebni i dodatni resursi. Ono što se navodi kao jedan od nedostataka je to što su sva istraživanja usmerena na popise flore i faune, a manje se sprovode istraživanja koja bi dala i neku povratnu informaciju za gazdovanje, pa tako ne postoji ni osnova za kreiranje konkretnih procedura.

Na operativnom nivou su poslovi gajenja šuma jasno razdvojeni od onih koji se tiču očuvanja biološke raznovrsnosti, a što odaje utisak da se radi o nečemu što nije povezano jedno s drugim. Aktivnosti na zaštiti su češće povezane sa drugim tipovima ekosistema u okviru zaštićenih područja, a najviše su usmerene na promociju zaštićenih područja, te se glavne aktivnosti svode na uređivanje prostora, edukaciju posetilaca i lokalnog stanovništva, rešavanje problema otpada i slično. Ovo je za očekivati i ako se uzme u obzir da za konkretne konzervacione aktivnosti ne postoje ljudski resursi. Pošto se u tome uglavnom oslanja na eksterne resurse (naučne institucije, NVO), onda su to najčešće sporadični monitorinzi (usmereni na jednu grupu organizama, vrste ključne za zaštitu itd.), ali ne postoji planski dugoročni monitoring. Prisutan je samo redovan monitoring stanja šuma, zbog sušenja koje se pojavljuje kao problem poslednjih godina, te su za te potrebe određene tačke za redovno praćenje. Opet, u ovome glavnu ulogu imaju šumarske naučne institucije. Generalno se smatra da je potrebno usklađivanje aktivnosti između naučnih institucija, i veća transparentnost o istraživanjima koja se sprovode, a koja bi onda možda bila od koristi i za upravljače.

Na kraju, kao jedna od pozitivnih stvari je navedena FSC sertifikacija šuma. Prema rečima jednog od ispitanika, bez ove sertifikacije praktično više nije moguće izaći na tržište. Sertifikacija pokriva nekoliko kriterijuma, među kojima je i biodiverzitet, ali ne postoje jasno definisani targeti, pa nije bilo jasno na čega se ocena gazdovanja oslanja. Ipak, ono što je viđeno kao pozitivno je dužnost da se vodi redovna evidencija o aktivnostima, a što podstiče na stalno preispitivanje onoga što je učinjeno, i što uvek podseti da šuma nije samo o proizvodnji, već treba razmišljati i o opšte-korisnim funkcijama šume.

6. Diskusija

6.1. Promene šumskog pokrivača u zaštićenom području

Nijedna površina pod vegetacijom nije statična. Promene koje se dešavaju mogu biti sezonske, efemerne, nagle ili postepene (Verbesselt i sar. 2010). Prema Vogelmann i sar. (2016): 1) Sezonske promene se vezuju za fenološke cikluse i druge odgovore povezane sa godišnjim ciklusima. 2) Efemerne promene su privremeni prekidi u odašiljanju energije od površine vegetacije, zbog poplava, kratkotrajnih suša, defolijacije itd. 3) Nagle promene šumskog pokrivača su značajnije, i dešavaju se na većoj površini (npr. požari, čiste seče, itd.). 4) Postepene promene su promene koje se dešavaju zbog rasta vegetacije, sukcesija, opadanja vegetacije usled produženih suša, zagađenja itd., ali i ustaljeni prelaz u fenološkom odgovoru može ukazivati na postepene promene. U dosadašnjim istraživanjima, u kojima su korišćeni satelitski snimci, najviše pažnje je bilo posvećeno naglim promenama vegetacije (Hansen i Loveland 2012), a mnogo manje postepenim promenama (Vogelmann i sar. 2016).

U ovoj studiji, na Fruškoj gori, su posmatrane nagle i postepene promene. Nagle promene, koje su ovde identifikovane, su seče na većoj površini, tzv. oplodne seče (slika 20). Postepene promene su promene koje se dešavaju unutar šume, kako zbog prirodnih faktora, tako i ljudskih, a u ovom slučaju je to sprovođenje prebirnih seča. U oblasti gajenja šuma, oplodne i prebirne seče predstavljaju metode prirodnog obnavljanja šuma, tj. obnavljanja iz semena, kada stabla u sastojini dostignu doba fizičke zrelosti plodonošenja (Stojanović i Krstić 2008).

6.1.1. Nagle promene

Korišćenjem više-vremenskog kolor kompozita (slika 17), na Fruškoj gori su detektovane seče na većoj površini. Ovde bi trebalo da je reč o oplodnom tipu seče, koja je nalik čistoj seči, ali je nižeg intenziteta nego što je to slučaj sa klasičnim čistim sečama. Kod oplodnog tipa seče, stabla stare sastojine se ne uklanjaju od jednom, već postepeno u tri ili više seka, u periodu od 5 do 20 godina. One su osmišljene zbog loših ishoda koji se mogu pojaviti prilikom obnavljanja čistom sečom, tj. izostanka obnavljanja šume, posebno ako je sastavljena od drveća sa teškim semenom, a čiji podmladak je osetljiv na ekstremno niske i visoke temperature vazduha, kao što su bukove i hrastove šume (Stojanović i Krstić 2008).

Od ukupne površine šume koja je analizirana (1559,07 ha), u periodu između 1994. i 2005. godine je na ovaj način posečeno oko 9% šume, tj. u proseku oko 12 ha godišnje. Između 2005. i 2015. godine je posečeno oko 1% od ukupne analizirane površine, a u proseku 1,6 ha godišnje.

Za površine koje su posečene u poslednjih 10 godina je možda rano govoriti o njihovom daljem razvoju, ali proverom na terenu, nije zabeleženo obnavljanje šume na ovim površinama. Na ostalim površinama, na kojima je seča starijeg datuma, kompozitni snimak ukazuje na to da je prisutno obnavljanje šume.

Promene u funkcionalnoj kompoziciji nakon seče na ovim površinama nisu analizirane, a što bi bilo neophodno za razumevanje procesa obnavljanja šume i posledica tih promena na ekosistemске procese od interesa. Međutim, glavno pitanje koje bi se moglo postaviti u vezi ovog tipa seče je uticaj fragmentacije staništa. U nacionalnom parku su prisutni šumski rezervati (najviši stepen zaštite), u kojima nisu dozvoljene seče, i koji predstavljaju oslonac ekosistema u smislu očuvanja biološke raznovrsnosti. Međutim, ako su oni smešteni u šumama koje se koriste u proizvodne svrhe, onda se elementi starorastućih šuma razvijaju mnogo sporije, a što nije povoljno za očuvanje populacija vrsta zavisnih od takvih staništa (Abrego i sar. 2015, Paillet i sar. 2015). Iz konzervacionog ugla gledišta, potrebno je preispitati koliko je ovaj tip seče poželjan u nacionalnom parku.

Treba napomenuti da u okviru analizirane gazdinske jedinice ima svega oko 50 ha šume u prvom stepenu zaštite, a koje se nalaze na samoj granici šume. Na nivou celog nacionalnog parka ima jedva 4% šume u I stepenu zaštite. Prema tome, trenutni koncept zaštite bi morao biti unapređen uvođenjem mera gazdovanja kojima se u većoj meri integrišu konzervacioni ciljevi. Najbolji rezultati se mogu postići samo kombinacijom segregacionih i integrativnih pristupa (Bengtsson i sar. 2003). Na primer, kroz aktivno gazdovanje mrtvim drvetom se može ubrzati proces razvoja strukture staništa neophodne za opstanak vrsta koje zavise od ovakvih elemenata (npr. Lassauce i sar. 2011, Kroll i sar. 2012, Gossner i sar. 2013, Seibold i sar. 2015b). Takođe, pokazalo se da prisustvo mrtvog drveta olakšava rast izdanaka nekih vrsta drveća (Zielonka i Niklasson 2000). Prema intervjuima koji su sprovedeni sa upravljačima zaštićenih šumskih područja, ovakvi pristupi se u Srbiji ne primenjuju. U Nemačkoj je, na primer, za uvođenje takvih aktivnosti u komercijalnim šumama dala podsticaj država, a istraživanja ukazuju na to da one daju pozitivne rezultate (Doerfler i sar. 2017, Doerfler i sar. 2018).

Iako su satelitski snimci dostupni za vrlo kratak period od kraja 20.veka, oni su obuhvatili neke od najvećih naglih promena šumskog pokrivača u ljudskoj istoriji (Sussman i sar. 2003). Na primer, kombinacija samo tri spektralna kanala se pokazala kao efektivna u identifikaciji obešumljavanja Amazonskog regiona (Lillesand i sar. 2004). Takođe, jednostavno kombinovanje snimaka iz različitih godina, koje je primenjeno i u ovoj studiji, je dovoljno da se proceni efektivnost različitih tipova upravljanja šumskim resursima (Dietz i sar. 2003).

Posmatranje nestajanja šuma na velikim površinama se do sad uglavnom vezivalo za manje razvijene krajeve sveta. Međutim, na prelasku iz 20. u 21. vek, u nekim delovima Evrope je takođe zabeleženo nestajanje šuma u zaštićenim područjima zarad kratkoročnih ekonomskih interesa, a kao posledica promene vlasništva (Knorn i sar. 2012), ili kao posledica političke i ekonomske tranzicije (Kuemmerle i sar. 2007).

Promene koje su utvrđene u Nacionalno parku „Fruška gora“ samo potvrđuju da definicija nacionalnog parka u Srbiji nije u saglasnosti sa međunarodnim klasifikacijama (IUCN i MCPFE). Ako bi se efektivnost gazdovanja ovim zaštićenim područjem merila prema međunarodnim kriterijumima, ono se ne bi moglo oceniti pozitivno, jer čiste seče nisu očekivana aktivnost u ovoj kategoriji zaštite. Ovo isto tako potvrđuje da ni uvećanje površina šuma pod zaštitom, kao ni dizajn zaštićenih područja, nisu dovoljni indikatori napretka realizacije konzervacionih ciljeva. Seče koje su prisutne u zaštićenim područjima nisu podstaknute ekološkim kriterijumima, iako bi u ovom kontekstu oni trebali biti primarni. Oplodne seče su poželjnije iz finansijskog ugla gledišta, jer su jednostavnije za izvođenje od prebrine seče, ali nose sa sobom i određene rizike, kao što je izostanak obnavljanja šume, i nestajanje vrsta zbog fragmentacije staništa i slabljenja razvoja elemenata staro-rastućih šuma.

6.1.2. Postepene promene

Postepene promene šuma na Fruškoj gori su u ovom radu posmatrane iz više uglova: 1) promena u zastupljenosti različitih tipova šuma, 2) promena u funkcionalnoj kompoziciji i 3) promena u gustini krune šume. Ove promene su povezane sa prebirmim tipom seče, ali treba imati u vidu i postojanje prirodnih faktora. Te faktore nije moguće razdvojiti putem satelitskih snimaka, ali rezultati ukazuju na to da je dominantni faktor verovatnije antropogenog karaktera, pre svega, zbog nivoa promena koji je zabeležen u okviru analiziranog područja (slika 27).

U prebirkom tipu seče se uklanjaju prvenstveno stabla zrela za seču, a što se određuje prema prečniku sečive zrelosti, tj. ekonomske zrelosti. Stara sastojina se ne uklanja potpuno, tako da se na progalama koje nastaju uklanjanjem stabala, formira prostor za razvoj podmlatka iz semena opalog sa okolnih stabala, čime se postiže stalno podmlađivanje sastojine, i zbog čega ovaj tip šume ima kompleksniju horizontalnu i vertikalnu strukturu (Stojanović i Krstić 2008). Prebirne seče su iz ekološkog ugla prihvatljivije u odnosu na oplodne seče, ali su finansijski zahtevnije. Međutim, i intenzitet prebrine seče se može razlikovati, a što je prikazano kroz rezultate o promenama u gustine krune šume, gde je na nekim površinama zabeležen niži, a na nekim viši nivo proređivanja (tabela 13 i 14).

Prebirne seče utiču na sastav šuma, zbog uklanjanja stabala pojedinih vrsta i zbog toga što se ovim intervencijama formira nov prostor i novi uslovi sredine za obnavljanje vrsta (Carreño-Rocabado i sar. 2012). Dugoročno gledano, promene koje se dešavaju, potpomognute gazdovanjem, mogu doprineti očuvanju prirodnog sastava šuma (Castillo i sar. 2015), ali isto tako i njegovom narušavanju (Borelli i sar. 2013). U ovoj studiji, obuhvaćen je kratak period od 20 godina, ali je bio dovoljan da ukaže na jedan ugao dinamike šumskog ekosistema. Nije bilo moguće zahvatiti procese u najnižem spratu šume, jer je on zaštićen od svemirske komunikacije, a što su podaci koji bi bili značajni za razumevanje procesa obnavljanja šume. U drugim studijama je to bilo prikazano korišćenjem regenerativnih karakteristika vrsta koje okupiraju novo-oformljeni prostor nakon sprovođenja različitih tipova seče (npr. Carreño-Rocabado i sar. 2012). Međutim, i podaci o vrstama koje ostaju u ekosistemu nakon seče, mogu ukazati na to kako takve intervencije doprinose ekosistemskim procesima, kroz promene u kompoziciji vrsta, i regulisanje njihovih konkurentskih odnosa, a što je bilo moguće ispratiti kroz prelaze iz nižih spratova drveća u više.

Rezultati dobijeni analizom podataka daljinske detekcije, pored informacija o promenama u zastupljenosti određenih tipova šuma, pružaju sliku o karakteru seče i njome potpomognutom ponašanju vrsta. Ako se posmatraju promene u sastavu šuma analiziranog dela Fruške gore, u periodu između 1994. i 2005. godine (tabela 11), primećen je porast tipa šuma koje sačinjavaju *F. moesiaca* i *T. tomentosa*, a što je najviše bilo podstaknuto sečom *Q. petraea*. Nešto niži porast je ustanovljen i za kombinaciju *Q. petraea* i *F. moesiaca*, dok su površine na kojima se pojavljuje *Q. petraea* u kombinaciji sa *T. tomentosa* u opadanju. Ovi podaci ukazuju na širenje vrste *F. moesiaca* u šume *Q. petraea*, a što se može objasniti većom kompetitivnom sposobnošću bukve u odnosu na kitnjak (Janković i Mišić 1980).

U periodu između 2005. i 2015. godine (tabela 12), širenje *F. moesiaca* u šume *Q. petraea* je i dalje prisutno, ali slabije u odnosu na prethodni period. Za šume koje sačinjavaju *F. moesiaca* i *T. tomentosa* je prisutan suprotan trend u odnosu na prethodni period, tj. zabeležen je pad ove kombinacije, što je najviše bilo podstaknuto sečom *F. moesiaca* i prelaskom u tip šume u kom dominira *T. tomentosa*, a manje prodiranjem *Q. petraea*, tj. prelaskom u tip šume u kojoj se mešaju *Q. petraea* i *F. moesiaca*. Površine na kojima dominira *Q. petraea* su u porastu, više zbog seče drugih vrsta, a manje zbog obnavljanja ove vrste. Prema tome, promene koje se dešavaju, tj. prelazi iz jednog tipa šume u drugi, su podstaknuti kako sečom, tako i obnavljanjem vrsta, s tim da najveći potencijal u obnovi i prodiranju u šume drugog tipa pokazuju *T. tomentosa* i *F. moesiaca*.

U oba perioda, primećuje se najveći porast vrste *T. tomentosa*, posebno između 2005. i 2015. godine. Povećao se kako broj površina na kojima dominira samo ova vrsta, tako i u kombinaciji sa drugim vrstama. Povećanje površina na kojima ova vrsta ima apsolutnu dominaciju je podstaknuto sečom drugih vrsta. S druge strane, obnavljanje drugih vrsta u ovom tipu šume je slabije izraženo u odnosu na širenje *T. tomentosa* u šume u kojima dominiraju *Q. petraea* i *F. moesiaca*. Sve ovo zajedno, čini šume sa dominantnim učešćem *T. tomentosa*, najstabilnijim u odnosu na druge tipove šuma.

Iz dobijenih rezultata (tabela 11 i 12) bi se moglo reći da je seča podjednaka za sve analizirane vrste, tj. da nije preferencijalno usmerena na određenu vrstu drveća. Međutim, podaci su suviše grubo da bi se izneo takav zaključak, jer ne daju tačnu procentualnu zastupljenost vrsta, već govore samo o dominaciji vrsta na određenoj površini. Zbog toga i rezultate o obnavljanju pojedinačnih vrsta treba uzeti samo okvirno.

Takođe, iako je postignuta dosta visoka preciznost klasifikacije, treba imati u vidu da su prisutne i određene greške (tabela 9). Ako se posmatraju promene iz jedne klase u drugu, neki prelazi su manje očekivani u odnosu na druge, s obzirom na kratak period koji je ovde posmatran. Tako, na primer, prelaz iz klase KL u klasu BL, kao i obrnuto, govori o mogućnosti greške, ali nije skroz isključen, zbog mogućnosti porasta vrsta koje su prethodno bile u nižim spratovima, zaklonjene višim spratom drveća - informacija koju je teže „uhvatiti“ satelitskim snimkom. Prema rezultatima iz tabele 9, samo 1.64% klase KL je pogrešno uključeno u klasu BL (1.64%). S druge strane, mere spektralnog razdvajanja (tabela 6 i 7) otkrivaju slabije razdvajanje između klase KL i BL, a što ide u korist sumnji da se radi o grešci, kada su u pitanju prelazi iz BL u KL ili obrnuto. Najbolje razdvajanje je postignuto između klasa K i L, i K i BL,

a što potvrđuju i rezultati detekcije promena, jer između ovih kategorija nisu ustanovljeni veliki prelazi, a koji su manje očekivani i u realnosti.

Promene u gustini krune šume ukazuju na trend postepenog proređivanja i smanjivanja heterogene strukture šume, posebno u periodu između 2005. i 2015. godine (slika 27). Za poslednjih 10 godina, u okviru analiziranog dela nacionalnog parka su potpuno nestale šume gušće krune, rezultat koji upozorava na ono što je već istaknuto u vezi sa čistom sečom, a to je da se ovakvim pristupom u gazdovanju ne mogu održati elementi neophodni za očuvanje biodiverziteta.

Na vrednosti gustine krune utiče stepen izloženosti zemljišta bez vegetacije i visina šume (Jamalabad i Abkar 2004). Što je manji stepen zemljišta koje nije pokriveno vegetacijom, i što je viša šuma, to je veća gustina krune. Prema tome, može se zaključiti da je smanjenju gustine krune doprinelo uklanjanje drveća iz šume, a što je moglo doprineti i dominaciji nižih vrsta drveća. U prebirkom tipu seče, stara sastojina se ne uklanja potpuno (Stojanović i Krstić 2008), pa nije za očekivati da je starosna struktura šume potpuno izmenjena u korist mlađih šuma, a što bi takođe moglo uticati na niže vrednosti gustine krune. Analiza promena u sastavu šume ukazuje na to da u periodu između 2005. i 2015. godine počinju da dominiraju niže vrste drveća (slika 25 i slika 28), pa bi se niže vrednosti gustine krune mogle objasniti i time.

O promeni starosne strukture i njenom uticaju na dobijene vrednosti se ovde ne može mnogo reći. Jedino što se može potvrditi je poklapanje površina najmlađih šuma (identifikovanih na više-vremenskom kompozitu) sa klasom šume najmanje gustine krune. U klasu najmanje gustine krune su, međutim, ušle i starije šume od ovih, a koje su niže i proređenije, pa proizvode istu vrednost gustine krune kao i mlađe šume. Ovo ukazuje na to da se model gustine krune ne bi mogao primeniti za razdvajanje mlađih šuma od starijih, kao što je to bilo moguće učiniti sa više-vremenskim kompozitom. S druge strane, staro-rastuće šume je na ovaj način moguće izdvojiti, jer takve šume postižu najviše vrednosti gustine krune. U okviru analiziranog područja, takve šume nisu zabeležene, dok je ustanovljeno uprošćavanje strukture šume.

Same vrednosti o gustini krune treba uzeti sa rezervom, jer precizno merenje na terenu zarad provere ovih vrednosti nije izvršeno. Međutim, u drugim studijama je prikazano da je ovaj model dobar pokazatelj stanja šuma i da ne zahteva mnogo provere na terenu (Jamalabar i Abkar 2004, Sussman i sar. 2006, Azizi i sar. 2008). Trend koji je ovde prikazan je sasvim

dovoljan da upozori na ishode gazdovanja (uprošćavanje strukture šume) i potencijalne posledice po očuvanje biodiverziteta.

U istraživanjima dinamike vegetacije, Landsat snimci su pronašli široku primenu, zbog zadovoljavajuće spektralne i vremenske rezolucije, i posebno dugačkog vremenskog perioda koji pokrivaju (Green i sar. 2005b). U ovoj studiji su pokazali zadovoljavajuće rezultate kako u analizi naglih promena, tako i u analizi postepenih promena, iako sa određenim ograničenjima. Treba imati u vidu da ovakve procedure samo ukazuju na to koliko dobro se statistika izvučena iz trening podataka za različite tipove šuma može iskoristiti za klasifikaciju istih. Dobri rezultati ukazuju na homogenost trening površina, da postoji spektralno razdvajanje između trening površina, kao i da strategija klasifikacije koja je primenjena funkcioniše dobro, ali ne govore ništa o tome kako bi primena ovih podataka funkcionisala i na drugim lokacijama (Lillesand i sar. 2004).

6.2. Promene u funkcionalnoj kompoziciji

Prema novijim shvatanjima, ono što određuje ekosistemske procese i rezilijenciju ekosistema je funkcionalna komponenta diverziteta (Chapin i sar. 2000, Díaz i Cabido 2001, Díaz i sar. 2004, Hooper i sar. 2005, Díaz i sar. 2007). Vrste se zbog adaptacija koje poseduju mogu manje ili više razlikovati u svom odgovoru na promene u uslovima sredine, kao i u svom uticaju na funkcionisanje ekosistema (Lavorel i Garnier 2002). Zbog toga se promene u specijskom diverzitetu ne moraju poklapati sa promenama u funkcionalnom diverzitetu (Mayfield i sar. 2010), tj. ne postoji proporcionalna veza između ove dve komponente (Schwartz i sar. 2000). Stoga se smatra da bi se prenošenjem informacija o funkcionalnim karakteristikama vrsta na nivo zajednica moglo postići bolje razumevanje odgovora biljnih zajednica na promene u uslovima sredine, kao i uticaj tih promena na ekosistemske procese (Suding i sar. 2008, Mayfield i sar. 2010).

U ovom radu je primenjen funkcionalni pristup u analizi da bi se ispitao efekat gazdovanja na funkcionalnu komponentu diverziteta, povezanu sa ekosistemskim procesima od značaja za očuvanje produktivnosti ekosistema. U te svrhe se mogu primeniti različiti indikatori. Ovde je primenjen CWM indeks funkcionalne kompozicije, koji pokazuje srednju vrednost karakteristika na nivou zajednice. Primena drugih indikatora, koji opisuju varijaciju karakteristika (Villegier i sar. 2008), bi zahtevala podatke o većem broju vrsta, dok su ovde posmatrane samo tri dominantne vrste Fruške gore, jer se CWM indikator oslanja na podatke o vrstama koje najviše doprinose biomasi (Garnier i sar. 2004). Prema Díaz i sar. (2007), ovaj indeks je bolji pokazatelj relativnog doprinosa funkcionalne komponente ekosistemskim procesima u odnosu na druge indikatore. Takođe je dobar pokazatelj odgovora vrsta na uslove sredine i ima visoku osetljivost na promene u uslovima sredine (Vandewalle i sar. 2010).

Carreño-Rocabado i sar. (2012) su ispitivali efekat različitih nivoa intenziteta seče na funkcionalnu kompoziciju, a u kojima su upotrebljeni i drugi funkcionalni indikatori, ali je najbolja povezanost ustanovljena sa CWM indeksom. U istoj studiji je ispitivan i odgovor indikatora specijskog diverziteta, a za koje je potvrđen slab odgovor. Do sličnih rezultata su došli i Baraloto i sar. (2012). S druge strane, Conti i Díaz (2013) su ispitivali povezanost različitih funkcionalnih indikatora sa skladištenjem ugljenika, gde su ustanovili dobar odgovor svih indikatora. U ovom istraživanju, CWM indikator se takođe pokazao kao dobar pokazatelj efekta gazdovanja. Njegova korisnost bi verovatno još više došla do izražaja da je analiziran

veći broj vrsta, kao što je to prikazano u drugim šumskim ekosistemima, a koji se odlikuju većim bogatstvom vrsta.

U analizi promena funkcionalne kompozicije šuma Fruške gore bi neke zaključke bilo moguće izneti i samo oslanjajući se na poznavanje razlika između dominantnih vrsta, a što su, na primer, već prikazali Janković i Mišić (1980) u svojoj studiji o šumskoj vegetaciji i fitocenoza Fruške gore. U ovoj doktorskoj disertaciji su promene šumske vegetacije postavljene u okvire funkcionalne ekologije, a rezultati se oslanjaju na vremensku seriju podataka o promenama šumskog pokrivača, dobijenu putem satelitskih snimaka, i kvantitativne podatke o funkcionalnim karakteristikama dominantnih vrsta. To je ono što ovu studiju izdvaja od dosadašnjih pristupa u sagledavanju promena šumske vegetacije Fruške gore. U kontekstu međunarodnih istraživanja, procene efekta biodiverziteta na ekosistemske procese su do sad manje sprovedene koristeći podatke o funkcionalnim komponentama diverziteta, a najviše su sprovedene u eksperimentalnim uslovima i pašnjacima, dok mnogo manje u šumskim ekosistemima i stvarnim uslovima (Balvanera i sar. 2006)

Funkcionalni pristup u razumevanju promena šumskih ekosistema i posledica tih promena, ima potencijal ne samo da proizvede jače konzervacione argumente od dosadašnjih (Walker i sar. 1999), već može pružiti i bolju podršku u održivom gazdovanju šumskim resursima (Messier i sar. 2019).

6.2.1. Odgovor funkcionalne komponente na proređivanje šume

Uklanjanjem drvene biomase nastupaju promene u uslovima sredine i dostupnim resursima. Od nivoa tih promena zavisi kakav će biti odgovor vrsta (Flynn i sar. 2009) i nasledne promene u skupu zajednica (Chapin 2003), a koje mogu imati efekta na ekosistemske procese (Díaz i sar. 2007). Odgovor vrsta je uslovljen njihovom sposobnošću za brzim usvajanjem dostupnih resursa ili za maksimalnom štednjom resursa (Grime 1974, Wright i sar. 2004, Wright i sar. 2005). Prema tome, vrste variraju od onih sa akvizicionim karakteristikama ka onim sa konzervativnim karakteristikama (Díaz i sar. 2004).

U šumskim ekosistemima, vrste variraju od onih koje manje podnose osenčene uslove i brže rastu, do onih koje takve uslove bolje podnose i sporije rastu. Prve se obično odlikuju većom specifičnom površinom lista, sadržajem azota, slabijim listovima i njihovim kraćim životnim vekom, dok se druge odlikuju suprotnim karakteristikama (Poorter i Bongers 2006).

Nakon uklanjanja drvene biomase, u uslovima veće osvetljenosti, može se očekivati veća zastupljenost vrsta koje se odlikuju bržim usvajanjem resursa, ali posle određenog dužeg perioda, očekuje se veća zastupljenost vrsta za koje je karakteristična štednja resursa (Dadhwal 2010).

U ovom radu je testiran efekat gradijenta proređivanja šume na funkcionalnu kompoziciju, kroz dva perioda u razmaku od 10 godina. Sa višim intenzitetom proređivanja, CWM indeks se pomerio od konzervativnih karakteristika ka onima koje ukazuju na dominaciju vrsta sklonih brzom sticanju resursa. Prvo proređivanje je imalo značajnog efekta na funkcionalnu komponentu, dok drugo proređivanje nije imalo značajnijeg efekta u odnosu na prvo proređivanje.

Prelaz koji je imao značajnog efekta na promene u funkcionalnoj kompoziciji je prelaz iz šume sa gustinom krune većom od 65% u šumu gustine krune između 50-65%. Prelaz iz šume gustine krune 50-65% ka onoj najnižoj (50-40%), nije pokazao značajnu razliku u efektu u odnosu na prvo proređivanje. Značajan efekat proređivanja je utvrđen samo na CWM vrednosti za sadržaj suve materije lista (LDMC), ukupni azot (N) i fosfor (P), i na maksimalnu visinu (H_{max}) nakon primene korekcije. Za specifičnu površinu lista (SLA) nije utvrđen značajan efekat.

LDMC, N i P se vezuju za sposobnost apsorbovanja svetlosti, životni vek i troškove izgradnje lista (Poorter i sar. 2006, Onoda i sar. 2011). Sadržaj suve materije lista je obično u negativnoj korelaciji sa relativnom stopom rasta, a u pozitivnoj korelaciji sa životnim vekom lista (Pérez-Harguindeguy i sar. 2013). Lišće sa visokim LDMC je obično snažnije od listova sa niskim LDMC, i odlikuje se sporijom dekompozicijom (Bakker i sar. 2011). S druge strane, sadržaj azota je u jakoj korelaciji sa fotosintetičkom produktivnošću i specifičnom površinom lista; pospešuje asimilaciju ugljenika i rast biljaka u uslovima veće osvetljenosti (Poorter i Bongers 2006).

Pošto proređivanje šume doprinosi većim uslovima osvetljenosti, očekivao bi se porast karakteristika sa nižim LDMC, a višim N i P vrednostima. Rezultati ukazuju na takav efekat, ali je on vidljiv tek nakon drugog kruga proređivanja. Nakon prvog proređivanja, CWM vrednosti za LDMC su ovde bile u porastu, dok su za N i P bile u padu (tabela 17). Ovo se može objasniti time što podacima nisu bile obuhvaćene mlade jedinice, već samo one preživjele, u najvišem spratu drveća, jer je satelitskim snimcima samo to bilo moguće registrovati. Tek u

drugom krugu proređivanja, kada ih je moguće registrovati putem satelitskih snimaka, dolaze do izražaja vrste kojima pogoduju novoformljeni uslovi, tako da vrednosti za LDMC opadaju, a za N i P rastu.

Podaci o stepenu različitosti vrsta (tabela 16) ukazuju na to da su najveće razlike između vrsta upravo za ove karakteristike. One u najvećoj meri razdvajaju *T. tomentosa* od druge dve vrste, *F. moesiaca* i *Q. petraea*, a koje su međusobno sličnije. Prema vrednostima prikazanim u tabeli 15 i na slici 28, može se reći da je *T. tomentosa* bliža akvizicionom tipu vrsta, dok su *F. moesiaca* i *Q. petraea* bliže konzervativnom tipu vrsta.

Na osnovu datih informacija, nije teško zaključiti da su u prvom periodu na analiziranim površinama prevagu najverovatnije stekle vrste *F. moesiaca* i *Q. petraea*, dok je dalje proređivanje podstaklo dominaciju *T. tomentosa*. Međutim, kao što je već istaknuto, verovatnije je da je širenje *T. tomentosa* bilo poduprto još prvim proređivanjem ili i ranije, a koje je u drugom proređivanju došlo do izražaja zbog uklanjanja drugih vrsta drveća i njenog porasta iz nižeg sprata drveća. Ovo bi bilo u skladu i sa onim što je zabeleženo detekcijom promena u sastavu šuma, gde je u periodu između 1994. i 2005. godine ustanovljeno širenje *F. moesiaca*, a čije vrednosti za LDMC su znatno više u odnosu na druge vrste, dok su vrednosti za N i P niže. U periodu između 2005. i 2015. godine, kada je zabeležen prelaz ka akvizicionim karakteristikama, zastupljenost šuma sa *F. moesiaca* se smanjuje, a počinje da preovlađuje *T. tomentosa*.

Da je dominaciji akvizicionih karakteristika nakon drugog proređivanja najverovatnije doprineo veći stepen uklanjanja *F. moesiaca*, potvrđuju i promene u CWM vrednostima za maksimalnu visinu (H_{max}). Nakon prvog proređivanja, vrednost CWM za ovu karakteristiku raste, dok nakon drugog proređivanja ona opada. *F. moesiaca* ima najvišu vrednost za ovu karakteristiku u odnosu na druge dve vrste, pa bi porast vrednosti za H_{max} u prvom periodu mogao odražavati njenu veću zastupljenost, dok opadanje vrednosti za H_{max} u drugom periodu ukazuje na njeno uklanjanje. Razlike u maksimalnoj visini između analiziranih vrsta, međutim, nisu toliko velike kao što je to slučaj za LDMC, N i P.

Vrednosti H_{max} su povezane sa kompetitivnom sposobnošću vrsta za svetlošću (Westoby 1998, Poorter i Bongers 2006). *F. moesiaca* pokazuje najvišu vrednost, dok *Q. petraea* ima najnižu vrednost, ali razlike nisu toliko velike. Sve tri vrste su okarakterisane kao kompetitivne vrste, ali imaju i različite potrebe za svetlošću (Borhidi 1995). Očekivalo bi se da

vrste sa većom potrebom dostižu veću visinu (Westoby 1998), ali prema Falster i Westoby (2005), vrste kasne sukcesije se obično odlikuju višim rastom u odnosu na vrste rane sukcesije. S druge strane, i zemljište je bitan faktor koji utiče na ovu karakteristiku. *Q. petraea* je heliofilna vrsta, ali se pojavljuje na zemljištima siromašnim azotom (Borhidi 1995). Na Fruškoj gori se pojavljuje i na degradiranom zemljištu, a na kom druge vrste ne bi opstale (Janković i Mišić 1980). Both i sar. (2019) su za poređenje efekta različitih intenziteta seče na funkcionalnu kompoziciju, uključili i podatke o zemljištu, ali se kao važniji faktor na funkcionalnu komponentu pokazala seča u odnosu na zemljište.

Promene CWM za specifičnu površinu lista pokazuju isti trend kao i H_{max} . Ove dve karakteristike su obično u pozitivnoj korelaciji (Cornelissen i sar. 2003). SLA je u pozitivnoj korelaciji sa relativnom stopom rasta ili maksimalnom produktivnošću fotosinteze (Reich i sar. 1992, Reich i sar. 1997), a u negativnoj sa životnim vekom lista i investiranjem ugljenika u sekundarna jedinjenja kao što su tanini i lignin (Pérez-Harguindeguy i sar. 2013). Vrste koje rastu u sredini bogatoj resursima obično imaju veći SLA nego one koje rastu u sredini siromašnoj resursima .

Nije utvrđen značajan efekat na CWM vrednosti za SLA, a što se može objasniti time što razlike za SLA između analiziranih vrsta nisu velike, iako malo bolje ukazuje na razlike između analiziranih vrsta nego H_{max} . Promene u sastavu vrsta neće imati velikog uticaja na promene u vrednostima za određenu karakteristiku, ako su te vrednosti između vrsta približno jednake. Možda bi se veća razlika ustanovila da su korišćeni precizniji podaci o zastupljenosti vrsta. Takođe, ovi rezultati najviše reflektuju doprinos vrsta koje su preživele seču.

U drugim studijama nije utvrđen značajan efekat seče na SLA, kada se računa samo preživelo drveće u sastojini. Na primer, Carreño-Rocabado i sar. (2012) su poredili funkcionalnu kompoziciju nakon različitih intenziteta seče, prema doprinosu regrutovanog i preživelog drveća. Samo za regrutovano drveće, a koje se vezuje za rane stadijume sukcesije i većom potrebom za svetlošću, je ustanovljeno značajno povećanje CWM vrednosti za SLA. SLA je karakteristika koja se povezuje sa kompetitivnom sposobnošću vrsta za svetlost. U ovom slučaju, najviša vrednost SLA je ustanovljena za *T. tomentosa*, a najmanja za *Q. petraea*.

Izostanak efekta na CWM vrednosti za LDMC, N i P u drugom krugu proređivanja se može objasniti time što je u ovom periodu zabeleženo stabilnije stanje za šume *Q. petraea* (tabela 12). Pošto je ova vrsta prema svojim osobinama sličnija *F. moesiaca*, uklanjanjem *F.*

moesiaca nije postignuta dovoljno velika razlika za CWM da bi se efekat mogao smatrati značajnim. Ovo samo potvrđuje već pomenuto, a to je da se funkcionalni diverzitet ne poklapa uvek sa diverzitetom vrsta (Mayfield i sar. 2010). U sistemu se zadržala vrsta koja se odlikuje sličnim osobinama, zbog čega nije zabeležena značajnija promena u funkcionalnoj kompoziciji.

Treba imati u vidu da se prikazani rezultati vezuju samo za karakteristike koje su posmatrane. Da su za analizu odabrane neke druge karakteristike, rezultat bi mogao biti drugačiji. Takođe, treba uzeti u obzir i da su korišćeni vrlo grubi podaci o zastupljenosti vrsta, zbog čega su promene u vrednostima CWM indeksa samo približne. Moguće je da bi se postigao drugačiji rezultat da su korišćeni detaljniji podaci o zastupljenosti vrsta. Međutim, i sa grubim podacima, CWM indikator je pokazao dobar odgovor. Takođe, rezultati pokazuju da ne sve odabrane karakteristike doprinose razumevanju odgovora funkcionalne komponente, zbog čega je uvek bolje uzeti veći set karakteristika, čak i ako neke od njih reflektuju iste adaptacije vrsta na uslove sredine (Cornelissen i sar. 2003, Pérez-Harguindeguy i sar. 2013).

6.2.2. Implikacije za očuvanje ekosistemskih procesa

Povezanost CWM sa ekosistemskim procesima od interesa ovde nije ispitivana direktno, već se pošlo od prethodnih istraživanja, u kojima je potvrđena povezanost ovih procesa sa odabranim karakteristikama (Garnier i sar. 2004)

Karakteristike koje imaju uticaja na ekosistemske procese su tzv. efekat karakteristike (Lavorel i Garnier 2002). Za efekat karakteristike, kao što su H_{max} , SLA i ukupan sadržaj azota, prethodna istraživanja ukazuju na to da su one dobri pokazatelji promena u primarnoj produktivnosti (Garnier i sar. 2004, Falster i sar. 2011). S druge strane, karakteristike lišća koje ukazuju na sposobnost vrsta za usvajanjem resursa, su se pokazale kao dobri prediktori procesa dekompozicije (Bakker i sar. 2011).

Ako bi se posmatrao krajnji rezultat, nastao nakon drugog proređivanja, moglo bi se reći da je proređivanje doprinelo povećanju primarne produktivnosti i ciklusa nutrijenata. Ovaj rezultat treba posmatrati samo iz kratkoročnog ugla. Dugoročno gledano bi moglo opet doći do preovlađivanja konzervativnijih vrsta (sa višim vrednostima LDMC i nižim sadržajem azota i fosfora), koje se vezuju za kasnije stadijume sukcesije (Dadhwal 2010), a koje su na ovim površinama prethodno dominirale. Zbog toga bi bilo poželjno preispitati i koje vrste se regrutuju na ovim proređenijim površinama, a na kojima je dominaciju očigledno zadobila *T*.

tomentosa. Da bi se ispitala ova vrsta odgovora, pre svega bi bilo potrebno analizirati regenerativne karakteristike vrsta kao karakteristike odgovora na proređivanje (Lavorel i Garnier 2002).

Rezultati promena u sastavu šuma ukazuju na to da *T. tomentosa* ima sposobnost prodiranja u druge tipove šuma. Nasuprot tome, druge vrste slabo prodiru u šume u kojima dominira *T. tomentosa*. Ovi rezultati su u skladu sa onim što je u prethodnim istraživanjima na Fruškoj gori već zapaženo (Janković i Mišić 1980, Dinić i sar. 1998). Iako se prema posmatranim karakteristikama ova vrsta odlikuje većom produktivnošću, verovatnije je da dominacija jedne vrste u šumama Fruške gore ne bi bila poželjna, a posmatrano iz ugla očuvanja rezilijencije ekosistema (Folke i sar. 1996, Walker i sar. 1999). Iz tog ugla bi bilo značajno uključiti i druge indikatore funkcionalnog diverziteta.

Rezilijencija ekosistema podrazumeva kapacitet ekosistema da održi svoju funkcionalnost pod različitim spoljnim pritiscima (Holling 1973, Carpenter i sar. 2001). Ako se dostigne prag tog kapaciteta, ekosistem prelazi u drugi režim funkcionisanja, a što može imati posledice po obezbeđivanje ekosistemskih usluga i dobara. Nivo pritiska koji je potreban da se izazove prelazak iz jednog režima u drugi je mera rezilijencije ekosistema (Walker i Meyers 2004). Kumulativni pritisci, kao što su npr. ponavljane seče, smanjuju rezilijenciju ekosistema i time povećavaju mogućnost njegovog prelaska u drugi režim funkcionisanja (Scheffer i sar. 2001).

Šume Fruške gore su u prošlosti, pre uspostavljanja zaštite, intenzivno eksploatisane, zbog čega je već došlo do određenih nepovratnih promena (Janković i Mišić 1980). Posebno zbog toga bi trebalo voditi računa o daljem ophođenju sa šumom, tj. o nivou intenziteta korišćenja drvne mase. Iz rezultata o promenama u gustini krune šume, proizilazi da su u okviru analizirane površine nestale šume sa najvećom gustinom krune, zbog čega se postavlja pitanje da li je već i pređen prag jednog režima funkcionisanja šumskog ekosistema, posebno ako se uzme u obzir primetno širenje jedne vrste drveća, a koje je podstaknuto proređivanjem šume. Zarad izbegavanja nepoželjnih posledica bi bilo potrebno postaviti određene standarde gazdovanja u zaštićenim područjima, a kojima bi se osiguralo očuvanje ekološkog integriteta ekosistema.

Prag pri kom ekosistem prelazi u drugi režim funkcionisanja je teško odrediti ako ne postoji vremenska serija podataka sa kojima bi se ta korelacija mogla ispitati. Ovde je

prikazano da bi to bilo moguće učiniti i bez postojanja podataka dugoročnog monitoringa, tj. primenom modernijih metoda kao što su metode daljinske detekcije, a u kombinaciji sa terenskim podacima koji su dostupni. Na kraju, gazdovanje šumama je samo tekući eksperiment, koji se mora nadgledati, kako bi se na vreme reagovalo.

Dalje ispitivanje dinamike šuma i sukcesija koje ovde protiču, i njihove povezanosti sa ekosistemskim procesima od interesa bi bilo poželjno. Podatke o promenama u funkcionalnoj kompoziciji bi bilo potrebno nadovezati i na podatke o abiotičkim faktorima, kako bi se ispitao njihov zajednički doprinos (Díaz i sar. 2007).

6.3. Integrisanje konzervacionih ciljeva u gazdovanje šumama u zaštićenim područjima

Konzervacioni ciljevi nisu integrisani u gazdovanje šumama, jer još uvek ne postoji dovoljan podsticaj za investiranje u ovu vrstu aktivnosti. Dominantan je hijerarhijski mehanizam u implementaciji politike biodiverziteta, a što doprinosi uniformnosti upravljača, tj. nisu identifikovani procesi specijalizacije ili razlike između upravljača u načinu na koji se sprovode aktivnosti gazdovanja. Ono se oslanja na standardne procedure gazdovanja šumama, poštujući samo one minimalne uslove zaštite. Ovo se može objasniti jakom šumarskom tradicijom (Di Maggio i Powell 1983), koja se oslanja na standarde, a koji za biodiverzitet još uvek nisu definisani. Standardi doprinose sigurnosti i predvidljivosti (Jokinen 2006).

Integrisanje konzervacionih ciljeva uvodi veću kompleksnost u gazdovanje, a što je već prikazano da predstavlja izazov onima koji su odgovorni za implementaciju novih pristupa (Koontz i Bodine 2008). Proces koji kroz koje organizacije angažovane za gazdovanje šumskim resursima ulažu u razvoj odgovarajućih sposobnosti su indikator prepoznavanja novih potreba (Wolf i Primmer 2006), a koju javna preduzeća u Srbiji još uvek ne prepoznaju. Na to u velikoj meri utiču i već usadna pravila. Već su ustanovljeni sistemi za kontrolu i praćenje stanja šuma, usklađeni sa zakonima i pravilima šumarskih organizacija (Kaufman 1960). Neformalna pravila su takođe prisutna, pre svega, vezana za profesionalnu indoktrinaciju (Farell i sar. 2000). Vreme je potrebno za ko-evoluciju ovih pravila sa novim pravilima (Chobotova 2007), ali dosadašnja iskustva ukazuju na to da je odgovor šumarskih organizacija na konzervacione potrebe generalno spor i jednoličan (Farell i sar. 2000, Cabbage i Newman 2006, Dekker i sar. 2007).

7. Zaključak

U zaštićenim šumskim područjima u kojima se aktivno gazduje, upravljačima su potrebne informacije o efektima mera koje se primenjuju. U tom pogledu, poslednjih godina, korišćenje tehnika daljinske detekcije u monitoringu kompozicije, strukture i razvoja šumskih ekosistema postaje sve važnije, kako iz ekološkog, tako i iz ekonomskog ugla gledišta. Kada je u pitanju ovaj tip podataka, postoji mnogo mogućnosti, a izbor snimaka zavisi i od informacija koje se žele dobiti. Landsat satelitski snimci, tj. snimci srednje rezolucije su se za potrebe ciljeva ovog istraživanja pokazali kao sasvim dovoljni, iako sa određenim nedostacima. Prednost snimaka koji su ovde korišćeni je što ne zahtevaju prethodnu digitalnu obradu i što su besplatni za korišćenje. Nedostatak snimaka je bio taj što mogu dati samo grube informacije o sastavu, posebno ako se uzme u obzir da je izostavljena informacija o prisustvu vrsta u nižim spratovima. Međutim, ne treba isključiti mogućnost dobijanja preciznijih podataka, ukoliko bi se ovi snimci kombinovali sa drugim tipovima podataka, a sa čime se u ovom doktoratu nije pokušalo. Želja je, pre svega, bila da se ispita korisnost ovog tipa snimaka, koji su dostupni u formi već spremnoj za ekološke analize. Ukoliko su za analizu potrebni samo grubi podaci, onda je ovaj tip senzora sasvim dovoljan. Ako se želi sprovesti mapiranje prema tipovima šuma, preporučljivo je prvo prikupiti podatke na manjem delu površine, kako bi se ustanovilo da li je uopšte moguće spektralno razdvajanje prisutnih vrsta. Korišćenje podataka iz šumskih osnova nije preporučeno, jer podaci nisu dovoljno precizni za ove svrhe, tj. ne daju informaciju na nivou piksela, već na nivou odseka. Pouzdane podatke je bilo moguće dobiti samo prikupljanjem trening podataka na terenu. Klasifikacija snimaka koja je sprovedena ukazuje na potpuno spektralno razdvajanje hrasta kitnjaka od srebrne lipe, kao i od sastojina u kojima se kao dominantne pojavljuju bukva i srebrna lipa. Takođe je relativno lako razdvojiti površine na kojima se mešaju bukva i hrast kitnjak od srebrne lipe. U ostalim slučajevima nema potpunog spektralnog razdvajanja, ali je ono moguće sa manjom greškom. Ne treba zaboraviti da se ovi rezultati vezuju za Landsat snimke. Landsat 8 snimak (novi tip senzora), se pokazao kao znatno bolji u razlikovanju različitih tipova šuma u odnosu na starije Landsat TM snimke.

U identifikaciji različitih tipova seče, tj. oplodne i prebirne seče, Landsat snimci su dali dobre rezultate. Podatke o čistim sečama je jednostavnije dobiti u odnosu na podatke o prebirnoj seči, a moglo bi se reći i da su pouzdaniji, što bi bilo pogodno za redovno praćenje stanja šuma u zaštićenim područjima, a gde bi ovakve rizične mere, ipak trebale da budu pod strogom kontrolom. Ono što je posebno značajno je da je na ovaj način moguće ispratiti razvoj

šume, tj. da li dolazi do obnavljanja ili ono izostaje, podatak koji je možda i pre vidljiv na satelitskom snimku nego na terenu, jer se radi o direktnoj refleksiji fiziološkog stanja drveća. Primena modela za određivanje gustine krune šume je pružila pogled i na prebirne seče, a koji na prvi pogled deluje zabrinjavajuće. Treba uzeti u obzir da ovi rezultati nisu 100% precizni, ali ipak ukazuju na određeni trend postepenog proređivanja šume. Ovaj parametar je često povezan sa gustinom populacija nekih vrsta, pa se može koristiti i kao indirektno merilo stanja populacija u redovnom monitoringu, ali je prethodno potrebno ispitati nivo te povezanosti. Kada su u pitanju podaci o oplodnoj seči oni se mogu iskoristiti za dalju analizu uticaja fragmentacije staništa na vrste od značaja za zaštitu.

Što se tiče glavnog cilja istraživanja, a u kom je postavljeno pitanje ekoloških ishoda seče, utvrđen je efekat seče na funkcionalnu kompoziciju. Sa višim intenzitetom proređivanja, CWM indikator se pomerio od konzervativnih karakteristika ka onima koje ukazuju na dominaciju vrsta sklonih brzom sticanju resursa. Prelaz koji je imao značajnog efekta na promene u funkcionalnoj kompoziciji je prelaz iz šume sa gustinom krune većom od 65% u šumu gustine krune između 50-65%. Rezultai bi čak mogli ukazivati na prelazak ekosistema u drugi režim funkcionisanja, jer je promena izazvana širenjem vrste *T. tomentosa*, podstaknuto proređivanjem šume. Međutim, za to bi bili potrebni podaci o procesima u nižim spratovima, da bi se ustanovilo da li je prisutna sukcesija ka drugim konzervativnijim vrstama. Iz ovih rezultata se može samo zaključiti da primena funkcionalnih indikatora ima potencijal da pruži bolju podršku evaluaciji mera gazdovanja. U kombinaciji sa satelitskim snimcima čak postoji mogućnost određivanja praga do kog ekosistem može da zadrži svoju funkcionalnost.

Ovde se ne može izneti zaključak za celo zaštićeno područje, jer je analiza sprovedena samo za deo nacionalnog parka, ali je jasno ukazala na potencijal podataka koji su dobijeni na ovaj način. Istaknute su važne informacije o promenama u strukturi i dinamici šuma kvantitativnim putem, potvrđujući značaj tehnika za prostornu analizu podataka, a koje su neophodne za preispitivanje efekata mera gazdovanja u zaštićenim šumskim područjima. Takve informacije bi mogle doprineti bržem reagovanju u gazdovanju. Takođe, informacije bi trebale biti dostupne svim akterima uključenim u upravljanje zaštićenim šumskim područjima, jer je dobijene podatke potrebno sagledati iz različitih uglova. Na kraju, takvi podaci bi se mogli koristiti i za izveštavanje javnosti, zarad uvođenja veće transparentnosti o radnjama koje se sprovode u javnim dobrima od interesa za zaštitu, kao i o realizaciji konzervacionih ciljeva, a koji su zasad, još uvek, slabo integrisani u gazdovanje šumama. Imajući u vidu rezultate o

ekološkim ishodima i rezultate o slaboj opremljenosti upravljača za sprovođenje konzervacionih aktivnosti, potrebno je više raditi na izgradnji potrebnih sposobnosti, ako se u Srbiji žele realizovati konzervacioni ciljevi.

8. *Literatura*

Abrego N. Bässler C. Christensen M. Heilmann-Clausen J. 2015. Implications of reserve size and forest connectivity for the conservation of wood-inhabiting fungi in Europe. *Biological Conservation* 191: 469-477.

Andam K.S. Ferraro P.J. Pfaff A. Sanchez-Ayofeifa G.A. Robalino J.A. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (42): 16089-16094.

Angelstam P. Mikusinski G. Rönbäck B.I. Östman A. Lazdinis M. Roberge J.M. Arnberg W. Olsson J. 2003. Two-dimensional gap analysis: a tool for efficient conservation planning and biodiversity policy implementation. *Ambio* 32 (8): 527-534.

Asner G.P. 1998. Biophysical and Biochemical sources of variability in canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment* 64: 234-253.

Azizi Z. Najafi A. Sohrabi H. 2008. Forest canopy density estimating , using satellite images. In Chen J. Jiang J. Peled A. (eds). Proceedings of the 21st ISPRS Congress, Commission VIII, Beijing, July 3-11, 2008: 1127-1130.

Bakker M.A. Carreño-Rocaado G. Poorter L. 2011. Leaf economics traits predict litter decomposition of tropical plants and differ among land use types. *Functional Ecology* 25: 473-483.

Balvanera P. Pfisterer A.B. Buchmann N. He J-S. Nakashizuka T. Raffaelli D. Schmid B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146-1156.

Baraloto C. Hérault B. Paine C.E.T. Massot H. Blanc L. Bonal D. Molino J-F. Nicolini E.A. Sabatier D. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology* 49: 861-870.

Barr L.M. Pressey R.L. Fuller D.B. Segan D.B. McDonald-Madden E. Possingham H.P. 2011. A New way to measure the world's protected area coverage. *PLoS ONE* 6: e24707.

Bengtsson J. Nilsson S.G. Franc A. Menozzi P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.

Borhidi A. 1995. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 1-2.

Borrelli P. Rondón S. Schütt B. 2013. The use of Landsat imagery to assess large-scale forest cover changes in space and time, minimizing false-positive changes. *Applied Geography* 41: 147-157.

Borrini-Feyerabend G. Dudley N. Jaeger T. Lassen B. Broome N.P. Phillips A. Sandwith T. 2013. *Governance of Protected Areas: From Understanding to Action*. Best Practice Protected Area Guidelines Series No.20, Gland, Switzerland: IUCN. xvi + 124p.

Bosso L. Rebelo H. Garonna A.P. Russo D. 2012. Modelling geographic distribution and detecting conservation gaps in Italy for the threatened beetle *Rosalia alpina*. *Journal for Nature Conservation* 21: 72-80.

Boyd D.S. Danson F.M. Satellite remote sensing of forest resources: three decades of research development. *Progress in Physical Geography* 29 (1): 1-26.

Brandon K. Sanderson S. Redford K. 1998. *Parks in peril: people, politics and protected areas*. Nature conservancy, Island Press, 532 p.

Bruner G. Gullison R. Rice R. da Fonseca G. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128.

Butchart S.H.M. Walpole M. Collen B. Van Strien A. Scharlemann J.P.W. et al. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168.

Cabeza M. 2003. Knowledge gaps in protected area effectiveness. *Animal Conservation* 16: 381-382.

Cadotte M.W. Carscadden K. Mirotchnick N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48: 1079-1087.

Cardinale B.J. Matulich K.L. Hooper D.U. Byrnes J.E. Duffy E. Gamfeldt L. Balvanera P. O'Connor M.I. Gonzalez A. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98: 572-592.

Carpenter S. Walker B. Anderies J.M. Abel N. 2001. From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystems* 4(8): 765-781.

Carreno-Rocabado G. Pena-Claros M. Bongers F. Alarcón A. Licona J-C. Poorter L. 2012. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology* 100: 1453-1463.

Chape S. Spalding M.D. Jenkins M.D. 2008. *The world's protected areas: status, values, and prospects in the 21st century*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California, 376 p.

Chapin I.F.S. Zavaleta E.S. Eviner V.T. Naylor R.L. Vitousek P.M. Reynolds H.L. Hooper D.U. Lavorel S. Salal O.E. Hobbie S.E. Mack M.C. Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

Chobotová V. 2007. Evolution of institutions for sustainable tourism in the context of transition process of Slovakia, Working Paper 1. Institute for Forecasting, SAS: Bratislava.

Clark T.W. 2002. The policy process. A practical guide for natural resource professionals. Yale University Press.

Cohen W.B. Goward S.N. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *BioScience* 54: 535-545.

Conti G. Díaz S. 2013. Plant functional diversity and carbon storage – an empirical test in semi-arid forest ecosystems. *Journal of Ecology* 101: 18-28.

Cornelissen J.H.C. Lavorel S. Garnier E. Díaz S. Bushmann N. Gurvich D.E. Reich P.B. et al. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.

Cubbage F.W. Newman D.H. 2006. Forest policy reformed: A United States perspective. *Forest Policy and Economics* 9: 261-273.

D'Amen M. Bombi P. Campanaro A. Zapponi L. Bologna M. A. Mason F. 2013. Protected areas and insect conservation: questioning the effectiveness of Natura 2000 network for saproxylic beetles in Italy. *Animal Conservation* 16: 370-378.

Dekker M. Turnhout E. Bauwens B.M.S.D.L. Mohren G.M.J. 2007. Interpretation and implementation of ecosystem management in international and national forest policy. *Forest Policy and Economics* 9: 546-557.

del Castillo E.M. García-Martin A. Aladrén L.A.L. de Luis M. 2015. Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park (Spain). *Applied Geography* 62: 247-255.

Díaz S. Cabido M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 464-655.

Díaz S. Hodgson J.G. Thompson K. Cabido M. Cornelissen J.H.C. Jalili A. Montserrat-Martí G. Grime J.P. Zarrinkamar F. Asri Y. Band S.R. Basconcelo S. Castro-Díez P. Funes G. Hamzehee B. Khoshnevi M. Pérez-Harguindeguy N. Pérez-Rontomé M.C. Shirvany F.A. Vendramini F. Yazdani S. Abbas-Azimi R. Bogaard A. Boustani S. Charles M. Dehghan M. de Torres-Espuny L. Falczuk V. Guerrero-Campo J. Hynd A. Jones G. Kowsary E. Kazemi-Saeed F. Maestro-Martínez M. Romo-Díez A. Shaw S. Siavash B. Villar-Salvador P. Zak M.R. 2004. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15: 295-304.

Díaz S. Lavorel S. de Bello F. Quétier F. Grigulis K. Robson M. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104 (52): 20684-20689.

Dietz T. Ostrom E. Stern P. 2003. The struggle to govern the commons. *Science* 302: 1907-1912.

DiMaggio P.J Powell W. 1983: "The iron cage revisited" institutional isomorphism and collective rationality in organizational fields". *American Sociological Review* 48: 147-60.

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 the Fruška gora Mt, Zbornik Matice srpske za prirodne nauke, 95: 71-81.

Doerfler I. Gossner M.M. Müller J. Seibold S. Weisser W.W. 2018. Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biological Conservation* 228: 70-78.

Doerfler I. Müller J. Gossner M.M. Hofner B. Weisser W.W. 2017. Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *Forest Ecology and Management* 400: 607-620.

Dudley N. Groves C. Redford K.H. Stolton S. 2014. Where now for protected areas? Setting the stage for the 2014 World Parks Congress. *Oryx* 48 (4): 496-503.

Dudley N. Belokurov A. Borodin O. Higgins-Zogib L. Hockings M. Lacerda L. Stolton S. 2004. *Are protected areas working? An analysis of protected areas*. WWF International, Gland.

Dudley N. Philips A. 2006. *Forests and protected areas. Guidance on the use of the IUCN protected area management categories*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, x+58p.

Ervin J. 2003. *WWF: Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management (RAPAM) Methodology*. WWF, Gland, Switzerland.

Falster D.S. Brannstrom A. Dieckmann U. Westoby M. 2011. Influence of four major plant traits on average height, leaf-area cover, net primary productivity, and biomass density in single-species forests: a theoretical investigation. *Journal of Ecology* 93: 521-535.

Falster D.S. Westoby M. 2005. Alternative height strategies among 45 dicot rain forest species from tropical Queensland, Australia. *Journal of Ecology* 99: 148-164.

FAO. 2010. *Global forest resources assessment 2010: Main report*. Rome.

Farell E.P. Führer E. Ryan D. Andersson F. Hüttl R. Piussi P. 2000. European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. *Forest Ecology and Management* 132: 5-20.

Fedrowitz K. Koricheva J. Baker S.C. Lindenmayer D.B. Palik B. Rosenvald R. Beese W. Franklin J.F. Kouki J. Macdonald E. Messier C. Svedrup-Thygeson A. Gustafsson L. 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 1669-1679.

Flynn D.F.B. Gogol-Prokurat M. Nogeire T. Molinari N. Richers B.T. Lin B.B. Simpson N. Mayfield M.M. DeClerck F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-23.

Folke C. Holling C.S. Perrings C. 1996. Biological diversity, ecosystems, and the human scale. *Ecological Applications* 6 (4): 1018-1024.

FOREST EUROPE, UNECE and FAO. 2011. *State of Europe's Forests 2011. Status and trends in sustainable forest management in Europe.*

Frank G. Parviainen J. Vandekerhove K. Latham J. Schuck A. Little D. 2007. Protected Forest Areas in Europe – Analysis and Harmonisation (PROFOR): Results, Conclusions and Recommendations. Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscapes, Vienna, Austria, p 201.

Franklin S.E. Wulder M.A. 2002: Remote sensing methods in medium spatial resolution satellite data land classification of large areas. *Progress in Physical Geography* 26: 173-205.

Garnier E. Cortez J. Billes G. Navas M.L. Roumet C. Debussche M. Laurent G. Blanchard A. Aubry D. Bellmann A. Neill C. Toussaint J.P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630-2637.

Geldmann J. Barnes M. Coad L. Craigie I.D. Hockings M. Burgess N.D. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* 161: 230-238.

Gibson C.C. McKean M.A. Ostrom E. 2000. *People and Forests. Communities, Institutions, and Governance.* The MIT Press, 274 p.

Gitay H. Noble I.R. Connell J.H. 1999. Deriving functional types for rain-forest trees. *Journal of Vegetation Science* 10: 641-650.

Gondard H. Deconchat M. 2003. Effects of soil surface disturbances after logging on plant functional types. *Annals of Forest Science* 60: 725-732.

Götmark F. 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *Forest Ecology and Management* 306: 292-307.

Gossner M.M. Lachat T. Brunet J. Isacsson G. Bouget C. Brustel H. Brandl R. Weisser W.W. Müller J. 2013. Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation Biology* 27: 605-614.

Green G.M. Schweik C.M. Randolph J.C. 2005a. Linking disciplines across space and time: useful concepts and approaches for land-cover change studies. In Moran E.F.

Ostrom E (eds.) *Seeing the Forest and the Trees. Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*. The MIT Press, p 61-80.

Green G.M. Schweik C.M. Randolph J.C. 2005b. Retrieving land-cover change information from Landsat satellite images by minimizing other sources of reflectance variability. In Moran E.F. Ostrom E (eds.) *Seeing the Forest and the Trees. Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*. The MIT Press, p 131-160.

Grime J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344-347.

Grime J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26-31.

Grujičić I. 2009. *Assessment of protected areas management effectiveness in Serbia: Application of WWF/World Bank management effectiveness tracking tools in protected areas managed by public enterprises for forest management "Srbijašume" and „Vojvodinašume“*. Master thesis of the management of protected areas programme, University of Klagenfurt, 107 p.

Hansen M.C. Loveland T.R. 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 122: 66-74.

Hernández-Manrique O.L. Numa C. Verdú J.R. Galante E. Lobo J.M. 2012. Current protected sites do not allow the representation of endangered invertebrates: the Spanish case. *Insect Conservation and Diversity* 5(6): 414-421.

Hermý M. Verheyen K. 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research* 22: 361-371.

Hockings M. Stolton S. Leverington F. Dudley N. Courrau J. 2006. *Evaluating effectiveness: A framework for assessing management effectiveness of protected areas. 2nd edition*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, xiv + 105p.

Holling C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.

Holling C.S. 1992. Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* 62(4): 447-502.

Hooper D.U. Adair E.C. Cardinale B.J. Byrnes J.E.K. Hungate B.A. Matulich K.L. Gonzalez A. Duffy J.E. Gamfeldt L. O'Connor M.I. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486: 105-8.

Hooper D.U. Chapin III. F.S. Ewel J.J. Hector A. Inchausti P. Lavorel S. Lawton J.H. Lodge D.M. Loreau M. Naeem S. Schmid B. Setälä H. Symstad A.J. Vandermeer J. Wardle D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning. A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75 (1): 3-35.

Jamalabad M.S. Abkar A.A. 2004. Forest canopy density monitoring, using satellite images. XXth ISPRS Congress, 12-23 July 2004, Istanbul, Turkey.

Janković M. Mišić V. 1980. *Šumska vegetacija i fitocenoze Fruške gore*. Monografije Fruške gore. Matica srpska, Novi Sad, 191 str.

Jokinen A. 2006. Standardization and entrainment in forest management. In Dyke and Haila (eds). *How Nature Speaks: The Dynamics of the Human Ecological Condition. New Ecologies for the Twenty-First Century*, p 198-217.

Jovanović Đ. S. 1903. *Prirodni i šumarski odnosi u Kraljevini Srbiji sa pogledom na buduće uređenje šuma*. Štamparija Đorđa Naumovića: Požarevac.

Kaufman H. 1960. *The Forest Ranger: A Study in Administrative Behavior*. Special Reprint Ed. Baltimore: John Hopkins University Press, Resources for the Future, Washington, DC, 269 p.

Knight A.T. Smith R.J. Cowling R.M. Desmet P.G. Faith D.P. Ferrier S. Gelderblom C.M. Grantham H. Lombard A.T. Maze K. Nel J.L. Pence K. Possingham H.P. Reyers B. Rouget M. Roux D. Wilson K.A. 2007. Improving the key biodiversity areas approach for effective conservation planning. *BioScience* 57: 256-261.

Knorn J. Kuemmerle T. Radeloff V.C. Szabo A. Mindrescu M. Keeton W.S. Abrudan I. Griffiths P. Gancz V. Hostert P. 2012. Forest restitution and protected area effectiveness in post-socialist Romania. *Biological Conservation* 146: 204-2012.

Koontz T.M. Bodine J. 2008. Implementing ecosystem management in public agencies: Lessons from the U.S. Bureau of Land Management and the Forest Service. *Conservation Biology* 22 (1): 60-69.

Kraus D. Krumm F. 2013. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 p.

Kroll A.J. Duke S.D. Hane M.E. Johnson J.R. Rochelle M. Betts M.G. Arnett E.B. 2012. Landscape composition influences avian colonization of experimentally created snags. *Biological Conservation* 152: 145-151.

Kuemmerle T. Hostert P. Radelof V.C. Perzanowski K. Kruhlov I. 2007. Post-socialist forest disturbance in the Carpathian border region of Poland, Slovakia, and Ukraine. *Ecological Applications* 17 (5): 1279-1295.

Lassauce A. Paillet Y. Jactel H. Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039.

Lavorel S. Díaz S. Cornelissen J.H. Garnier E. Harrison S.P. McIntyre S. Pausas J.G. Pérez-Harguindeguy N. Roumet C. Urcelay C. 2007. Plant functional types: Are we getting closer to the Holy Grail? In Canadell J.G. Pataki D. Pitelka L. (eds.), *Terrestrial ecosystems in a changing world*. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, p 149-160.

Lavorel S. Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

Lazdinis M. Angelstam P. 2004. Connecting social and ecological systems: an integrated toolbox for hierarchical evaluation of biodiversity policy implementation. *Ecological Bulletins* 51: 385-400.

Leverington F. Costa K.L. Pavese H. Lisle A. Hockings M. 2010. A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management* 46: 685-698.

Lillesand T.M. Kiefer R.W. Chipman J.W. 2004. *Remote sensing and image interpretation*. Fifth edition. John Wiley & Sons. US, 763p.

Lindenmeyer D.B. Likens G.E. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143: 1317-1328.

Mandić R.Č. 2000. Zaštita prirode i faune kičmenjaka u Srbiji. Zadužbina Andrejević, 102. Str.

Margules C.R. Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

Mayfield M.M. Bonser S.P. Morgan J.W. Aubin I. McNamara S. Vesik P.A. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19: 423-431.

McGill B.J. Enquist B.J. Weiher E. Westoby M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 178-185.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C.

Messier C. Bauhus J. Doyon F. Maure F. Sousa-Silva R. Nolet P. Mina M. Aquilué N. Fortin M.-J. Puettmann K. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems* 6 (21): 1-16.

Meyer W.B. Turner B.L. II. 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 573p.

Miljković N. 1975. Zemljišta Fruške gore. Monografije Fruške gore, Matica srpska, Novi Sad, 99 str.

Müller J. Büttler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981-992.

Naughton-Treves L. Holland M.B. Brandon K. 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 219-252.

Obradović M. 1966. Biljnogeografska analiza flore Fruške gore. Matica srpska, Odeljenje za prirodne nauke, posebna izdanja, Novi Sad, 226 p.

Obradović M. 1978. Retke i reliktno biljke Fruške gore sa biljnogeografskom analizom. Monografije Fruške gore. Matica Srpska, Novi Sad, 102 str.

Oldfield T.E.E Smith R.J. Harrop S.R. Leader Williams N. 2004. A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation* 120: 307-313.

Onoda Y. Westoby M. Adler P.B. Choong A.M.F. Clissold F.J. Cornelissen J.H.C. Díaz S. Dominy N.J. Elgart A. Enrico L. Fine P.V.A. Howard J.J. Jalili A. Kitajima K.

Kurokawa H. McArthur C. Lucas P. W. Markesteijn L. Pérez-Harguindeguy N. Poorter L. Richards L. Santiago L.S. Sosinski E.E. Van Bael S.A. Warton D.I. Wright I.J. Wright S.J. Yamashita N. 2011. Global patterns of leaf mechanical properties. *Ecology Letters* 14: 301-312.

Ostrom E. 1990. *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, New York, USA, 280 p.

Paillet Y. Pernot C. Boulanger V. Debaive N. Fuhr M. Gilg O. Gosselin F. 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management* 346: 51-64.

Paillet Y. Bergès L. Hjältèn J. Ódor P. Avon C. Bernhard-Römermann M. Bijlsma R-J. I sar. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24 (1): 101-112.

Parrish J.D. Braun D.P. Unnasch R.S. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience* 53 (9): 851-860.

Parviainen J. 2005. Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *Forest Snow and Landscape Research* 79 (1-2): 9-18.

Pérez-Harguindeguy N. Díaz S. Garnier E. Lavorel S. Poorter H. Jaureguiberry P. Bret-Harte M.S. Cornwell W.K. Craine J.M. Gurvich D.E. Urcelay C. Veneklaas E.J. Reich P.B. Poorter L. Wrigh I.J. Ray P. Enrico L. Pausas J.G. de Vos A.C. Buchmann N. Funes G. Quétier F. Hodgson J.G. Thompson K. Morgan H.D. ter Steege H. van der Heijden M.G.A. Sack L. Blonder B. Poschlod P. Vaieretti M.V. Conti G. Staver A.C. Aquino S. Cornelissen J.H.C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61: 167-234.

Perry D. Oren R. Hart S. 2008. *Forest Ecosystems*. The Johns Hopkins University Press, 606 p.

Pickett S.T.A. Thompson J.N. 1978. Patch dynamics and design of nature reserves. *Biological Conservation* 13: 27-37.

Poorter L. Bongers F. 2006. Leaf traits are good predictors of plant performance across 53 rain forest species. *Ecology* 87: 1733-1743.

Poorter L. Bongers L. Bongers F. 2006. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs, and functional groups. *Ecology* 87: 1289-1301.

Puettman K.J. Coates K.D. Messier C. 2009. *A Critique of Silviculture: Managing for complexity*. Island Press, Washington, 206 p.

Rametsteiner E. Mayer P. 2004. Sustainable forest management and Pan: European Forest Policy. *Ecological Bulletins* 51: 51-57.

Ranković N. Keča Lj. 2007. *Šumarska politika Srbije*. Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, Planeta print, Beograd, 480 str.

Rayner L. Lindenmayer D.B. Wood J.T. Gibbons P. Manning A.D. 2014. Are protected areas maintaining bird diversity? *Ecography* 37: 43-53.

Reich P.B. Walters M.B. Ellsworth D.S. 1992. Leaf-life span in relation to leaf, plant and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecological Monographs* 62: 365-392.

Reich P.B. Walters M.B. Ellsworth D.S. 1997. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 94: 13730-13734.

Rodrigues A.S.L. Andelman S.J. Bakarr M.I. Boitani L. Brooks T.M. Cowling R.M. i sar. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.

Running S.W. Queen L. Thornton M. 2000. The Earth Observing System and forest management. *Journal of Forestry* 98: 29-31.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) 2004a. *Programme of Work on Protected Areas (CBD Programmes of Work)*, Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 31p.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) 2004b. *Expanded Programme of Work on Forest Biological Diversity (CBD Programmes of Work)*, Montreal, 22p.

Scheffer M. Carpenter S. Foley J.A. Folke C. Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.

Schelhaas M.J. Nabuurs G.J. Schuck A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620-1633.

Schmitt C.B. Burgess N.D. Coad L. Belokurov A. Besancon C. Boisrobert L. Campbell A. i sar. 2009. Global analysis of the protection status of the world's forests. *Biological Conservation* 142: 2122-2130.

Schwartz M.W. Brigham C.A. Hoeksema J.D. Lyons K.G. Mills M.H. van Mantgem P.J. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122: 297-305.

Seibold S. Bässler C. Brandl R. Gossner M.M. Thorn S. Ulyshen M.D. Müller J. 2015a. Experimental studies of dead-wood biodiversity – a review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation* 191: 139-149.

Seibold S. Brandl R. Buse J. Hothorn T. Schmidl J. Thorn S. Müller J. 2015b. Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29: 382-390.

Sekulić G. 2011. *Overview of the national system of protected areas in Serbia: Recommendations for the implementation of IUCN protected area management categories*. Master thesis of the management of protected areas programme, University of Klagenfurt.

“Службени гласник РС” бр. 13/2011

Spies T.A. 1997. Forest stand structure, composition and function. In Kohm K.A. Franklin J.F. (eds.), *Creating a Forestry for the 21st Century, the Science of Ecosystem Management*. Island Press, London, p 11-30.

Stem M.R. Salafsky N. Brown M. 2005. Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. *Conservation Biology* 19: 295-309.

Stevanov M. 2014. *Evaluation of Forest Institutions by Political Science: State Forest Administrations and Forest Research Institutions. Examples from Croatia and Serbia*. Institute of Lowland Forestry and Environment, Novi Sad, Serbia.

Stojanović Lj. Krstić M.R. 2008. *Metodi prirodnog obnavljanja i negovanja šuma*. Beograd: Šumarski fakultet: Udrženje šumarskih inženjera i tehničara Srbije, Planeta print, Beograd, 365 str.

Stolton S. Hockings M. Dudley N. MacKinnon K. Whitten T. 2007. *Reporting Progress in Protected Areas. A Site-Level Management Effectiveness Tracking Tool: second edition*. World Bank/WWF Forest Alliance, Gland, Switzerland.

Strategija biološke raznovrnosti Republike Srbije za period od 2011. do 2018. godine. Ministarstvo životne sredine i prostornog planiranja, Beograd.

Suding K.N. Goldstein L.J. 2008. Testing the Holy Grail framework: using functional traits to predict ecosystem change. *New Phytologist* 180: 559-562.

Suding K.N. Lavorel S. Chapin F.S. Jackson S.T. Navas M-L. 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology* 14: 1125-1140.

Sussman R.W. Green G.M. Porton I. Andrianasolondraibe O.L. Ratsirarson J. 2003. A Survey of the habitat of *Lemur catta* in Southwestern Madagascar. *Primate Conservation* 19: 32-57.

Sussman R.W. Sweeney S. Green G.M. Porton I. Andrianasolondraibe O.L. Ratsirarson J. 2006. A preliminary estimate of Lemur catta population density using satellite imagery. In Jolly A. Sussman R.W. Koyama N. Rasamimanana H. (eds.), *Ringtailed Lemur Biology. Developments in Primatology: Progress and Prospect*. Springer, Boston, MA, p 16-31.

Šumarsko društvo AP Vojvodine i poljoprivredno-šumarska komora AP Vojvodine, Novi Sad. 1957. Deset godina šumarstva AP Vojvodine (1945-1954).

Turner M.G. Baker W.L. Peterson C.J. Peet R.K. 1998. Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1: 511-523.

Turner W. Rondinini C. Pettorelli N. Mora B. Leidner A.K. Szantoi Z. Buchanan G. Dech S. Dwyer J. Herold M. Koh L.P. Leimgruber P. Taubenboeck H. Wegmann M. Wikelski M. Woodcock C. 2015. Free and open-access satellite data are key to biodiversity conservation. *Biological Conservation* 182: 173-176.

Ustin S.L. Roberts D.A. Gamon J.A. Asner G.P. Green R.O. 2004. Using imaging spectroscopy to study ecosystem processes and properties. *BioScience* 54 (6): 523-534.

Vasić M. S. *Naše šume* 1904. I Knjiga - biblioteka "Srpskog ekonomista". Štamparija Sv. Nikolića: Beograd.

Vasić M. S. 1909. *Ograničavanje šuma u Srbiji*. Štamparija "Dositeja Obradovića": Beograd.

- Vatn A. 2005. *Institutions and the Environment*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, 481 p.
- Verbesselt J. Hyndman R. Newnham G. Culvenor D. 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment* 114: 106-115.
- Villegger S. Mason N.W.H. Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 971-977.
- Vujić A. Radenković S. Nikolić T. Radišić D. Trifunov S. Andrić A. Markov Z. Jovičić S. Mudri-Stojnić S. Janković M. Lugonja P. 2016. Prime Hoverfly (Insecta: Diptera: Syrphidae) Areas (PHA) as a conservation tool in Serbia. *Biological Conservation* 198: 22-32.
- Walker B. Kinzig A. Langridge J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2 (2): 95-113.
- Walker B. Meyers J.A. 2004. Tresholds in ecological and social-ecological systems: a developing database. *Ecology and Society* 9(2): 3.
- Westoby M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* 199: 213-227.
- White P.S. 1979. Pattern, process and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review* 45: 229-299.
- Williams P. Araújo M. 2002. Apples, oranges, and probabilities: Integrating multiple factors into biodiversity conservation with consistency. *Environmental Modeling & Assessment* 7: 139-151.
- Winter S. Borrass L. Geitzenauer M. Blondet M. Breibeck R. Weiss G. Winkel G. 2014. The impact of Natura 2000 on forest management: a socio-ecological analysis in the continental region of the European Union. *Biodiversity Conservation* 23: 3451-3482.
- Wolf S.A. Primmer E. 2006. Between Incentives and Action: A pilot study of biodiversity conservation competencies for multifunctional forest management in Finland. *Society and Natural Resources* 19: 845-861.

Woodley S. MacKinnon K. McCanny S. Pither R. Prior K. Salafsky N. Lindenmayer D. 2015. Managing protected areas for biological diversity and ecosystem functions. In Worboys G.L. Lockwood M. Kothari A. Feary S. Pulsford I. (eds.), *Protected Areas Governance and Management*. ANU Press, Canberra, p 651-684.

Woodwell G.M. Houghton R.A. Stone T.A. Nelson R.F. Kovalick W. 1987. Deforestation in the tropics: new measurements in the Amazon basin using Landsat and NOAA/AVHRR imagery. *Journal of Geophysical Research* 92: 2157-63.

Wright I.J. Reich P.B. Westoby M. Ackerly D.D. Baruch Z. Bongers F. Cavender-Bares J. Chapin T. Cornelissen J.H.C. Diemer M. Flexas J. Garnier E. Groom P.K. Gulias J. Hikosaka K. Lamont B.B. Lee T. Lee W. Lusk C. Midgley J.J. Navas M.L. Niinemets Ü. Oleksyn J. Osada N. Poorter H. Poot P. Prior L. Pyankov V.I. Roumet C. Thomas S.C. Tjoelker M.G. Veneklaas E.J. Villar R. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821-827.

Wright I.J. Reich P.B. Cornelissen J.H.C. Falster D.S. Groom P.K. Hikosaka K. Lee W. Lusk C.H. Niinemets Ü. Oleksyn J. Osada N. Poorter H. Warton D.I. Westoby M. 2005. Modulation of leaf economic traits and trait relationships by climate. *Global Ecology and Biogeography* 14: 411-421.

Wulder M.A. White J.C. Goward S.N. Masek J.G. Irons J.R. Herold M. Cohen W.B. Loveland T.R. Woodcock C.E. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment* 122: 2-10.

Yin R.K. 2009. *Case study research. Design and methods. 4th edition*. SAGE Publications.

Zielonka T. Nikalsson M. 2001. Dynamics of dead wood and regeneration pattern in natural spruce forest in the Tatra Mountains, Poland. *Ecological Bulletins* 49: 159-163.



BIOGRAFIJA

Sonja Trifunov je rođena 08.07.1982. u Somboru. U istom gradu je završila osnovnu školu, a nakon toga gimnaziju „Veljko Petrović“, prirodno-matematički smer, sa odličnim uspehom 2001. godine. Iste godine se upisuje na studije ekologije na Prirodno-matematičkom fakultetu u Novom Sadu, Departmanu za biologiju i ekologiju. Osnovne studije završava 2006. godine sa prosekom 9,52. Nakon toga se zapošljava na Slovačkoj akademiji nauka u Bratislavi, gde provodi tri godine kao Marie Curie stipendista, u okviru FP6 međunarodnog projekta „Governat“, u okviru kojeg se obučava za interdisciplinarna istraživanja u oblasti upravljanja prirodnim resursima. Sprovela je istraživanje o upravljanju restituisanim šumama u kolektivnom tipu vlasništva u Slovačkoj, ali je učestvovala i u pod-projektima, kao na primer, u eksperimentalnim istraživanjima o upravljanju šumama. Nakon toga, oktobra 2010., upisuje Doktorske akademske studije na Prirodno-matematičkom fakultetu u Novom Sadu, smer doktor nauka – ekološke nauke. Doktorske studije je započela u okviru Laboratorije za istraživanje i zaštitu biodiverziteta. Aprila 2011 je zaposlena na FP7 projektu „EXPEER“, kao stručni saradnik, a od Novembra 2011. kao istraživač pripravnik na projektu III 43002 „Biosensing tehnologije i globalni sistem za kontinuirana istraživanja i integrisano upravljanje ekosistemima“, Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije. Učestvovala je i na drugim projektima, kao na primer na pokrajinskom projektu „Evaluacija ekoloških mreža u cilju efikasnije zaštite prirode u AP Vojvodini“, projektu Pokrajinskog Zavoda za zaštitu prirode „Ekonomsko vrednovanje ekosistemskih usluga Specijalnog rezervata prirode Koviljsko-Petrovaradinski rit“, itd. Pohađala je niz škola i obučavanja, pre i tokom doktorskih studija. Dva puta je boravila u Španiji, u Laboratoriji za GIS i daljinsku detekciju, Donjana biološke stanice, gde se obučavala za primenu satelitskih snimaka u analizi šumske vegetacije. Učestvovala je u kratkoj istraživačkoj misiji u okviru COST akcije „CAPABAL“, na Univerzitetu za nauke o prirodnim resursima u Beču, sa naslovom misije: „Kriterijumi i indikatori održivog gazdovanja šumama.“ Objavila je 6 radova u naučnim časopisima sa SCI liste, od toga 1 kao prvi autor, 2 rada u časopisima od nacionalnog značaja, 1 samostalni naučni rad, 2 poglavlja u knjizi od međunarodnog značaja, 1 poglavlje u knjizi od nacionalnog značaja i više saopštenja sa međunarodnih skupova, štampanih u izvodu. Član je evropskog društva za ekološku ekonomiju, i član svetske mreže za unapređenje nauke o uslugama ekosistema.

UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET
KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

Redni broj:
RBR

Identifikacioni broj:
IBR

Tip dokumentacije: Monografska dokumentacija
TD

Tip zapisa: Tekstualni štampani materijal
TZ

Vrsta rada (dipl., mag., dokt.): Doktorska disertacija
VR

Ime i prezime autora: Sonja Trifunov
AU

Mentor (titula, ime, prezime, zvanje): Dr Milan Borišev, vanredni profesor, fiziologija biljaka
MN Dr Mirjana Stevanov, naučni saradnik i docent, biotehničke nauke , šumarska politika

Naslov rada: Gazdovanje šumama u zaštićenim područjima u Srbiji i realizacija konzervacionih ciljeva
NR

Jezik publikacije: Srpski
JP

Jezik izvoda: srp. / eng.
JI

Zemlja publikovanja: Srbija
ZP

Uže geografsko područje: AP Vojvodina
UGP

Godina: 2019
GO

Izdavač: autorski reprint
IZ

Mesto i adresa: Trg Dositeja Obradovića 2, Novi Sad
MA

Fizički opis rada: broj poglavlja (8) stranica (111) slika (28) tabela (17) referenci (170)
FO

Naučna oblast: Ekologija
NO

Naučna disciplina: Zaštita životne sredine
ND

Predmetna odrednica, ključne reči: PO Gazdovanje i upravljanje šumskim resursima, zaštita šuma, funkcionalna ekologija, satelitska daljinska detekcija

UDK

Čuva se: ČU U biblioteci Prirodno-matematičkog fakulteta, Univerziteta u Novom Sadu, Trg Dositeja Obradovića 2, 21000 Novi Sad

Važna napomena: VN Nema

Izvod: IZ

U radu je analizirano gazdovanje šumama u zaštićenim područjima u Srbiji, posmatrajući: 1) ekološke efekte gazdovanja, i 2) procese prilagođavanja gazdovanja konzervacionim potrebama. Površina zaštićenih područja je značajno porasla, ali ima malo informacija o njihovom doprinosu u realizaciji konzervacionih ciljeva. Pošto se u većini zaštićenih šumskih područja u Evropi aktivno gazduje, i dozvoljeno je korišćenje drvne biomase, informacije o efektima gazdovanja su neophodne. Glavna barijera u ekološkim evaluacijama gazdovanja je nepostojanje indikatora kojima bi se mogle izmeriti promene u ekosistemu, a koje nastaju kao rezultat primenjenih mera gazdovanja. Poslednjih godina se sve više ističe potencijal primene funkcionalnih indikatora, tj. indikatora koji se oslanjaju na informacije o funkcionalnim karakteristikama vrsta. U radu je stoga primenjen funkcionalni pristup za analizu ekološkog efekta gazdovanja. U te svrhe su odabrane karakteristike koje se povezuju sa sposobnošću vrsta za brzo usvajanje ili konzervisanje resursa, tj. određuju odgovor vrsta na promene u dostupnim resursima, a koje, na primer, nastaju usled uklanjanja drvne biomase: visina, specifična površina lista, sadržaj suve materije lista, sadržaj ukupnog azota i ukupnog fosfora. Iste se dovode i u vezu sa primarnom produktivnošću i dekompozicijom, procesima od značaja za očuvanje integriteta ekosistema. Pošto analiza odgovora funkcionalnih indikatora zahteva duži vremenski period posmatranja, u radu je osmišljen drugačiji pristup za izvođenje eksperimenta. U te svrhe su iskorišćeni Landsat satelitski snimci, tj. tri snimka sa vremenskim razmakom od 10 godina: 1994., 2005. i 2015. godina. Izvršena je digitalna klasifikacija snimaka prema sastavu šuma, nakon čega su detektovane promene u sastavu šuma za period od ukupno 20 godina. Ovi podaci su spojeni sa podacima o funkcionalnim karakteristikama vrsta, kako bi se utvrdile promene u funkcionalnoj kompoziciji. Poslednji korak je bio formiranje modela šumske krune, kroz koji je određen intenzitet seče. Koristeći podatke o promenama u gustini krune i promenama u funkcionalnoj kompoziciji, sproveden je eksperiment, tj. analiza efekta različitih nivoa intenziteta seče na promene u funkcionisanju šumskog ekosistema. Za sprovođenje ovog eksperimenta je odabran samo jedan deo Fruške gore, jer je cilj bio da se osmisli pristup za evaluaciju, prilagođen trenutnom konceptu gazdovanja zaštićenim šumskim područjima, i ispita njegova praktičnost. Kao propratni podatak ovoj analizi, sprovedena je i komparativna analiza upravljača zaštićenih šumskih područja u Srbiji, kako bi se ispita nivo ulaganja u konzervacione sposobnosti, kao ključnog procesa u implementaciji konzervacionih ciljeva. U digitalnoj klasifikaciji je postignuta visoka

preciznost, sa ukupnom preciznošću 94,5% i Kapa koeficijentom 0,93. Potpuno spektralno razdvajanje je postignuto samo za *Q. petraea* od *Tilia tomentosa*, i sastojina u kojima se kao dominantne pojavljuju *F. silvatica* i *Tilia tomentosa*. Utvrđeno je prodiranje *F. moesiaca* u šume *Q. petraea*, i apsolutno širenje vrste *Tilia tomentosa*, posebno u periodu nakon 2005. godine, a koja prema podacima o karakteristikama vrsta ima najveću kompetitivnu sposobnost u odnosu na druge ispitivane vrste drveća. Rezultati modela gustine krune ukazuju na postepeno proređivanje šume od 1994. ka 2015. godini, sa potpunim nestankom šuma guste krune na prelazu između 1994. i 2005. godine. Utvrđen je značajan efekat proređivanja šume na promene u funkcionalnoj kompoziciji. Sa višim intenzitetom proređivanja, CWM indikator se pomerio od konzervativnih karakteristika ka onima koje ukazuju na dominaciju vrsta sklonih brzom sticanju resursa. Prelaz koji je imao značajnog efekta na promene je prelaz iz šume sa gustom krune većom od 65% u šumu gustine krune između 50-65%, a što bi moglo ukazivati i na prelaz u drugi režim funkcionisanja ekosistema. Konzervacioni ciljevi su još uvek slabo integrisani u gazdovanje šumama u zaštićenim područjima.

Datum prihvatanja teme od strane 27.06.2019. na 10. sednici

Senata:

DP

Datum odbrane:

DO

Članovi komisije:

(ime i prezime / titula / zvanje /
naziv organizacije / status)

KO

Predsednik: Dr Ante Vujić, redovni profesor

Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u
Novom Sadu, Departman za biologiju i ekologiju

Član (Mentor): Dr Milan Borišev, vanredni
profesor

Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u
Novom Sadu, Departman za biologiju i ekologiju

Član (Mentor): Dr Mirjana Stevanov, naučni
saradnik i docent

Institut za nizijsko šumarstvo i životnu sredinu,
Univerzitet u Novom Sadu

Član: Dr Slobodanka Pajević, redovni profesor

Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u
Novom Sadu, Departman za biologiju i ekologiju

Član: Dr Saša Orlović, redovni profesor

Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Novom Sadu

UNIVERSITY OF NOVI SAD
FACULTY OF SCIENCES
KEY WORD DOCUMENTATION

Accession number:
ANO
Identification number:
INO
Document type: Monograph documentation
DT
Type of record: Textual printed material
TR
Contents code: PhD Thesis
CC
Author: Sonja Trifunov
AU
Mentor: Dr Milan Borišev, associate professor
Dr Mirjana Stevanov, assistant professor
MN
Title: Forest protected area management in Serbia and
realisation of conservation objectives
TI
Language of text: Serbian
LT
Language of abstract: english / serbian
LA
Country of publication: Serbia
CP
Locality of publication: AP Vojvodina
LP
Publication year: 2019
PY
Publisher: Personal reprint
PU
Publication place: Novi Sad
PP

Physical description: PD	Chapters (8) pages (111) figures (28) tables (17) references (170)
Scientific field SF	Ecology
Scientific discipline SD	Environmental protection
Subject, Key words SKW	Forest management and governance, forest conservation, functional ecology, remote sensing
UC	
Holding data: HD	Library of Faculty of Sciences, University of Novi Sad, Trg Dositeja Obradovića 2, 21000 Novi Sad, Serbia
Note: N	none
Abstract: AB	

In this work, the forest management in protected areas of Serbia was analysed, following: 1) ecologic effects of management and 2) investments in capabilities essential for integration of conservation objectives. The size of protected areas has significantly grown, but there is a little information on their contribution to real conservation goals. Since in most of European protected forest areas is employed active management, the information on ecological effects of management is necessary. The main barrier in ecologic evaluations of managing is the absence of indicators, which could measure the changes in ecosystem, resulting from applied measures. Recently, the potentiality of functional indicators is more emphasized, i.e. indicators, which lean on information about functional traits of species. So, in this work functional approach was taken to analyse ecologic effects of forest management. For this sake were chosen characteristics, which are connected to capabilities of species to acquire or conserve resources, i.e. define the answer of the species on changes in available resources, caused by elimination of wooden mass, i.e. logging: height, specific leaf area, leaf dry matter content, nitrogen content and phosphorus content. The same are

connected to the processes of significance for conservation of ecosystem integrity (net primary productivity and decomposition). Since the analysis of functional indicators response demands a longer period of observation, another attitude of performing the experiment was conceptualized. For that purpose Landsat satellite image was used, i.e. three images in interval of ten years: 1994, 2005, and 2015. A digital image classification of forest composition was performed, after which the changes in forest composition were detected over the period of 20 years. These data were then connected with the data on functional characteristics of species to determine changes in functional composition. The last step was forming of forest canopy density model, through which was determined the intensity of logging. Using data on changes of forest canopy density model and changes in functional composition, an experiment was performed, i.e. analysis of effects of different levels of logging intensity on changes in forest ecosystem function. For the performing of this experiment was chosen just a part of Fruska gora, as the goal was to try to construct the evaluation approach, adapted to momentary concept of managing in protected forest areas and inspect its feasibility. As an accompanying data with this analysis was performed a comparative analysis of protected forest area managers in Serbia, to examine the level of investments in conservation capabilities, as the key process in implementing conservation goals.

Accepted on Senate on:

27.06.2019. on 10th meeting

AS

Defended:

DE

Thesis Defend Board:

President: Ante Vujić, PhD, full professor

DB

Faculty of Sciences, University of Novi Sad,
Department of biology and ecology

Member (supervisor): Milan Borišev, PhD,
associate professor

Faculty of Sciences, University of Novi Sad,
Department of biology and ecology

Member (supervisor): Mirjana Stevanov, PhD,
research associate and assistant professor

University of Novi Sad, Institute of Lowland
Forestry and Environment

Member: Slobodanka Pajević, PhD, full
professor

Faculty of Sciences, University of Novi Sad,
Department of biology and ecology

Member: Saša Orlović, PhD, full professor

Faculty of Agriculture, University of Novi Sad