

UDK 632.151(497.12-18 "Pohorje+Kozjak")

NOVEJŠE UGOTOVITVE O OBSEGU IN POMENU PROPADANJA GOZDOV NA POHORJU IN KOZJAKU

Zoran Belec*

Izvleček

Predstavljene so najnovejše ugotovitve o razvoju zdravstvenega stanja gozdov na Pohorju ter Kozjaku in o možnih vzrokih za njegovo spreminjanje. Izsledki lišajske bioindikacije se ujemajo z izidi bioindikacije gozdnih dreves, pri čemer se vpliv onesnaženega zraka zmanjšuje od vrha krošnje do tal. Gozdna drevesa v zahodnem delu Pohorja in Kozjaka so bolj poškodovana kot v vzhodnem, kar je verjetna posledica imisije šoštanske termoelektrarne.

Ključne besede: onesnaževanje okolja, propadanje gozdov, Slovenija, Pohorje, Kozjak.

THE LATEST STATEMENTS ABOUT THE EXTENT AND MEANING OF FOREST DECAY ON POHORJE WITH KOZJAK

Abstract

Represented are the newest statements about development of forest

* mag., dipl. inž., Javna gozdarska služba, Tyrševa 15, 62000 Maribor, Slovenija

health condition on Pohorje with Kozjak and possible causes of its alteration. The results of lichens bioindication coincide with the results of bioindication of forest trees, where the influence of polluted air is diminishing from the top to the bottom of the trees. Forest trees in western part of Pohorje with Kozjak are more damaged as in eastern part, probably because of imision from thermo-plant in Šoštanj.

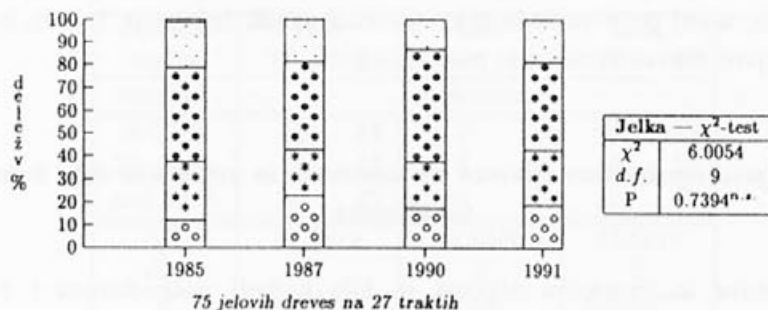
Key words: Environmental polution, forest decay, Slovenia, Pohorje, Kozjak.

Ogroženost glavnih drevesnih vrst vzhodnega dela Pohorja in Kozjaka

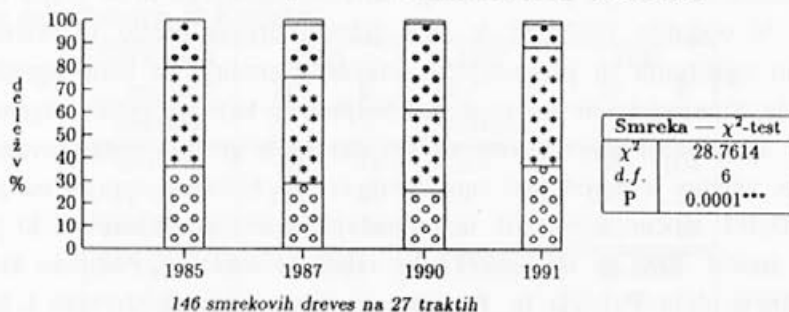
Popis propadanja gozdov smo l. 1985, 1987, 1990 in 1991 na vzhodnem delu obravnavanega področja opravili v 27 vzorčnih sestojih. V šestletnem obdobju smo popisovali zdravstveno stanje na 27 krat 24 drevesih, ki pa l. 1991 niso bila vsa ista kot l. 1985, zato smo od 648 lahko upoštevali samo 501 drevo. Po evropski metodi smo ovrednotili 75 jelovih, 146 smrekovih in 65 bukovih dreves z vladajočih socialnih položajev (Anonymus 1986; Neumann et al 1988). Izsledki so prikazani na slikah 1-3.

Ker smo pri vseh popisih popisovali ista drevesa, razlike med deleži posameznih razredov poškodovanosti ponazarjajo dejanski razvoj poškodovanosti vzorčnih dreves. Ob vsaki sliki so navedene vrednosti in značilnost hi²-testa, s katerim smo ugotavljali značaj poškodovanosti dreves v obravnavanem obdobju. Spremembe poškodovanosti jelovih dreves niso značajne, saj je hi² neznačilen, zato sklepamo, da poškodbe jelovih dreves v posameznih letih med seboj niso povezane. Delež srednje poškodovanih dreves je v vseh letih najvišji in je l. 1990 znašal skoraj 50%, tudi močno poškodovanih dreves je pri jelki največ. Pri smreki obstaja statistično značilna razlika pri frekvencah poškodovanosti v obdobju 1985-1991 (hi² je visoko značilen). Prevladujeta razreda malo poškodovanih in nepoškodovanih dreves. Izjema je l. 1990, v katerem imajo največji delež srednje poškodovana drevesa (osutost 26-60%). L. 1985 in 1987 je znašal dobrih 20%, l. 1990 se je povzpел na slabih 40% in l. 1991 je upadel na 10%. Buko-

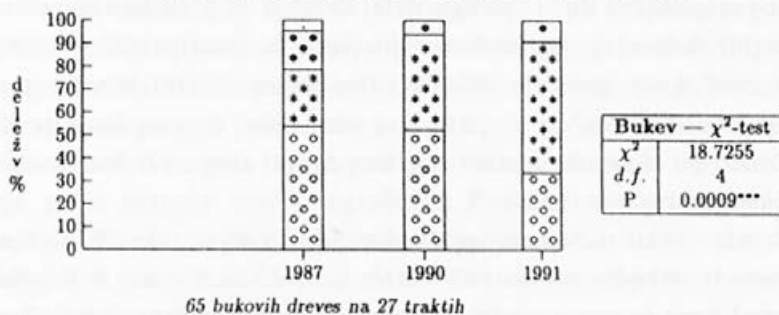
Slika 1: Razredi poškodovanosti jelovih dreves v l. 1985–1991



Slika 2: Razredi poškodovanosti smrekovih dreves v l. 1985–1991



Slika 3: Razredi poškodovanosti bukovih dreves v l. 1987–1991



Legenda za slike 1–3:

- ... nepoškodovano
- ... malo poškodovano

- ... srednje poškodovano
- ... močno poškodovano
- ... odmrlo drevo

va drevesa smo začeli popisovati l. 1987. Hi2 je tudi tu značilen, čeprav so drevesa v najnižjih razredih poškodovanosti, predvsem v razredu nepoškodovanih, manj pa v razredu malo poškodovanih. Izjema je l. 1991, ko je bilo največ dreves z osutostjo med 11 in 25%.

Primerjava ogroženosti iglavcev na zahodnem in vzhodnem delu Pohorja ter Kozjaka

Jelova in smrekova drevesa so bila najbolj poškodovana l. 1987. Takrat je bilo kar tri četrtine jelovih dreves močno ogroženih ali pa so propadala. L. 1991 pa je bilo stanje bistveno ugodnejše in še boljše od l. 1985. V obdobju 1987-1991 je 30% jelovih dreves prešlo iz razredov močno ogroženih in propadajočih dreves v srednje in malo ogrožene razrede. Stanje jelovih dreves se je izboljšalo in kaže na veliko regenerativno sposobnost jelovih krošenj. Pri smreki je gibanje poškodovanosti enako, vendar je ogroženost smrekovih dreves bistveno manjša od jelovih. Delež močno ogroženih in propadajočih smrekovih dreves, ki je l. 1987 znašal 30%, je bil l. 1991 tako rekoč zanemarljiv. Podobno kot v zahodnem delu Pohorja in Kozjaka so bila smrekova drevesa l. 1987 močnejše ogrožena tudi v vzhodnem delu. Višja stopnja ogroženosti iglavcev slovenjgraškega in celjskega dela Pohorja je posledica neposredne bližine TE Šoštanj in povprečno višjih padavin. Emisija SO₂ je bila najvišja l. 1987, ko je presegla 100.000 t (Anonymus 1991a). Visoka stopnja poškodovanosti l. 1987 je verjetna posledica imisij in neugodnih podnebnih razmer. Po slovenski metodi smo ovrednotili drevesa iz vseh socialnih položajev (Anonymus 1991b).

Čeprav lahko razlike v ogroženosti jelovih in smrekovih dreves na zahodnem in vzhodnem delu Pohorja ter Kozjaka razberemo že iz primerjave tabel, smo vseeno naredili ustrezen statistični preizkus - hi2. Zaradi potencialne neusklajenosti med popisovalci obeh primerjanih področij smo običajno število razredov ogroženosti zmanjšali s 5 na 3. Pri močnejše ogroženi jelki smo združili prva dva in zadnja dva razreda ogroženosti, pri smreki pa zadnje tri razrede. Razponi osutosti novih razredov z združenimi frekvencami in statističnimi kazalci so prikazani v tabelah 1 in 2.

Tab. 1: Primerjava ogroženosti jelovih dreves na zahodnem in vzhodnem delu Pohorja in Kozjaka.

JELKA regija	1985		1987		1991	
	W	E	W	E	W	E
osutost	frekvenca					
0-25 %	23	53	9	58	24	71
26-60 %	10	52	9	49	16	38
nad 60 %	39	23	54	21	32	19
χ^2	31.1879		67.5586		21.5379	
d.f.	2		2		2	
P	0.0000***		0.0000***		0.0000***	

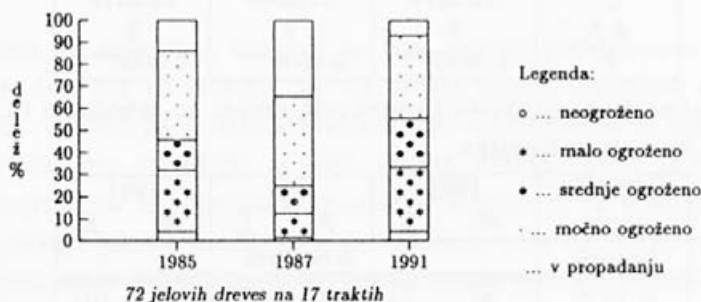
Tab. 2: Primerjava ogroženosti smrekovih dreves na zahodnem in vzhodnem delu Pohorja in Kozjaka.

SMREKA regija	1985		1987		1991	
	W	E	W	E	W	E
osutost	frekvenca					
0-10 %	47	75	16	63	53	104
11-25 %	111	90	83	88	108	80
nad 25 %	55	38	114	52	52	19
χ^2	11.4940		51.0540		35.8555	
d.f.	2		2		2	
P	0.0032**		0.0000***		0.0000***	

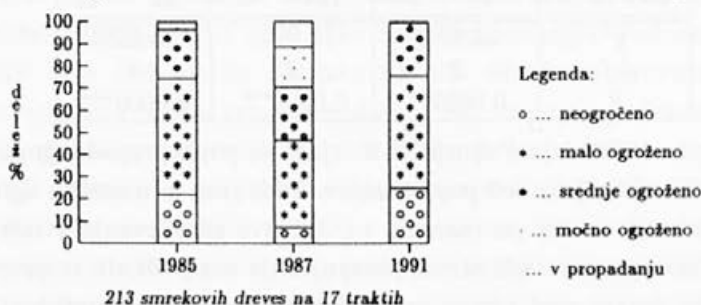
Na zahodnem delu Pohorja in Kozjaka je popis propadanja gozdov v l. 1985-1991 opravljalo več popisovalcev. Tudi zato je umestno ugotavljanje ogroženosti dreves po razredih oz. njihovo združevanje v razrede. V naši raziskavi pa smo tudi zaradi pomanjkanja neogroženih in propadajočih jelovih dreves prvi razred priključili k razredu malo ogroženih, zadnjega pa k razredu močno ogroženih. Podobno smo pri smreki zaradi manjšega števila močno ogroženih in propadajočih dreves oba razreda priključili k razredu srednje ogroženih. Osutost dreves je, kot bomo videli kasneje, poglavitni kazalec zdravstvenega stanja, zato smo pred frekvenca-mi združenih razredov navedli osutost v %. Porazdelitve ogroženosti jelovih in smrekovih dreves na zahodnem delu Pohorja in Kozjaka se statistično značilno razlikujejo od tistih iz vzhodnega dela pohorskega masiva in Kozjaka. Pri jelovih in smrekovih drevesih v l. 1987 in 1991 smo takšno ugotovitev sprejeli z 0.1-odstotnim tveganjem, pri smrekovih drevesih l.

1985 pa z 1-odstotnim. Vzorčenje dreves je bilo v primerjanih delih opravljeno po istih načelih načrtnega vzorčenja, kar dovoljuje prenos trditev o različni stopnji poškodovanosti tudi na celotne populacije dreves. Vzhodni (mariborski) del Pohorja in Kozjaka je manj poškodovan kot zahodni, kar je razvidno iz tabel in slik. Močnejšo ogroženost jelovih in smrekovih dreves v zahodnem delu smo ugotovili l. 1985, 1987 in 1991, torej v celotnem proučevanem obdobju.

Slika 4: Razredi ogroženosti jelovih dreves v l. 1985–1991 na zahodnem delu Pohorja in Kozjaka.



Slika 5: Razredi ogroženosti smrekovih dreves v l. 1985–1991 na zahodnem delu Pohorja in Kozjaka.



Vrednotenje potencialnih kazalcev zdravstvenega stanja dreves

Posebno pomembno vlogo med biotskimi dejavniki, ki vplivajo na rast dreves, ima položaj drevesa glede na njegove sosedje, ali na kratko socialni položaj. Kadar preide drevo iz nižjega v višji socialni položaj, kar je posledica sprostitve rastnega prostora, lahko razvije večjo krošnjo kot bi jo razvilo, če bi ostalo v istem socialnem položaju. V primeru socialnega sestopa, ki je običajen v življenju gozda, pa ima drevo na voljo sorazmerno manjši rastni prostor, kar vpliva tudi na debelinski prirastek. Upo-

rabili smo nekoliko prilagojeno Kraftovo socialno klasifikacijo (Schaedelin 1956), ki je uporabljena tudi pri evropski metodi popisa propadanja gozdov. Osutost in socialni položaj smo v letu 1991 ocenili na 316 reprezentančno izbranih jelkah, 687 smrekah in 316 bukvah. Drevesa smo popisali na 27 razširjenih traktih popisa propadanja gozdov na vzhodnem delu Pohorja in Kozjaka. Zaradi velikega števila potencialnih kazalcev zdravstvenega stanja dreves (nekrotičnost, suh vrh, številne suhe stranske veje, številni sekundarni poganjki, pogoste šibaste veje) smo preverili korelacijo med temi mnogimi prediktorji in eno rezultativno spremenljivko - kriterijem. Za to smo uporabili statistično metodo multiple korelacije, s katero smo ugotovili, kateri kazalci so za presojo življenjske sposobnosti - vitalnosti dreves bolj in kateri manj pomembni. Kot rezultativno spremenljivko smo izbrali periodični letni debelinski prirastek id za obdobje 1981-90, ki smo ga ugotovili z vrtanjem. Iz prirastka premera izvira namreč 70-80% prostorninskega prirastka drevesa (Lötsch 1973), ki je rezultat rasti lesnatih rastlin in za katerega domnevamo, da je pod vplivom kazalcev zdravstvenega stanja. Pri izboru kazalcev smo v razčlenbo postopno vključevali tudi prekursorje v nominalni merski skali (fitocenoza, dolžina krošnje itd.). V vrednosti osutosti so poleg neznanega vzroka zajeti tudi ugotovljeni znani vzroki poškodb krošnje iz popisov l. 1990 in 1991.

Tab. 3: Zveza med periodičnim letnim debelinskim prirastom i_d in potencialnimi kazalci zdravstvenega stanja dreves (rezultati multiple korelacije)

vrsta	R^2	SE
JELKA	0.314	1.42 mm
SMREKA	0.504	1.39 mm
BUKEV	0.231	1.37 mm

Pri jelki smo z modelom, ki vsebuje tri prediktorje, pojasnili 31.4% celotne variabilnosti debelinskega prirastka, kar pomeni dejansko pomembno povezanost. Na prvem mestu je prsni premer drevesa, sledita osutost in dolžina krošnje. Z večanjem prsnega premera linearno narašča debelinski prirastek (premica debelinskega prirastka) in je temeljna zakonitost razvoja debelinskega prirastka dreves (Lötsch 1973). Socialni polo-

žaj je interkoreliran s prsnim premerom, zato tudi ni eksplicitni prediktor debelinskega prirastka dreves. Pomemben vpliv na prirastek ima osutost z negativnim regresijskim koeficientom. Zadnji statistično značilni prekursor je dolžina krošnje, ki ima pozitiven regresijski koeficient, kar pomeni, da z daljšanjem krošnje (všteto je tudi "daljšanje" krošnje s sekundarnimi poganjki) prirastek narašča.

Pri smreki nam je z modelom, ki vsebuje pet prediktorjev, uspelo pojasniti 50.4 % celotne variabilnosti debelinskega prirastka, kar pomeni visoko povezanost. Na prvem mestu je prsni premer, takoj za njim pa nadmorska višina sestoja iz katerega je drevo. Naslednje tri spremenljivke so manj pomembne, a vseeno značilne. To so naklon terena, osutost in gozdna združba. Nadmorska višina in naklon rastišča imata negativen regresijski koeficient, kar pomeni, da imajo smrekova drevesa na višjih nadmorskih višinah in v strmejših legah manjši debelinski prirastek kot na nižjih višinah in položnejšem terenu. Gozdna združba je v našem primeru karakterna spremenljivka, katere vplivi so razvidni iz sukcesivnih parov med posameznimi združbami.

Querco-Luzulo-Fagetum <====> Luzulo-Abieti-Fagetum

Luzulo-Abieti-Fagetum <====> Galio-Abietetum

Galio-Abietetum <====> Luzulo sylvaticae-Piceetum

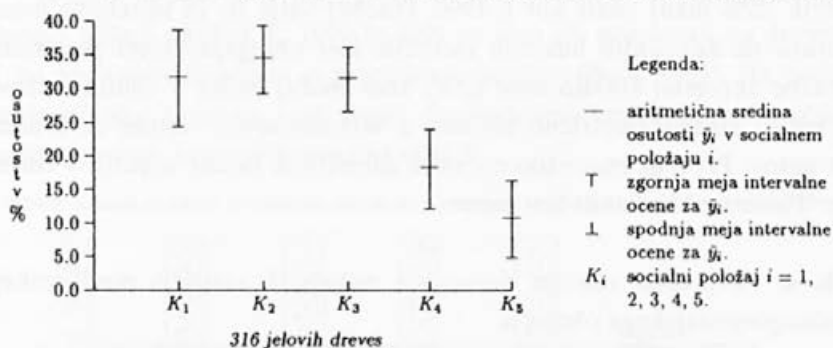
Luzulo sylvaticae-Piceetum <====> Bazzanio-Piceetum

Razlika v debelinskem prirastku prvega para je neznatna, pri drugem paru je pozitivna, kar pomeni večji debelinski prirastek na rastišču Galio-Abietetum, pri tretjem in četrtem pa negativna. Zadnji značilni dejavnik, ki vpliva na debelinski prirastek, je osutost, ki ima negativen predznak.

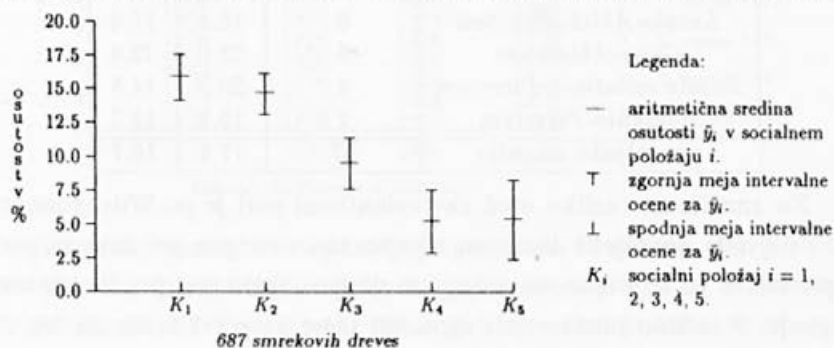
Pri bukvi smo z modelom, ki vsebuje tri prediktorje, pojasnili 23.1% celotne variabilnosti debelinskega prirastka, kar pomeni dejansko pomembno povezanost. Najpomembnejši prediktor je prsni premer, sledita mu manj pomembna naklon terena in dolžina krošnje. Vsi prediktorji imajo pozitiven regresijski koeficient, kar pomeni, da se z večanjem njihove vrednosti veča tudi debelinski prirastek dreves. Defoliacija bukovih dre-

ves ni statistično značilen prekurzor debelinskega prirastka. Pri ocenjevanju zdravstvenega stanja dreves smo ugotavljali tudi znane vzroke poškodb krošnje in smo pri bukvi ugotovili obžrtost listov, ki jo povzroča bukov rilčkar skakač - *Rhynchaenus fagi* L.. Presvetljenost bukovih krošenj zaradi rilčkarja je znašala 5-20% in smo jo opazili pretežno na vladajočih drevesih. L. 1990 je bilo obžrtih 33 %, l. 1991 pa 65% bukovih dreves. Razlika je velika, vendar si jo razlagamo z nihanjem številčnosti rilčkarjeve populacije. Bukov rilčkar je primarni "škodljivec" s periodičnimi množičnimi gradacijami in zato ne napada samo osebkov z zmanjšano vitalnostjo. Zaradi večje številčnosti je bil l. 1991, v nasprotju z l. 1990, ugotovljen tudi precej večji obseg presvetljenosti bukovih krošenj. Pri bukvi zato tudi nismo ugotovili korelacije med debelinskim prirastkom in defoliacijo, čemur so lahko vzrok ta ali drugi specifični biotski in abiot-ski dejavniki (pozeba). Zaradi tega sta na slikah 6 in 7 prikazani pov-

Slika 6: Povprečna osutost $\bar{y}_i$ jelovih dreves vseh socialnih položajev z odklonom zaupanja $\pm d_g$.



Slika 7: Povprečna osutost $\bar{y}_i$ smrekovih dreves vseh socialnih položajev z odklonom zaupanja $\pm d_g$.



prečni osutosti jelovih in smrekovih dreves, za kateri nismo mogli ugotoviti znanega povzročitelja, zato sta označeni kot t.i. "novovrstni" poškodbi krošnje.

Povprečna osutost dreves na nekaterih rastiščih

Vzorčni sestoji predstavljajo pet pomembnih gozdnih rastišč na obravnavanem področju. Tabela 4 prikazuje povprečno osutost dreves po rastiščih v obeh letih. Najmanj so osuta drevesa na bukovih rastiščih, najbolj pa na jelovem rastišču. L. 1991 se povprečna osutost na teh rastiščih tako rekoč ni spremenila. Ti sestoji so razširjeni v submontanskem in montanskem pasu do okrog 900, 1000 m nadmorske višine. Višje razen manj številnih naravnih bukovih gozdov rastejo še antropogeni in naravni smrekovi gozdovi. Sestoji na smrekovih rastiščih pa so bili l. 1991 za dobrih 25% manj osuti kot l. 1990. Posebej velja to za smrekove monokulture na nekdanjih bukovih rastiščih. Ker obsegajo vzorci posamezne združbe skromno število enot (2-9), smo značaj razlik v osutosti dreves preverili z neparametrično metodo, z Wilcoxonovim testom ekvivalentnih parov. Pri tem smo vzorce z obeh smrekovih rastišč združili v formacijo "Piceetum" in dobili šest parov.

Tab. 4: Povprečna osutost dreves na nekaterih rastiščih mariborskega gozdnogospodarskega območja

gozdna združba	št. traktov	$\bar{y}_{1990}$	$\bar{y}_{1991}$
<i>Quercus-Luzulo-Fagetum</i>	9	13.9	15.2
<i>Luzulo-Abieti-Fagetum</i>	6	16.1	15.8
<i>Galio-Abietetum</i>	6	23.0	22.4
<i>Luzulo silvaticae-Piceetum</i>	4	20.8	14.5
<i>Bazzanio-Piceetum</i>	2	16.4	13.3
predalpsko ozemlje	27	17.6	16.7

Za značilnost razlike med ekvivalentnimi pari je po Wilcoxonovem testu najvišja dovoljena vrednost manjše vsote rangov pri devetih parih 6, pri šestih pa 0. Vrednosti veljajo za obojestranski test pri 5-odstotnem tveganju. Značilno razliko smo ugotovili samo na gorskih smrekovih, an-

tropogenih in naravnih rastiščih. Ob predpostavki ničelne hipoteze (ni razlik med vzorci) bodo vsote pozitivnih in negativnih rangov enake ali podobne. Večja razlika med vsotama na rastišču Galio-Abietetum (50%) pa že nakazuje zavračanje ničelne hipoteze.

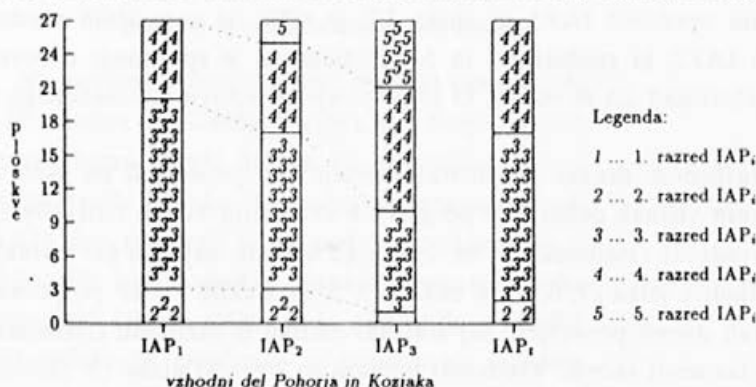
Tab. 5: Vsote rangov razlik med povprečno osutostjo dreves l. 1990-1991 na nekaterih rastiščih mariborskega gozdnogospodarskega območja

sintakson	vsota + rangov	vsota - rangov	manjša vsota
<i>Quercus-Luzulo-Fagetum</i>	24	-21	21 ^{n.s.}
<i>Luzulo-Abieti-Fagetum</i>	10	-11	10 ^{n.s.}
<i>Galio-Abietetum</i>	7	-14	7 ^{n.s.}
" <i>Piceetum</i> "	0	-21	0*

Izidi bioindikacije z epifitskimi lišaji

L. 1985 in 1987 smo popisovali lišaje v celotnem vzorčnem sestoji in njegovi bližnji okolici. L. 1990 in 1991 pa smo jih popisovali na drevesih, ki so sestavni del popisa o propadanju gozdov (Batič 1991). Na podlagi stanja lišajske flore na vseh šestih drevesih smo izračunali povprečja za vzorčne sestose, ki so prikazana na sliki 8.

Slika 8: Razredi indeksov atmosferske čistoče po posameznih drevesnih višinah in za celotno drevo.



Če primerjamo izide opazovanja epifitskih lišajev na vseh treh opazovanih višinah, ugotovimo, da je stanje lišajev najboljše na dnušnih debel (do 0.5 m višine). Tudi na tej višini je lišajsko rastje dokaj revno, saj je

večina ploskev uvrščena v razreda 3 in 4, vendar je del ploskev tudi v razredu 2 (11%), kar nakazuje čistejši zrak. Na višini od 0.5 do 2.5 m je lišajsko rastje revnejše, zmanjšal se je delež 3., povečal pa delež 4. (30%) in 5. razreda (7%). Najrevnejše rastje najdemo na višini nad 2.5 m, kjer se delež 5. razreda poveča na 22, delež 4. razreda pa na 41%. Delež v 3. razredu je padel na 33%, v 2. razredu pa na 4%. V 1. razredu, ki označuje najčistejši zrak in dobro razvito epifitsko lišajsko rastje ni niti ene ploskve ne na posameznih drevesnih višinah, ne na celotnem drevesu.

Posamezne vrednosti IAP na različnih višinah debela ($i = 1, 2, 3$) so med seboj odvisne, saj na njih v enaki meri vplivajo drevesna vrsta, nadmorska višina sestoja in drugo. Razlike med njimi smo preverili s Friedmanovim testom, ki upošteva njihovo medsebojno korelacijo (Petz 1985).

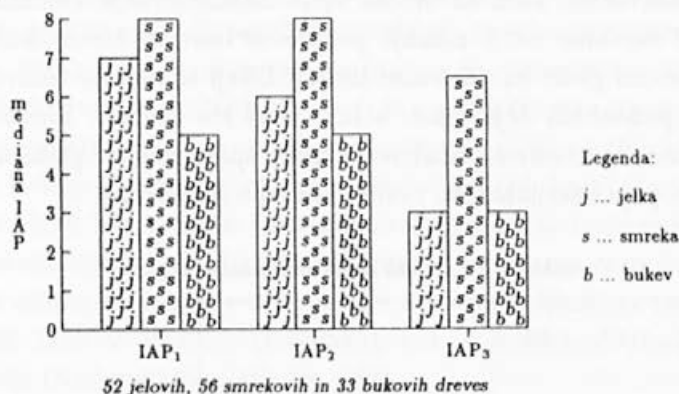
$$H_i^2 = 35.0185 \quad \text{d.f.} = 2 \quad P = 0.0000^{***}$$

Dobljeni rezultat je statistično značilen, zato sklepamo, da vzorci IAPi niso vzeti iz iste populacije in se zato med seboj razlikujejo. Razlage razlike med vzorci IAP pa ne smemo prenašati na lišaje, saj so ti na posamičnih drevesih in ploskvah vedno iz iste populacije, le izračunane vrednosti IAP se na različnih višinah debela med seboj značilno razlikujejo. Centralna vrednost IAP3, ki znaša 3.7, je nižja od centralnih vrednosti IAP1 in IAP2, ki znašata 6.5 in 5.8. Pomembno je spoznanje o revnejši lišajski flori nad 2.5 m od tal, ki jo pripisujemo vplivu onesnaženega zraka.

Poraščenost dreves z epifitskimi lišaji smo primerjali na vseh treh opazovanih višinah debela tudi po glavnih drevesnih vrstah (slika 9). Centralna vrednost (mediana) je na vseh treh višinah najvišja pri smreki (8, 8, 6.5), sledita jelka (7, 6, 3) in bukev (5, 5, 3). Razlik v IAP po posameznih vrstah nismo preverjali, saj izvirajo razlike iz različnih fizikalno-kemijskih lastnosti skorje. Vrednosti indeksa so izrazito nizke (3. razred) in po pričakovanju najvišje pri smreki in jelki. Bukov ima že po naravi specifično, največkrat z listastimi in grmičastimi lišaji revnejše epifitsko lišajsko rastje. Centralni vrednosti IAP1 in IAP2 sta pri smreki in bukvi enaki, razlikujeta se le pri jelki. Ločnica med prvo in drugo višino opazovanj

na deblu je določena glede na višino snežne odeje, ki v kritičnem obdobju varuje lišaje pred vplivom onesnaženega zraka. Razlike med spodnjima višinama rasti smo preverili z Wilcoxonovim testom ekvivalentnih parov in pri smreki nismo ugotovili razlike ($P = 0.76$). Pri jelki je razlika značilna ($P = 0.02$), pri buki pa smo ugotovili razliko z uporabo testa predznakov ($P = 0.02$). V obeh primerih je centralna vrednost IAP višja na nižjih debel. Razlika med srednjim in zgornjim pasom (nad 2.5 m) je razvidna iz slike 9, vendar smo jo vseeno preizkusili še z Wilcoxonovim testom in ugotovili visoko značilni razlike pri smreki in jelki ($P = 0.0000$) ter buki ($P = 0.0002$).

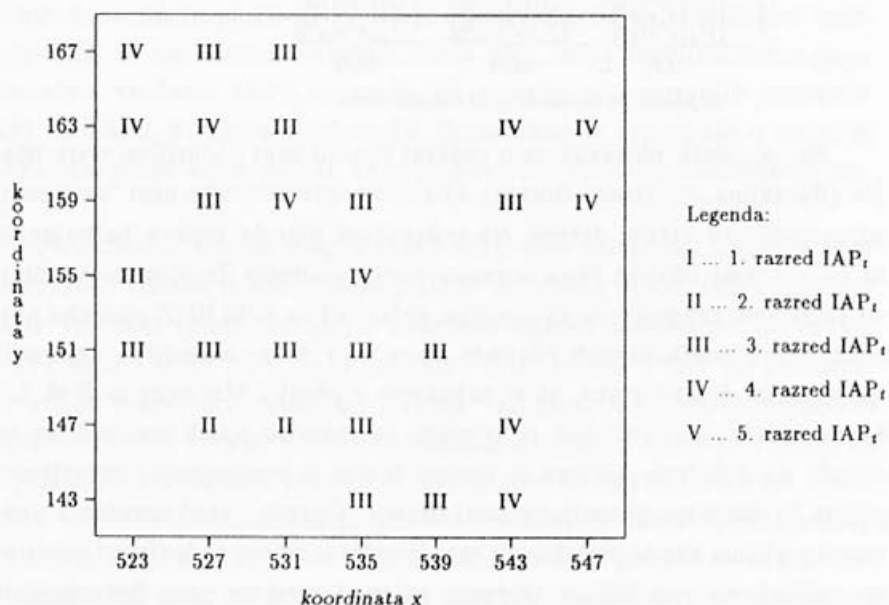
Slika 9: Centralna vrednost indeksov atmosferske čistoče za jelko, smreko in bukev po posameznih drevesnih višinah.



Na popisnih ploskvah smo večkrat opazili zelo občutljive vrste lišajev (*Ramalina* sp., *Usnea florida*), ki s svojo navzočnostjo niso "ustrezale" zdravstvenemu stanju dreves. Na pohorskem platoju uspeva najbujnejša in najpestrejša lišajska flora obravnavanega področja. Izračunane vrednosti IAPt smo rangirali in jih grafično prikazali na sliki 10. Z uporabo najznačilnejših indikatorskih lišajskih tipov smo dokaj zanesljivo ugotovili "povprečno" čistost zraka, ki je najmanjša v okolici Maribora in Ruš. Lišajski indeks je izračunan iz popisov na različno starih drevesih in se nanaša na določena drevesa iz popisa. S tem je omogočena ponovljivost popisa in časovno spremljanje rasti lišajev. "Čistost zraka" narašča z nadmorsko višino, kar bi pričakovali zaradi večje količine padavin, ki pozitivno vplivajo na rast lišajev. Obenem pa so v gorskem pasu Pohorja tudi

ploskve z revno lišajsko floro. V teh primerih gre za interferenco onesnaženega zraka z večjo količino padavin, ki lahko povzročajo propadanje lišajev. Primerjava stopnje poškodovanosti gozdov in stanja lišajev kaže, da med obema ni pričakovane povezave. Na večini popisnih ploskev je epifitsko lišajsko rastje revno, pri čemer je drevje lahko zdravo ali poškodovano. To lahko razložimo s tem, da lišaji v veliko večji meri odražajo kakovost zraka, ne pa delovanja onesnaževalcev v tleh in vpliva podnebnih in biotskih dejavnikov, kar vse močno vpliva na zdravstveno stanje gozda. V tem se kaže vrednost epifitov kot enega izmed diferencialnih diagnostičnih sredstev pri proučevanju vzročnosti propadanja gozdov. Naravno (neantropogeno) lišajsko floro smo ugotovili samo na dveh ploskvah, kar nedvomno kaže na močan vpliv onesnaževanja. Obenem je s slik in tabel razvidno večje nihanje povprečne osutosti dreves, kot bi jo smeli pričakovati glede na odzivnost lišajev. Lišaji se tudi ne odzivajo na spremembe podnebnih dejavnikov v taki meri kot drevesa. Zaradi tega tudi ne moremo v kratkem pričakovati večjih sprememb, ne glede na dejstvo, da se stopnja onesnaženosti tudi ni bistveno spremenila.

Slika 10: Prostorska razprostranjenost lišajev.



Razprava

Drevesa vladajočih socialnih položajev so izpostavljena primarnim koncentracijam onesnaževalcev, ki dosegajo zgornje dele krošenj nadvladajočih in vladajočih ter vrhnji del sovladajočih dreves. Pri prehajanju skozi krošnje dreves se koncentracije škodljivih snovi zmanjšujejo zaradi absorpcije v asimilacijskih organih dreves. Pri tem je prečiščevalna sposobnost iglavcev večja, ker prvi obdržijo asimilacijski aparat tudi pozimi, ko je onesnaženost zraka večja. Tudi količina padavin in zastajanje megle vplivata na poškodovanost dreves v vladajočem drevesnem sloju. Zadrževalna sposobnost padavin v krošnjah dreves (intercepcija) je posebej velika pri iglavcih. Izsledki o vplivnosti socialnega položaja na osutost se skladajo z ugotovitvami iz nemških smrekovih in jelovih gozdov (Schoepfer et al., 1986), po katerih naraščata osutost in porumenelost smrekovih in jelovih dreves tem močnejše, čim bolj je krošnja drevesa izpostavljena vplivom onesnaževanja. Do enakih ugotovitev so prišli v rahlo ogroženih sestojih širšega imisijskega območja TE Šoštanj (Mislinja). Tam so imisijski vplivi blažji kot v ožjem območju termoelektrarne in so najmočnejše poškodovana ravno (najvišja) drevesa prvega socialnega razreda. Podobne, a blažje oblike so težnje v sestojih pod vplivom daljinskega onesnaževanja ozračja tako v alpskem (Pokljuka), kot v dinarskem fitogeografskem območju (Kočevski Rog) (Ferlin 1991).

V prid manjši poškodovanosti nevladajočih dreves govori še dodatna fiziološka razlaga (Denffer et al. 1988). Drevesa obvladanega in podstojnega razreda so praviloma enako stara kot vladajoča drevesa, vendar so jih slednja prerasla in zasenčila. Tako je vladajoči sloj drevja podraslim drevesom preoblikoval, zmanjšal višinsko rast. Ta drevesa zato ohranijo takšne rastne značilnosti, ki so jih prostorastoča ali neutesnjena drevesa že zdavnaj prešla. Sencozdržne drevesne vrste, posebej jelka, lahko pod zastorom preživijo tudi do sto let in imajo minimalno višinsko rast. Drevesa tedaj obdržijo tiste fiziološke lastnosti, ki so značilne za mlade organizme in jih spremene šele ob povečanem dotoku svetlobe, ko se začne ponovna intenzivna rast in razvoj.

Vlogo dolžine krošnje dreves so proučevali tudi v deželi Baden-Württemberg in ugotovili za jelko enake rezultate (Mettendorf et al.

1988). Na podlagi večletnih proučevanj so ugotovili, da so jelke z močno razvito krošnjo manj osute kot jelke s slabo in normalno razvitimi krošnjami. Pri smreki pa podobne odvisnosti med osutostjo in razvitostjo krošnje niso našli. V Sloveniji (Ferlin 1991) so prišli do podobnih ugotovitev pri opazovanju utesnjenosti smrekovih krošenj. Rahlo utesnjena drevesa so v gozdovih z globalnim onesnaženjem manj poškodovana od sproščenihi, vendar iz strehe krošenj "štrlečih" dreves. Socialni položaj in dolžina krošnje neodvisno učinkujeta na osutost dreves. Pri tem so razlike med povprečno osutostjo dreves različnih socialnih položajev pomembnejše od razlik med povprečno osutostjo dreves z različno dolžino krošnje.

Oigličenost smrek so ugotavljali že l. 1959 v Schwarzwald u in jih že takrat razdelili na gosto in dokaj gosto, manj gosto, dokaj redko in redko oigličene. Taka razdelitev se je po dvajsetih letih uveljavila pri popisovanju zdravstvenega stanja dreves v Evropi. Osutost dreves je bila po vsej verjetnosti že takrat običajen pojav, vendar ni bila tako razširjena kot danes. Schmid-Haas (1988) ugotavlja: Osutost se je v zadnjih letih drastično povečala, ob čemer se prirastek dreves ni drastično znižal, oz. je ostal isti pri večini drevesnih vrst. Osutost in prirastek posameznih dreves sta v korelaciji na večini smrekovih in jelovih rastišč, pri čemer je korelacija včasih nizka, včasih pa visoka. Dejanska (sedanja) osutost je v korelaciji ne samo z zadnjim periodičnim prirastkom, ampak tudi s periodičnimi prirastki iz prejšnjih desetletnih obdobj. Te ugotovitve se dajo razložiti z dvema hipotezama, in sicer:

Druga hipoteza predvideva obstoj tretjega dejavnika (dejavnikov), ki je povzročitelj spremembe osutosti drevesa in spremembe prirastka. To lastnost posameznega drevesa lahko poimenujemo življenjsko sposobnost (vitalnost) in jo proučujemo v omejenih ekosistemih, tako da spremljamo razvoj posamičnega primera ("case study"). Povprečna osutost dreves je kljub kompleksnosti problema in še ne dovolj jasni razmejitvi med vzrokom in posledico vseeno relevantna. Če namreč spremljamo povprečno osutost dreves v daljšem časovnem zaporedju, nam spremembe osutosti dreves kot bioindikacijske spremenljivke nakazujejo delovanje ekoloških dejavnikov na drevesa.

Pri vrednotenju potencialnih kazalcev zdravstvenega stanja smo upoštevali l. hipotezo in ugotovili, da ima le osutost vpliv na debelinski

prirastek jelovih in smrekovih dreves. Pri bolj osutih drevesih je prirastek zmanjšan, to velja za posamezna drevesa, ne pa tudi za sestoje, iz katerih so drevesa. Da debelinski prirastek res upada z naraščanjem osutosti dreves so ugotovili pri nas in v tujini (Ferlin 1991; Röhle 1987). Bioindikatorska vrednost gozdnih dreves pride do izraza pri zaporednih popisih zdravstvenega stanja, pri čemer je razlika med prejšnjim in zdajšnjim stanjem posledica delovanja zunanjih dejavnikov. Razliko med povprečno osutostjo dreves iz popisov l. 1990 in 1991 smo ugotovili na smrekovih rastiščih *Luzulo sylvaticae-Piceetum* in *Bazzanio-Piceetum*. Povprečna osutost dreves je bila l. 1991 za dobrih 25% manjša od osutosti l. 1990. Vsi vzorčni sestoji omenjenih rastišč so na tonalitu, pri čemer so na prirodnih rastiščih razvita opodzoljena rjava tla, na antropogenih pa distrična rjava tla s prhlino (Smole et al 1979). Tovrstna tla so na zahodnem Pohorju v Al-puferskem območju in so slabo preskrbljena s hranili (Kraigher 1991). Če je zrak dokaj onesnažen z SO₂ in drugimi onesnaževalci, so ob naravnem nihanju podnebnih dejavnikov najbolj občutljivi prav ti gozdovi. Podpiramo Ulrichovo hipotezo o zakisovanju tal in strupenosti aluminija (Ulrich 1986). Na bukovih in jelovem rastišču pa podobnega nihanja povprečne osutosti dreves l. 1990-1991 nismo opazili. Struktura razredov poškodovanosti jelovih dreves v obdobju 1985-1991 kaže na večji delež bolj oigličnenih dreves l. 1990 kot l. 1985. Na pojav hiranja jelke so gozdarji naleteli že na začetku šestdesetih let, v času povečanja industrijske proizvodnje v Evropi. Drevesa iz 3. razreda poškodovanosti (61-99 odstotna osutost) so po šestih letih še vedno v sestoji, pri čemer so drevesa prehajala iz nižjih v višje razrede poškodovanosti in nasprotno.

Vrednotenje osutosti (poškodovanosti) z deleži dreves v posameznem popisnem letu temelji na absolutnih vrednostih, ki pa nimajo neposredne informativne vrednosti. Osutost dreves smo začeli spremljati v času, ko so drevesa že bila bolj ali manj osuta, ta smo potem primerjali z neosutimi. Ker povprečne normalne osutosti dreves, ki ni odvisna samo od drevesne vrste, ampak tudi od genotipov (ploskovejnost, visečevjnost) (Gruber 1989) in fenotipov (socialni položaj, dolžina krošnje) (Schöpfer et al 1986; Mettendorf et al 1988) drevesnih vrst, niti ne poznamo, nam preostane le ugotavljanje spremembe osutosti v časovnih obdobjih. Če ovrednotimo spremembo osutosti z deleži dreves v razredih

poškodovanosti v posameznih popisnih letih, spremembe deležev dreves ponazarjajo vplivnost kompleksa ekoloških dejavnikov, v katerega je nujno vključena tudi onesnaženost ozračja. Metoda je nezadostna pri majhnih spremembah osutosti, pri katerih ne vemo, ali so spremembe dejansko merodajne ali pa samo navidezne (slučajne). V takšnih razmerah smo primorani uporabiti kvantitativne metode, s katerimi lahko objektivno ugotovimo značaj spremembe osutosti v popisnih letih. V obeh primerih je nujno ugotavljanje osutosti pri istih drevesih, saj je le razlika med prejšnjim in zdajšnjim stanjem pravilno merilo za presojo in oceno. Povedano ne velja samo za gozdna drevesa, ampak za vse organizme, ki jih uporabljajo v bioindikacijske namene. Drevesa vladajočih socialnih položajev so bolj občutljiva in zato bolje napovedujejo spremembe v gozdnih ekosistemih. Imajo tudi odločilen cenotski pomen (edifikatorji), saj njihova lesna zaloga dosega 85% lesne zaloge celotnega sestoja (Schaedelin 1956; Klepac 1963; Stefanović 1977). Indikatorsko vrednost vladajočih dreves potrjuje tudi možnost primerjave dobljenih podatkov o vitalnosti gozdov s stanjem gozdov v deželah EGS.

Sklep

Leta 1985 smo v Sloveniji začeli popisovati propadanje gozdov in se z vzorčno mrežo 4 krat 4 km povezali z evropsko mrežo vzorčnih sestojev. Slovenska metoda propadanja gozdov je podobno kot metodi ECE UN in EEC zasnovana tako, da omogoča sklepanje o povzročitelju. Poglavitna razlika med našo in evropsko metodo (obe evropski metodi imata enak predpisani del) je upoštevanje dreves različnih socialnih položajev. Vrednotenje poškodovanosti zajema pri slovenski metodi poleg vladajočih dreves še obvladana in podstojna. Tako je omogočeno vrednotenje zdravstvenega stanja vseh, tudi rastiščno manj pomembnih dreves. Evropsko metodo so zasnovali istega leta kot slovensko (1985) in upošteva samo gospodarsko pomembna drevesa iz nadvladajočega, vladajočega in sovladajočega socialnega položaja. S tem je upoštevana bioindikatorska vrednost tistih dreves, ki so najbolj izpostavljena vplivu imisij in predstavljajo vodilni del drevesnega sloja gozdnih ekosistemov Srednje Evro-

pe. Slovenska metoda je obsežnejša od evropske, saj zajema opisovanje vrste dodatnih vitalnostnih znakov dreves in cele vrste značilnosti rastiščja in sestoja. Poleg razširjene drevesne vsebuje slovenska metoda še lišajsko bioindikacijo. Lišaji so rastlinska skupina z najdaljšo tradicijo posrednega ugotavljanja čistosti zraka. Na vzorčnih ploskvah popisa propadanja gozdov v obravnavanem področju namreč ne deluje niti ena merilna (analitična) postaja onesnaženosti zraka in (ali) padavin, ki bi omogočala ocenimo imisij v gozdove. Pri presoji vzrokov za propadanje uporabljamo epifitske lišaje zato, ker na nje vpliva predvsem polucijski stres, v manjši meri pa drugi ekofiziološki stres.

Ker smo življenjsko sposobnost, vitalnost oz. zdravstveno stanje vrednotili samo pri istih drevesih, smo v proučevanem obdobju 1985-1991 lahko ugotovili spremembe v odzivnosti bioindikatorjev - gozdnih dreves na spremembe v njihovih ekosistemih oz. gozdnih združbah. Osutost krošnje se je izkazala za vplivni dejavnik zdravstvenega stanja pri obeh iglastih drevesnih vrstah, jelki in smreki. Drevesa v vladajočih socialnih položajih so bolj poškodovana kot tista v obvladanem in podstojnem položaju. To si razlagamo z večjo izpostavljenostjo krošenj nadvladajočih, vladajočih in sovladajočih dreves vplivu onesnaženega zraka in z doseženo fiziološko starostjo. Povprečno osutost dreves na opazovanih rastiščih smo lahko primerjali v obdobju 1990-1991 in ugotovili, da se v celoti ni spremenila. Značilno razliko v osutosti smo ugotovili samo na gorskih smrekovih, antropogenih in naravnih rastiščih, na katerih je bila osutost l. 1991 v povprečju manjša od osutosti l. 1990. Izidi lišajske bioindikacije potrjujejo vpliv onesnaženega zraka, ki se manjša od vrha krošenj do tal. Na zgornjem delu debla in v spodnjem delu krošnje smo namreč našli manj lišajev kot na spodnjem delu debla in pri tleh. Prostorske razlike rezultatov bioindikacije po obeh metodah so nas usmerile v proučevanje bolj in manj pomembnih ekoloških dejavnikov. Ker smo pri jelovih in smrekovih drevesih ugotovili vpliv osutosti na prirastek dreves oz. zvezo med prirastkom in osutostjo, ki je lahko tudi posredna, smo skušali ugotoviti vzroke za osutost, s čimer bi preverili tudi postavljene hipoteze o propadanju gozdov. Osutost jelovih dreves se je v Srednji Evropi in pri nas nesporno pojavila pred osutostjo smrekovih dreves, zato je povprečno tudi večja od slednje. Za povprečno osutost jelovih sestojev z našo razi-

skavo v obdobju 1990-1991 nismo mogli ugotoviti merodajne spremembe, vendar smo resnično spremembo ugotovili v smrekovih sestojih. Dobljeni rezultat smo skušali razložiti z zbranimi podatki o rastišču in sestoji iz popisa propadanja gozdov, kar pa nas ni privedlo do potrebnega poznavanja pojava in oblikovanja sklepov. Sintezo nam je omogočilo naključje, ko smo proučili podatke o padavinah na bližnji meteorološki postaji in rezultate analize gozdnih tal na nekarbonatnih kamninah. Pojav osutosti jelovih in smrekovih dreves pripisujemo skupnemu delovanju polucijskega stresa, motenj v mineralni prehrani, biološkega in splošnega podnebne- ga stresa. Naše stališče daje prednost hipotezi o zakisovanju tal, izpiranju hranil in strupenosti aluminija (Ulrichova hipoteza).

Ogroženost jelovih in smrekovih dreves vzhodnega dela Pohorja in Kozjaka smo primerjali tudi z ogroženostjo v zahodnem delu in ugotovili razlike. V obdobju 1985-1991 je bila ogroženost jelovih in smrekovih dreves, ki so bližja termoelektrarni Šoštanj (zahodni del), večja od ogroženosti od TE bolj oddaljenih dreves. Koncentracije onesnaževalcev so v bližini TE (Zavodnje) večje, zato je tudi ogroženost iglavcev večja. Izsledki analiz vsebnosti žvepla v smrekovih iglicah in lišajih iz severozahodne Štajerske kažejo na nadpovprečno obremenjenost zaradi škodljivih snovi iz zraka. Zaradi neposredne bližine TE Šoštanj je imisija onesnaževalcev v gozdne (in tudi druge) ekosisteme dosti večja kot drugod v Sloveniji, kar povzroča tudi slabše zdravstveno stanje gozdov.

Viri in literatura

Anonymus, 1986: Draft Manual on Methodologies and Criteria for Harmonized Sampling, Assesment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests - Secretariat of the United Nations Economic Commision for Europe (UN-ECE), Freiburg

Anonymus, 1991a: Onesnaženost zraka v Sloveniji, april 1990 - marec 1991. - Ministrstvo za varstvo okolja in urejanje prostora, Ljubljana

Anonymus, 1991b: Navodila za izvedbo popisa poškodovanosti (in stanja lesnih zalog) v Sloveniji. - IGLG Slovenije, Ljubljana

Batič, F., 1991: Bioindikacija onesnaženosti zraka z epifitskimi lišaji.

- Gozdarski vestnik 49, 248-254 Ljubljana

Denffer, v. D.; **Ziegler** H., 1988: Botanika - Morfologija i fiziologija.
- Školska knjiga, Zagreb

Ferlin, F., 1991: Nekateri značilnosti pojava umiranja smreke in njenega
prirastnega odzivanja na imisijske strese. - Zbornik gozdarstva in lesar-
stva 37, 125-156, Ljubljana

Gruber, F., 1989: Phänotypen der Fichte (Picea abies (L.) Karst.). - Allg.
Forst- u. J.- Ztg. 160, 157-165, Frankfurt am M.

Klepac, D., 1963: Rast i prirast šumskih vrsta drveća i sastojina. - Naklad-
ni zavod Znanje, Zagreb

Kraigher, H., 1991: Mineralna prehrana mikoriznih smrek na Pohorju.
- Magistrska naloga, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo,
Ljubljana

Lötsch, F., 1973: Forest Inventory - II. - BLV, München Mettendorf, v. B;

Schröter, H.; **Hradetzky**, J. 1988: Analysenergebnisse zur Schadens-
entwicklung auf Tannen- und Fichten-Dauerbeobachtungsflächen in
Baden-Württemberg. -Allg. Forst- u. J.- Ztg. 159, 171-177, Frankfurt am M.

Neumann, M. & J. Pollanschütz, 1988: Taxationshilfe für Kronenzustands-
erhebungen. - Österreichische Forstzeitung 99, 27-37, Wien

Petz, B., 1985: Osnovne statističke metode za nematematičare.
- Sveučilišna naklada Liber, Zagreb

Röhle, H., 1987: Entwicklung von Vitalität, Zuwachs und Biomassen-
struktur der Fichte in Verschiedenen bayerischen Untersuchungsgebieten
unter dem Einfluss der neuartigen Walderkrankungen Forstl. - For-
schungsberichte 83, München

Schadclain, W., 1956: Selektivna proreda kao uzgojni metod za postizanje
prinosna najveće vrijednosti. - Oslobođenje, Sarajevo

Schmid-Hass, P., 1988: Do the Observed Needle Losses reduce
Increments?. - Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution
Effects on Forest Ecosystems, 271-275, Interlaken

Schöpfner, W. & J. **Hradetzky**, 1986: Zuwachsrückgang in erkrankten
Fichten- und Tannenbeständen - Auswertungsmethoden und Ergebnisse.
-Forstw. Cbl. 105, 446-470, Hamburg-Berlin

Smole, I., J. **Novosel**, M. **Zorn**, M. **Accetto** & B. **Anko**, 1979: Gozdne
združbe vzhodnega Pohorja z okolico Maribora ter predlog rastiščnogo-

jitvenih tipov. - IGLG Slovenije, Ljubljana

Stefanović, V., 1977: Fitocenologija sa pregledom šumskih fitocenoza Jugoslavije. - Svjetlost, Sarajevo

Ulrich, B., 1986: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. - Forstw. Cbl. 105, 421-435, Hamburg- Berlin

THE LATEST STATEMENTS ABOUT THE EXTENT AND MEANING OF FOREST DECAY ON POHORJE WITH KOZJAK

Summary

The Slovenian forest decline inventory method was examined on some sites in northeastern part of subalpine phytogeographic region. The biosociological class (crown position) of the three main species of forest trees: silver fir, norway spruce and beech were determined, and ascertained the greatest damage in dominant social status classes. This can be explained by greater exposure of crowns of predominant, dominant and codominant trees to the influence of polluted air and by their physiological age. In opposition to the European method, the Slovenian method of forest decline inventory includes also trees from suppressed and underlying biosociological classes, which are less damaged as dominant. Therefore the results of the Slovenian method give a "better" picture of forest vitality. The results of the forest decline method are influenced by needle loss, which is the only relevant factor from all potential injury symptoms. The diameter increment of fir and spruce trees are in negative correlation with needle loss, which could not be proved for beech-trees. The results of lichens bioindication coincide with the results of bioindication of forest trees, where the influence of polluted air is diminishing from the top to the bottom of the trees. For the assesment of changes in mean needle loss of trees, we recommend to evaluate the differences between mean needle losses of the same tree group.