

TECHNICKÁ UNIVERZITA
VO
ZVOLENE

Lesnícka fakulta

Katedra hospodárskej
úpravy lesov a geodézie

*Regionálna inventarizácia lesa s dôrazom na kvantifikáciu
biodiverzity*

DIZERTAČNÁ PRÁCA

pre získanie vedeckej hodnosti Phd.

Autor: Ing.Ján MERGANIČ

Školiteľ: Prof. Ing. Štefan ŠMELKO DrSc.

Vedný odbor: Hospodárska úprava lesa 41-08-9

Zvolen
©
Február
2001

Regionálna inventarizácia lesa s dôrazom na kvantifikáciu biodiverzity





Podakovanie

Na tomto mieste by som chcel vysloviť podakovanie svojmu školiteľovi dizertačnej práce Prof. Štefanovi Šmelkovi za jeho pomoc a neoceniteľné rady v odbornom i osobnom živote počas celého doktorandského štúdia.

Zároveň by som sa rád podakoval Prof. Hansovi Dietrichovi Quednauovi a jeho tímu z TU München za poskytnutie prostriedkov a odborné konzultácie pri realizácii časti šiestej kapitoly predkladanej práce.

Ďakujem aj Ing. Jánovi Ďurskému CSc. za pomoc a cenné rady, hlavne na začiatku a konci môjho doktorandského štúdia.

Moja vďaka taktiež patrí Zuzane Jalakšovej, ktorá mi pomohla pri kompletizácii textovej časti rukopisu.

Úprimné podakovanie patrí aj mojej priateľke Ing. Kataríne Šuchtovej za jej trpezlivosť, obetavosť, pochopenie, pomoc a podporu pri písaní tejto práce.

Veľká vďaka patrí mojej rodine za ich podporu a pochopenie počas môjho štúdia

Ďakujem



OBSAH

Obsah	4
Použité symboly	6
1. Problematika a cieľ práce	9
2. História inventarizačných a monitorovacích metód a zisťovania produkčných charakteristík lesných ekosystémov	11
3. Vývojové tendencie inventarizačných a monitorovacích metód na Slovensku	16
4. Biologická diverzita a jej zisťovanie	17
4.1. Definícia biodiverzity	17
4.2. Úrovne merania biodiverzity	23
4.3. Metódy hodnotenia a kvantifikácie biodiverzity	24
4.3.1. Rarefraction metóda	26
4.3.2. Jackknife odhad	28
4.3.3. Bootstrap procedúra	30
4.3.4. Metóda logaritmického radu	30
4.3.5. Metóda lognormálneho rozdelenia	32
4.3.6. Indexy biodiverzity	35
4.3.6.1. Vybrané indexy biodiverzity, ich charakteristika a matematická podstata	35
Indexy druhovej bohatosti (Species richness)	35
Indexy druhovej diverzity (Species heterogeneity)	38
Indexy druhovej vyrovnanosti (Species evenness)	47
4.3.6.2. Interval spoľahlivosti pre indexy biodiverzity	51
Stanovenie intervalov spoľahlivosti indexov biodiverzity pri metóde súčtu	53
Stanovenie intervalov spoľahlivosti indexov biodiverzity pri metóde priemeru	56
4.3.7. Diverzité profily	57
4.3.8. Metódy kvantifikácie komplexnej štrukturálnej biodiverzity	59
4.3.8.1. SI/MAB program	59
4.3.8.2. LLNS index	61
4.3.8.3. B index	62
4.3.9. Zhodnotenie metód kvantifikácie biodiverzity	64
4.4. Biodiverzita versus naturálna produkcia	66
4.5. Biodiverzita versus ekologická stabilita	67
4.6. Súčasný stav zisťovania biodiverzity v lesných ekosystémoch na Slovensku	69
5. Rozbor nových variantov na hodnotenie biodiverzity stromovej vrstvy v lesných ekosystémoch	71
5.1. Podkladový materiál	71
5.2. Možnosti použitia dendrometrických veličín pre kvantifikáciu biodiverzity	73
5.2.1. Posúdenie správnosti určenia biodiverzity	74
5.2.2. Posúdenie presnosti určovania biodiverzity	79
5.2.3. Diferenciácia biodiverzity pri použití porastových veličín $G.ha^{-1}$, $V.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$	80
5.2.4. Komplexné posúdenie určovania biodiverzity	81
5.3. Vplyv vybraných faktorov na veľkosť indexov biodiverzity	82
5.3.1. Veľkosť skúsenej plochy	82
5.3.2. Porastové veličiny $G.ha^{-1}$, $V.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$	85
5.3.3. Zastúpenie druhu	86
5.4. Integrovaný vplyv veľkosti skúsenej plochy a počtu druhov na variabilitu indexov biodiverzity po ploche porastu	88

5.5. Metodika kvantifikácie biodiverzity pre stromovú vrstvu na porastovej úrovni	92
6. Založenie a zhodnotenie pokusu s rozšíreným informačným spektrom monitorovania produkcie, zdravotného stavu a biodiverzity lesa	100
6.1. Podkladový materiál	100
6.1.1. Pokusný objekt – opis prírodných a produkčných pomerov	100
6.1.2. Výberový dizajn	101
6.1.2.1. Výberový systém	102
6.1.2.2. Výberová jednotka	102
6.2. Návrh informačného spektra regionálnej inventarizácie lesa	106
6.2.1. Charakteristika skusnej plochy, stanovišťa a porastu	106
6.2.2. Stromové charakteristiky	116
6.2.3. Fytocenologické šetrenie	120
6.3. Špeciálne postupy zisťovania	120
6.3.1. Vyhľadávanie traktov a skusných plôch	120
6.3.2. Meranie dendrometrických veličín	121
6.3.3. Odber pedologických vzoriek	121
6.3.4. Pomôcky	121
6.4. Metodika zhodnotenia zisťovaných veličín	122
6.4.1. Modely stanovenia rámca presnosti pre odhad strednej hodnoty zisťovanej veličiny pri nerovnakom počte skusných plôch vo výberovej skupine a pri nerovnakom počte stromov na skusnej ploche	122
6.4.1.1. Odhad priemeru μ porastovej kvantitatívnej veličiny	123
6.4.1.2. Odhad priemeru μ stromovej kvantitatívnej veličiny	124
6.4.1.3. Odhad podielu π kvalitatívneho znaku	125
6.4.2. Spresnenie odhadovaných veličín dvojfázovým postupom	126
6.5. Výsledky pokusu a ich zovšeobecnenie	127
6.5.1. Vplyv vybraných faktorov na indexy a stupeň biodiverzity	127
6.5.1.1. Reliéf a sklon terénu	127
6.5.1.2. Nadmorská výška, lesný typ a HSLT	129
6.5.1.3. Vek a počet vrstiev – etáží	132
6.5.1.4. Zakmenenie	134
6.5.1.5. Porastové veličiny $G.ha^{-1}$, $V.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$	135
6.5.1.6. Pôdny druh a pH pôdy	137
6.5.1.7. Forma humusu	139
6.5.1.8. Skelet	140
6.5.1.9. Vlhkosť	141
6.5.2. Biodiverzita na území ŠLP TU vo Zvolene	142
7. Súhrnné závery	146
8. Summary	153
9. Citovaná literatúra	160
10. Prílohy	167

POUŽITÉ SYMBOLY

$\alpha, \hat{\alpha}$	- Index diverzity (skutočný, odhadovaný)
a, \hat{a}	- parameter vyjadrujúci variačné rozpätie lognormálneho rozdelenia
A	- parameter (1.5)
Ab	- rozostup stromov
α_{ω}	- počet druhov v celej výberovej vzorke, ktoré sú reprezentované 1 jedincom
$\frac{\alpha_{\omega}^2}{2}$	- počet druhov v celej výberovej vzorke, ktoré sú reprezentované 2 jedincami
b	- hodnota smernice lineárnej regresnej priamky, regresný koeficient
B	- index porastovej diverzity
$B(\hat{S})$	- bootstrap odhad druhovej bohatosti
D	- skutočná diverzita
$d_{1,3ji}$	- priemerná hrúbka i -tej hrúbkovej triedy j -teho druhu ($i = 1 \dots HT$)
Δ_{β}	- populačný profil
$\Delta_1\%$	- relatívna celková zmena hodnoty indexu biodiverzity
$\Delta_2\%$	- relatívna okamžiková zmena hodnoty indexu biodiverzity
$DFTMAX_j$	- maximálna hodnota indexu diverzity spadnutých odumretých stromov pre j -ty druh (ihličnany = 3, bežné listnáče = 5, vzácne listnáče = 7)
DK	- diferenciacia korún
D_{MAX}	- maximálna možná diverzita
$d_{1,3MAX}$	- hrúbka najhrubších stromov
D_{MIN}	- minimálna diverzita
$d_{1,3MIN}$	- hrúbka najtenších stromov
$DSTMAT_j$	- maximálna hodnota indexu diverzity stojacich odumretých stromov pre j -ty druh (ihličnany = 3, bežné listnáče = 5, vzácne listnáče = 7)
$\Delta_{\bar{x}}\%$	- relatívna požadovaná presnosť výsledku
DZD	- druhové zloženie drevín
$E1$	- index druhovej vyrovnanosti
$E2$	- index druhovej vyrovnanosti
$E3$	- index druhovej vyrovnanosti
$E4$	- index druhovej vyrovnanosti
$E5$	- index druhovej vyrovnanosti
ξ	- parameter lognormálneho rozdelenia
$E(\hat{S}_{M_0})$	- očakávaný počet druhov v náhodne vybratej vzorke zloženej z M_0 jedincov
$F_{(f1,f2)}$	- Fischerova F štatistika
f	- Intenzita výberu
ff	- korekčný faktor
g	- diferenciacia medzi indexami v roku t_j a t_j'
$G.ha^{-1}$	- kruhová základňa na ha
h	- vzdialenosť
H'	- index druhovej diverzity
Hn_{MIN}	- najmenšia výška nasadenia koruny
HT_j	- počet hrúbkových tried j -teho druhu ($j = 1 \dots S$)
i	- všeobecný index
ID	- index druhovej diverzity (λ, H', N_1, N_2)
IND_{CW}	- index diverzity pre spráchnivelé drevo (nadobúda hodnoty 0; 0.5; 1)
IND_{DFT}	- index diverzity pre spadnuté odumreté stromy
IND_{DST}	- index diverzity pre stojace odumreté stromy

IND_{LT}	- index diverzity pre žijúce stromy
IND_{SP}	- index diverzity pre zvláštne stromy (nadobúda hodnoty 0; 0.5; 1)
IS	- interval spoľahlivosti
I_{xy}	- index korelácie
I_{xy}^2, R_{xy}^2	- koeficient determinácie
j	- všeobecný index
J	- počet vzácných druhov ($J = 1 \dots S_V$)
k	- celkový počet vzácných druhov
KD	- šírka hrúbkovej triedy v cm (1 ... 50)
Kd_{MAX}	- najväčší priemer koruny.
Kd_{MIN}	- najmenší priemer koruny
θ	- korekčný faktor
L	- relatívna dĺžka odumretého ležiaceho alebo stojaceho stromu (alebo časti stromu) ($L = 0 \dots 1$)
λ	- index druhovej diverzity
$LLNS$	- index vnútroprorastovej diverzity
$LTMAX_j$	- maximálna hodnota indexu diverzity žijúcich stromov pre j - ty druh (ihličnany = 7, bežné listnáče = 9, vzácne listnáče = 11)
μ_{11}, μ_{22}	- tabelované konštanty, ktoré závisia od veľkosti Z_0
M, m	- počet jedincov v spoločenstve (stromov, výmladkov atď.)
MA_{MAX}	- hodnota maximálneho zastúpenia dreviny
MA_{MIN}	- hodnota minimálneho zastúpenia dreviny
$M.ha^{-1}$	- počet stromov na ha
M_i	- počet jedincov i - teho druhu v spoločenstve
M_0	- hodnota veľkosti vzorky (počet jedincov stanovený pre štandardizáciu)
M_V	- celkový počet jedincov vo výberovej vzorke ($\sum M_{V_i}$)
M_{V_i}	- počet jedincov i - teho druhu zachytených vo výbere
$\binom{M_V}{M_0}$	- počet kombinácií M_0 jedincov, ktoré môžu byť vybraté zo súboru o M_V jedincov $= M_V! / M_0(M_V - M_0)!$
N_1	- index druhovej diverzity
N_2	- index druhovej diverzity
n_{J_j}	- počet štvorcov, ktoré obsahujú J vzácných druhov
N, n	- počet skusných plôch, indexov atď. ($n = 1 \dots N$)
N_0	- index druhovej bohatosti
n_q	- počet štvorcov v bootstrap vzorke
O, o	- počet traktov
ω	- parameter logaritmickeho radu
p_i	- podiel q bootstrap štvorcov, v ktorých sa nachádza druh i
p_i	- pravdepodobnosť výskytu i - teho druhu v spoločenstve
p_{KL}	- pravdepodobnosť správnej klasifikácie
pl_i	- výmera i - tej skusnej plochy
p_0	- plocha odpovedajúca časti normálnej krivky naľavo od Z_0
pq_{ij}	- podiel n_q bootstrap štvorcov, v ktorých sa nachádza druh i a zároveň aj druh j
PRS	- priestorové rozdelenie stromov
$R(i)$	- vzácnosť i - teho druhu
$R1$	- index druhovej bohatosti
$R2$	- index druhovej bohatosti
R_{xy}	- korelačný koeficient
\hat{S}	- celkový odhadovaný počet druhov v spoločenstve
S	- počet druhov

$S_{\bar{\alpha}}$	- stredná chyba odhadu indexu diverzity
$S_{B(\bar{S})}$	- stredná chyba bootstrap odhadu
S_M	- počet druhov v modálnej – najpočetnejšej triede
S_0	- počet druhov stanovený pre štandardizáciu
SN_{ji}	- počet stromov j - teho druhu v i - tej hrúbkovej triede
$s_{p_k}^-$	- stredná chyba pravdepodobnosti správnej klasifikácie
s_{PM}^-	- stredná chyba vyplývajúca z modelu
s_{PR}^-	- stredná chyba vyplývajúca z teórie rozdelenia početnosti
$S_{\bar{S}}$	- stredná chyba jackknife odhadu očakávaného počtu druhov
$S_{\bar{S}_{M_0}}$	- stredná chybu rarefraction odhadu očakávaného počtu druhov
st	- faktor zohľadňujúci pňové výmladky
S_V	- počet druhov zachytených vo výberovej vzorke
s_x^2	- rozptyl údajov
$\sigma_x\%$	- variačný koeficient zisťovanej veličiny. Odhadujeme ho na základe výberového variačného koeficienta $s_x\%$
σ_x	- smerodajná odchýlka zisťovanej veličiny. Odhadujeme ju na základe výberovej smerodajnej odchýlky s_x
T	- počet rokov ($j = 1 \dots T$)
t_{α}	- kritická hodnota Studentovho t rozdelenia
Tp_j	- diverzitný profil
U	- parameter (1.1)
V_1, V_2	- váhové faktory ($V_1 = 4$ a $V_2 = 3$).
$V.ha^{-1}$	- zásoba na ha
$V\check{S}$	- vertikálna štruktúra
π, \bar{w}	- relatívny podiel kvalitatívneho znaku základného súboru, výberu
μ, \bar{x}	- aritmetický priemer základného súboru, výberu
X	- všeobecná premenná
x_0	- bod zlomu $\log(0.5) = 0.30103$, ak použijeme \log_{10}
Y	- všeobecná premenná
$z_{\alpha/2}$	- kritická hodnota normálneho rozdelenia pre hladinu významnosti $\alpha/2$
ΣZAS_i	- i - ta hodnota sumárneho zastúpenia vedľajších druhov
Z_0	- štandardizovaná normálna odchýlka zodpovedajúca bodu zlomu x_0

1. PROBLEMATIKA A CIEĽ PRÁCE

Pod pojmom zisťovanie stavu lesa, resp. inventarizácia lesa, sa všeobecne rozumie získavanie a vyhodnocovanie informácií o lesnom fonde, jeho štruktúre, priestorovom rozmiestnení, časovom vývoji a využiteľnosti. Cieľom inventarizácie je poskytovať objektívne podklady pre cieľavedomé obhospodarovanie lesov a racionálne využívanie drevnej suroviny, čiže pre plánovaciú, kontrolnú, prognostickú a rozhodovaciú činnosť v lesnom hospodárstve i v ďalších naväzujúcich odvetviach národného hospodárstva (ŠMELKO 1985).

Inventarizácia produkcie dreva je, ako historicky najstaršia požiadavka kladená na les, najviac prepracovanou oblasťou lesníckeho výskumu. Drevo ako prírodný materiál má svoje dôležité miesto v záujme človeka, avšak vplyvom zhoršujúcich sa prírodných podmienok sa do popredia záujmu ľudstva dostávajú aj mimoprodukčné funkcie lesov. V poslednom období vzniklo veľa prác zaoberajúcich sa rôznymi analýzami a hodnotením mimoprodukčných funkcií v užšom ako aj širšom dosahu na lesné hospodárstvo. Slovensko sa stalo členom rôznych medzinárodných dohôrov (Rio de Janeiro 1992) v oblasti ochrany prírodného prostredia ako: „Deklarácia o životnom prostredí a rozvoji“, „Agenda 21“, „Rezolúcia o biologickej diverzite“, „Zásady o hospodárení v lesoch“, o čom referujú rôzni autori (SIBL *et al.* 1996, KORPEL 1997, BAVLŠÍK *et al.* 1998, MORAVČÍK & ĎURKOVIČ 1998).

Veľmi frekventovaným pojmom na prelome milénia sa stáva pojem biodiverzita – pojem označujúci rozmanitosť (variabilitu) všetkých živých organizmov ako aj ich životného prostredia. Snahy o zachovanie biodiverzity patria medzi hlavné úlohy ekologických programov takmer všetkých štátov planéty. Vláda Slovenskej republiky schválila 1.4.1997 ako odpoveď na ustanovenia článku 6 Dohovoru o biologickej diverzite „Národnú stratégiu ochrany biodiverzity na Slovensku“, ktorá sa stala principiálnym dokumentom pre implementáciu Dohovoru na území Slovenska. Realizácia stratégie na základe vládou Slovenskej republiky schválených akčných plánov zaviazala rezort lesné hospodárstvo, ktorého sa táto problematika bytostne dotýka, k napĺňaniu prijatých uznesení. Táto ekologizácia v lesníctve speje ku potrebe skúmať, zisťovať a monitorovať aj zložky, ktoré sú v blízkom prepojení na biodiverzitu, čo vedie k snahe zabudovať ich do rôznych aplikačných programov. V súčasnosti má táto oblasť zväčša iba popisný charakter a bližšia snaha o objektívnejšiu kvantifikáciu chýba. Ďalším dôležitým fenoménom, ktorý je výsledkom vývoja našej spoločnosti po roku 1989, je zmena viacerých právnych predpisov, medzi nimi aj tých, ktoré sa vzťahujú na lesné hospodárstvo, konkrétne na hospodársku úpravu lesa (HÚL). Jednou z významných zmien bolo zavedenie novej jednotky priestorového rozdelenia lesa – Lesného užívateľského celku (LUC), ktorý sa vytvára s prihliadnutím na vlastnícke a užívacie

práva. S touto zmenou nastala potreba tvorby metódy inventarizácie lesa aj pre tieto jednotky priestorového rozdelenia lesa s takým informačným spektrom, ktoré nadväzuje na prijaté uznesenia a schválené akčné plány monitorovania biodiverzity.

Z vyššie uvedených faktov vyplýva aj hlavný cieľ dizertačnej práce, a to navrhnúť výberovú metódu inventarizácie lesa pre stredne veľké užívateľské celky v podmienkach Slovenskej republiky, ktorá by umožnila objektívne a integrované hodnotenie všetkých zisťovaných charakteristík v čo možno najlepšom rámci presnosti a hospodárnosti, pričom v popredí nášho záujmu stojí hodnotenie biodiverzity. V predkladanej práci sme sa snažili uvedené požiadavky naplniť v nasledovných krokoch:

- vykonať rozbor metód hodnotenia a kvantifikácie biodiverzity;
- na empirickom materiáli KHÚLaG (ŠMELKO 1979) podať metodický návrh zhodnotenia biologickej diverzity lesných ekosystémov s dôrazom na stromovú vrstvu;
- navrhnúť informačné spektrum pre regionálnu inventarizáciu lesa;
- overiť navrhnuté metódy riešenia na modelovom území (Školský lesný podnik TU vo Zvolene).

Navrhované informačné spektrum spĺňa stanovené kritériá a je stavané tak, že integruje zisťovanie všetkých v súčasnosti požadovaných charakteristík v jednom cykle a nie oddelene, ako to bolo robené doposiaľ. Zložky informačného spektra nie sú stanovené fixne, ale je možné ich dopĺňať podľa požiadaviek majiteľa, užívateľa alebo správcu inventarizovaného územia. Navyše je predkladaná metóda založená na matematicko - štatistických princípoch, čo umožňuje stanoviť rámce presnosti dosiahnutých výsledkov. Veľkosť inventarizovaného územia (regiónu) predstavujú stredne veľké územné celky, čiže ide o prechod medzi inventarizáciou jednotlivých porastov a celonárodnými inventarizáciami. Región môže tvoriť LUC, podnik, lesná oblasť, lesná správa, kraj či okres, k čomu je potrebné prispôbiť výberový systém vzhľadom na náklady a požadovanú presnosť výsledkov.

Práca je riešená v rámci grantových projektov VEGA 1/4030/97 „Metódy zisťovania, regulácie a prognózovania produkcie lesov v zmenených ekologických podmienkach a formách vlastníctva k lesom“ a VEGA 1/7053/20 „Integrovaná sústava výberových metód na permanentné sledovanie stavu lesných ekosystémov“.

2. HISTÓRIA INVENTARIZAČNÝCH A MONITOROVACÍCH METÓD A ZISŤOVANIA PRODUKČNÝCH CHARAKTERISTÍK LESNÝCH EKOSYSTÉMOV

Zisťovanie stavu lesov má niekoľkostoročnú tradíciu a v súčasnosti dosiahlo vysokú metodickú i technickú úroveň. Počiatky zvýšeného záujmu o inventarizačné metódy sa datujú do 18. storočia. Už v roku 1796 bavorský lesník SCHILCHER upozorňoval na medzery v taxačných metódach. Medzi priekopníkov, ktorí stáli pri vývoji inventarizačných metód patria DÄZEL (1793), COTTA (1804), E.F.HARTIG (1825), REBER (1827), PFEIL (1833), WEDEKIND (1834) a PERNITZSCH (1842) (in FUCHS 1993). Inventarizačné techniky boli rýchlo rozširované a ich historický vývoj opisujú LOETSCH & HALLER 1964. Medzníkom v inventarizačných metódach je postoj GURNAUD'SA (1861), ktorý začal presadzovať periodické merania na skusných plochách a navrhoval pri týchto metódach už určovať aj prírastok (in FUCHS 1993). BIOLLEY (1920) má podstatný vplyv na rozšírení tejto myšlienky. Z obdobia vývoja týchto kontrolných metód sa publikujú i obširne správy: KURTH (1954,69,82,87), NYYSOSEN (1967), WOLF (1988), PARDÉ (1990) (in FUCHS 1993).

Podľa účelu sa inventarizácie delia na (ZÖHRER 1980):

- a) Globálne inventarizácie - slúžia na zistenie lesníckych zdrojov na globálnej úrovni;
- b) Národné inventarizácie - poskytujú všeobecný prehľad o lesnom fonde a jeho zmenách na úrovni jedného štátu. Sú dôležité pre centrálné plánovanie a riadiace orgány, preto sa vykonávajú spravidla vo všetkých krajinách s vyspelejším lesným hospodárstvom. Po metodickej stránke sú veľmi dobre rozpracované;
- c) Inventarizácie využitia pôdneho fondu - sú zamerané na odčlenenie plochy lesa od ďalších foriem využívania pôdy a na odkrytie rezerv pre lesnícke účely. Do úvahy prichádzajú najmä v rozvojových krajinách a najčastejšie sa koncipujú ako integrované poľnohospodársko-lesnícke projekty;
- d) Regionálne inventarizácie - sa týkajú určitej oblasti alebo organizačnej jednotky, vlastníka a pod., zahŕňajú plochu lesa 50 až niekoľko tisíc hektárov;
- e) Prieskumové inventarizácie - slúžia k predbežnému odhadu lesníckeho využitia prírodných zdrojov a na zistenie podkladov pre prípravu následnej detailnejšej inventarizácie väčšieho územia;
- f) Exploatačné inventarizácie - sa vykonávajú v doteraz neprebádaných lesných oblastiach a majú zodpovedať otázku rentabilnosti ťažby a dopravy dreva z danej oblasti a výstavby drevospracujúceho priemyslu. Preto okrem údajov o drevinách,

množstve, dimenziách a sortimentoch dreva sledujú aj cesty, vodné toky, terénne podmienky, odbyt dreva a iné;

- g) Inventarizácie pre účely hospodárskej úpravy lesov - patria k najintenzívnejším a najdetailnejším zisťovaniam. Vzťahujú sa na jednotlivé porasty, preto sa nazývajú tiež „maloplošné inventarizácie“. V Európe majú dlhodobú tradíciu a pre intenzívne lesné hospodárstvo sú nepostrádateľné. Poskytujú údaje o veľkom počte kvantitatívnych vlastností najmenších priestorových jednotiek rozdelenia lesa pre hospodársko-úpravnícke i prevádzkové plánovanie, kontrolu a reguláciu produkcie;
- h) Špeciálne inventarizácie – sú to účelové inventarizácie zamerané na úzko špecifikované zisťovanie informácií napr. zistenie rozsahu poškodenia lesa biotickými a abiotickými činiteľmi.

Základ pre vývoj inventarizačných metód bol rozmanitý. Podklady položila matematická štatistika, zásluhou ktorej dostali inventarizačné metódy nový teoretický základ. Matematicky definované vzťahy medzi variabilitou prvkov štruktúry lesa, rozsahom výberového merania a presnosťou výsledku umožňujú objektívne plánovať a optimalizovať inventarizáciu lesa z hľadiska najvhodnejšieho výberového postupu, požadovanej presnosti i nákladov. Celosvetové skúsenosti potvrdili dobrú použiteľnosť takto koncipovaných výberových metód nielen pre väčšie priestorové jednotky lesa (veľkoplošné inventarizácie VIL), ale aj pre jednotlivé porasty. V zahraničí, ale aj u nás sú všetky VIL založené na matematickej štatistike. Výberovými jednotkami sú prevažne kruhové skusné plochy, vo Fínsku, Rakúsku a SRN relaskopické. Veľkosť skusných plôch je konštantná pre všetky porasty, alebo variabilná v závislosti od hustoty porastu. Rozložené sú po inventarizovanom území podľa vopred stanovenej siete a to buď jednotlivo (Švajčiarsko, Taliansko, Belgicko, Poľsko), alebo častejšie v skupinách, tzv. traktoch (škandinávské štáty, Francúzsko, Rakúsko, SRN, Maďarsko). Na skusných plochách sa zisťuje celá škála informácií, napr. pri Švédskej inventarizácii (od r.1983) sa zisťuje viac ako 200 údajov, ktoré sa týkajú stanovišťa, výmery, zásoby dreva vrátane prírastku a mortality, zmladenia, vykonanej ťažby, poškodenia (ŠMELKO 1990). V poslednom čase sa v európskych krajinách rozvíjajú tzv. podnikové, resp. regionálne inventarizácie lesa koncipované ako inventarizácie permanentné. Koncepcia permanentnej inventarizácie vznikla v USA a pre európske pomery ju vynikajúco rozpracovali a aplikovali vo Švajčiarsku (SCHMID 1963,67). V odbornej literatúre dostala názov Continuous forest inventory, Folgeinventur, Kontrollstichprobe. Táto inventarizácia spája výhody reprezentatívnych (matematicko – štatistických) metód s princípom klasickej kontrolnej metódy. Skusné plochy sú systematicky alebo náhodne rozmiestnené po inventarizovanom objekte (podľa požadovanej presnosti) a zároveň majú permanentný charakter, t.j. stred je trvalo fixovaný železnou

rúrkou pod povrchom zeme. Poloha stromov na skusnej ploche je zachytená polárnymi súradnicami, čo umožňuje opakované meranie tých istých stromov. Výhodou tejto metódy je:

- skusné plochy sú fixované neviditeľne, čo odstraňuje riziko, že hospodár bude zámerne obhospodarovať les na skusných plochách ináč ako v celom poraste a že skusné plochy stratia na reprezentatívnosti;
- umožňujú dlhodobu (počas niekoľkých decénií) sledovať rastové zmeny všetkých zložiek porastu podľa zvolených hľadísk na tých istých plochách a súboroch stromov;
- zaručujú veľmi dobrú porovnateľnosť zisťovaných údajov (rovnako ako na výskumných plochách pre vedecké účely), ale nevyžaduje sa číslovanie stojacich ani evidencia vyťažených stromov v teréne.

Určitou nevýhodou je pomerne veľká prácnosť, časové a finančné náklady na meranie, najmä pri zakladaní siete pri prvej inventarizácii. Táto nevýhoda sa však do značnej miery kompenzuje možnosťou získať širšie spektrum informácií a podstatným zvýšením presnosti výsledkov charakterizujúcich zmeny stavu lesa (ŠMELKO 1975,85). O začiatkoch používania týchto inventarizácií vo Švajčiarsku informuje KURT (1965,82,87), SCHMID (1962,63,68), VOGEL (1981,86) a KÖHL (1990) (in FUCHS 1993). V nemeckých krajinách sa tieto metódy realizovali v Dolnom Sasku, Bavorsku, Baden – Württenbersku (BECK 1983, HENNECKE 1988, STARKE 1988), ale boli použité aj v iných krajinách ako v Rakúsku, Francúzku, Taliansku a Juhoslávii, kde našli taktiež svoje opodstatnenie (HILLGARTER 1976, PRETO 1985, SAGL *et al.* 1985, MOSER 1987) (in FUCHS 1993).

Vyššie popísané tendencie v inventarizačných metódach mali za úlohu podchytiť produkčný stav lesov. Išlo zväčša o zisťovanie zásoby ($V.ha^{-1}$), kruhovej základne ($G.ha^{-1}$), počtu stromov ($N.ha^{-1}$), stredných porastových charakteristík (stredná hrúbka, výška), prírastkov a v poslednom čase aj charakteristík ovplyvňujúcich produkciu, t.j. stratu asimilačných orgánov – defoliáciu a preto sú pochopiteľne dobre prepracované. U nás boli matematicko-štatistické metódy zisťovania zásob porastov zavedené oficiálne do praxe od roku 1961. Na základe rozsiahlych výskumov (HALAJ 1960, POLÁK 1964, ŠMELKO 1968,75,88, PRIESOL 1978) je ich metodika detailne rozpracovaná a v porovnaní so zahraničnými metódami oveľa flexibilnejšia. Výskum sa dotýka jednak inventarizácie jednotlivých porastov, ale aj väčších územných celkov, v rámci ktorého sa preverili rôzne výberové systémy, ale aj viaceré druhy skusných plôch (kruhových, pásových, stromových rozstupov, relaskopických a koncentrických kruhov). Taktiež boli preskúmané aj koncepcie permanentných inventarizácií. Takto zostavené metódy umožňujú optimálny výber a použitie inventarizačných metód v hospodársko – úpravníckej praxi vzhľadom na náklady a požadovanú presnosť výsledkov.

Rozvoj veľkoplošných inventarizácií a monitoringu na Slovensku súvisel s nastupujúcim trendom zisťovania zdravotného stavu lesov. S týmto trendom sa do literatúry začína zavádzať nový pojem „monitoring“, ktorý znamená permanentné (priebežné alebo periodické) zisťovanie a vzájomné porovnávanie stavu lesa (tej istej veličiny Y) minimálne vo dvoch časových obdobiach t_1 , t_2 a odvodzovanie a posudzovanie vzniknutých zmien (ΔY) (ŠMELKO 2000). Postupy monitorovania zdravotného stavu lesov boli sformulované v západnej Európe začiatkom 80 rokov a v nadväznosti na ne v roku 1986 pristúpilo Slovensko do medzinárodného kooperatívneho programu hodnotenia vplyvu znečisteného ovzdušia na lesy – ICP FOREST organizovaného EHK OSN. Lesnícky výskumný ústav vo Zvolene začal od roku 1987 s každoročným monitoringom zdravotného stavu lesov celej SR na 111 trvalých monitorovacích plochách (TMP) v sieti 16x16 km (RAČKO *et al.* 1994). Na všetkých TMP sa vykonávajú merania základných dendrometrických veličín stromov a odoberajú sa vzorky pre analýzu pôdy a asimilačných orgánov pre zistenie stupňa poškodenia a zníženie produkcie vplyvom znečisteného ovzdušia. Nevýhodou tohto spôsobu je, že predmetom zisťovania sú iba úrovňové a nadúrovňové stromy, takže monitoring poskytuje údaje iba o procese poškodenia lesov, nie komplexne o lesnom fonde. Taktiež počet skusných plôch je pomerne malý, s čím súvisí nedostatočná presnosť výsledkov (ŠMELKO 1990). Širšie zameranú a univerzálnejšiu metódu pre veľkoplošný monitoring lesa pre podmienky SR vypracovala Katedra hospodárskej úpravy lesov a geodézie TU vo Zvolene (ŠMELKO *et al.* 1988). Tvar a počet skusných plôch je optimalizovaný z hľadiska presnosti i hospodárnosti a ponúka celkove 10 rôznych alternatív podľa záujmu a potrieb užívateľa. Na základe skúseností z obidvoch uvedených systémov vypracoval a zrealizoval Lesoprojekt Zvolen monitorovanie lesov SR na 1192 monitorovacích plochách. Metóda je koncipovaná v sieti 4x4 km, ktorá vznikla zhustením základnej monitorovacej siete LVÚ 16x16 km (ŠVEC *et al.* 1992). Oproti prvej uvedenej metóde poskytuje monitorovací systém Lesoprojektu komplexnejšiu možnosť zhodnotenia produkčného stavu lesa. Nevýhodou tohto systému je však veľký počet pracovných skupín v priebehu fázy monitorovania.

Okrem metód založených na matematicko-štatistických princípoch k uvedeným metódam zisťovania produkčných charakteristík vo veľkoplošnom rozsahu prichádza do úvahy ešte jedna metóda tzv. kompilačná. Ide o vypracovanie sumárnych prehľadov sumarizáciou platných LHP, resp. LHE. V súčasnosti sa týmto spôsobom na Slovensku zhotovujú dva elaboráty a to permanentná inventarizácia lesa (PIL) a súhrnné lesné hospodárske plány (SLHP), prvý v ročnom a druhý v 5-ročnom intervale. Výhodou tohto postupu je využitie existujúcich podkladov (hospodárnosť) a široký informačný obsah (cca 120 prehľadných tabuliek). Nedostatkom je, že podkladové údaje z diel HÚL sú aktuálne k príslušnému časovému horizontu iba u 10% lesných užívateľských celkov, ďalšie sú staršie (2-9 rokov), údaje o hlavných porastových veličinách sú zisťované rôznymi metódami a nie je známa výsledná presnosť súhrnných celoštátnych výsledkov.

Mnohé výskumy ukázali, že súhrny údajov o zásobách z inventarizácií jednotlivých porastov v rámci HÚL vykazujú veľké systematické chyby (ŠMELKO 1990).

Vyššie uvedenými metódami sa hodnotí prevažne kvantitatívna stránka produkcie. Vplyvom trhového mechanizmu sa zvyšujú požiadavky na informácie o kvalite drevnej produkcie lesných porastov. Termín „kvalitatívna inventarizácia“ sa prvýkrát objavil v tridsiatych rokoch nášho storočia. Prvú metódu kvalitatívnej inventarizácie lesov vypracoval v Nemecku v roku 1935 ARNSWALDT a v roku 1938 KRUTZSCH & LOETSCH (in KORF *et al.* 1972). Pri Arnswaldtovej metóde sa na stromoch hodnotí spodná, 6 m dlhá časť kmeňa podľa troch akostných tried A,B,C. Krutzschova – Loetschova metóda sa zakladá na hodnotení kmeňa i koruny stromu. Kmeň sa zatrieďuje podľa zdravotného stavu a technických chýb v spodnej 8 m časti a koruna podľa hustoty a dĺžky do troch tried A,B,C. Tieto vývojové prístupy zotrvali až do súčasnosti a napr. vo švajčiarskej inventarizácii posudzujú kvalitu kmeňa diferencovane v dvoch 4m dlhých častiach a to spodnej 0.5 – 4.5 m a hornej 4.5 – 8.5 m výške kmeňa. Používajú 3 stupňovú stupnicu A,B,C kvalitatívneho hodnotenia a na skusnej ploche posudzujú iba stromy hrubšie ako 20 cm.

Na Slovensku sa začal najpodrobnejšie touto problematikou zaoberať PRIESOL (1961,65). Zhodnotil zahraničné metódy a podal vlastný návrh na teoreticky zdôvodnenú a prakticky upotrebitel'nú matematicko – štatistickú metódu kvalitatívnej inventarizácie porastov. Základom Priesolovej metódy je klasifikačná stupnica, obsahujúca štyri akostné triedy A,B,C,R. Na jednotlivých stromoch sa podľa uvedenej stupnice hodnotili pôvodne dve spodné tretiny výšky stromu, ale neskoršie výskumy ukázali, že pre potreby praxe stačí hodnotiť iba prvú (spodnú) tretinu kmeňa. Tá totiž zaberá až 60% z celkového objemu stromu. Celková kvalitatívna charakteristika sa udávala vo forme zlomku – v čitateli je aritmetický priemer akostných tried a v menovateli je % podiel akostných tried vo vyššie uvedenom poradí zaokrúhlený na celé desiatky. Na túto, ale aj zahraničné metódy nadviazali ďalší domáci autori a navrhli ďalšie modifikácie kvalitatívnej inventarizácie, z ktorých spomenieme aspoň prácu SOBOTSKÉHO (1960), CIFRU (1966), KOŠÚTA (1968) a kolektívu autorov FAITH & VÁCLAV & KOŠÚT (1970) (in KORF *et al.* 1972).

Výsledky kvalitatívnej inventarizácie možno využiť vo viacerých smeroch. Jednak pre účely kontroly produkcie porastových zásob, kde akostné triedy dávajú dobrý prehľad o kvalitovej štruktúre zásoby a pomocou nich možno kontrolovať pri periodicky opakovaných inventarizáciách stav a vývoj tejto štruktúry. Ďalej pre plánovanie a vyznačovanie ťažby a na sledovanie a kontrolu vplyvu ťažieb na kvalitatívny stav zásob porastov. V spojení so sortimentačnými tabuľkami získame prehľad o podiele hlavných sortimentov buď na jednotlivých stromoch alebo v porastoch. V súčasnosti sa na Slovensku robí kvalitatívna inventarizácia zväčša práve v tomto prepojení a to buď pri prácach spojených s obnovou LHP alebo pri priemyselnej inventarizácii. Kvalita kmeňa je

jednou zo vstupných veličín nových sortimentačných tabuliek (PETRÁŠ & NOCIAR 1991), pričom objektom hodnotenia je spodná tretina kmeňa. Autori vylisujú štyri kvalitové triedy A,B,C,D, ktoré sú vymedzené limitnými sortimentačnými požiadavkami.

Vo veľkoplošnom merítku nebola doteraz realizovaná kvalitatívna inventarizácia na princípoch výberových metód. Význam realizácie takejto inventarizácie spočíva už aj z vyššie uvedených faktov, že užívateľovi inventarizovaného objektu sa naskytne možnosť objektívnejšieho zhodnotenia a možného prognózovania ekonomického vývoja podniku.

3. VÝVOJOVÉ TENDENCIE INVENTARIZAČNÝCH A MONITOROVACÍCH METÓD NA SLOVENSKU

Vývoj v oblasti inventarizačných a monitorovacích metód napreduje k orientácii na metódy založené na výberových postupoch, čo znamená racionalizáciu v inventarizačných a v monitorovacích prácach. V oblasti výberového dizajnu sa očakáva optimalizácia z hľadiska počtu, veľkosti a usporiadania výberových jednotiek. Vývoj nových moderných technológií ako diaľkový prieskum zeme (DPZ) poskytuje cenné podklady pre zisťovanie rôznych charakteristík. Výpočtová technika, najväčší fenomén posledných čias, ktorej výkonnosť a univerzálnosť sa rapídne zvyšuje sa stala pri inventarizácii lesa nepostrádateľnou. V úzkom spojení s ňou vývoj rýchlo napreduje aj v oblasti softwarového vybavenia, ktoré umožňuje riešiť zložité vedecké problémy.

ŠMELKO (1990,98) formuluje nasledujúce tendencie, ktorými by sa mali inventarizačné a monitorovacie metódy u nás rozvíjať:

- spojenie monitorovania ekologického, zdravotného, produkčného, prípadne i hospodárskeho stavu lesov do jedného integrovaného systému;
- zavedenie a vzájomné prepojenie progresívnych metód kozmického, leteckého a terestrického získavania informácií vrátane taxačného odhadu (uplatnenie viacstupňového a viacfázového zisťovania);
- vytvorenie podmienok pre flexibilnú voľbu základnej a doplnkovej bázy údajov podľa potrieb užívateľa informácií, vrátane podkladov pre hodnotenie biodiverzity lesného ekosystému;
- prevod bodových informácií z TMP na plošné a priestorové informácie (prostredníctvom GIS) a vytvorenie nových foriem prezentácie a vizualizácie výsledkov;
- dôsledná analýza kvantitatívnej i kvalitatívnej stránky stavu lesa, jeho zmeny a faktorov, ktoré zmenu spôsobili;

- využitie údajov z inventarizácie a monitoringu lesa pre tvorbu nielen informačného, ale aj manažérskeho systému na rôznych úrovniach a tiež ako podklad pre strednodobé prognózovanie vývoja lesa;
- prípravou, vykonaním a spracovaním inventarizácia lesa by mala byť poverená jedna organizácia (Lesoprojekt ÚHÚL resp. LVÚ), ktorá by pre tieto práce vyčlenila osobitnú skupinu odborníkov. Zároveň by sa mali zostaviť a dôkladne vyškoliť pracovné skupiny pre terénne zisťovanie spracovanie, zhodnotenie výsledkov a pre kontrolu všetkých prác.

4. BIOLOGICKÁ DIVERZITA A JEJ ZISŤOVANIE

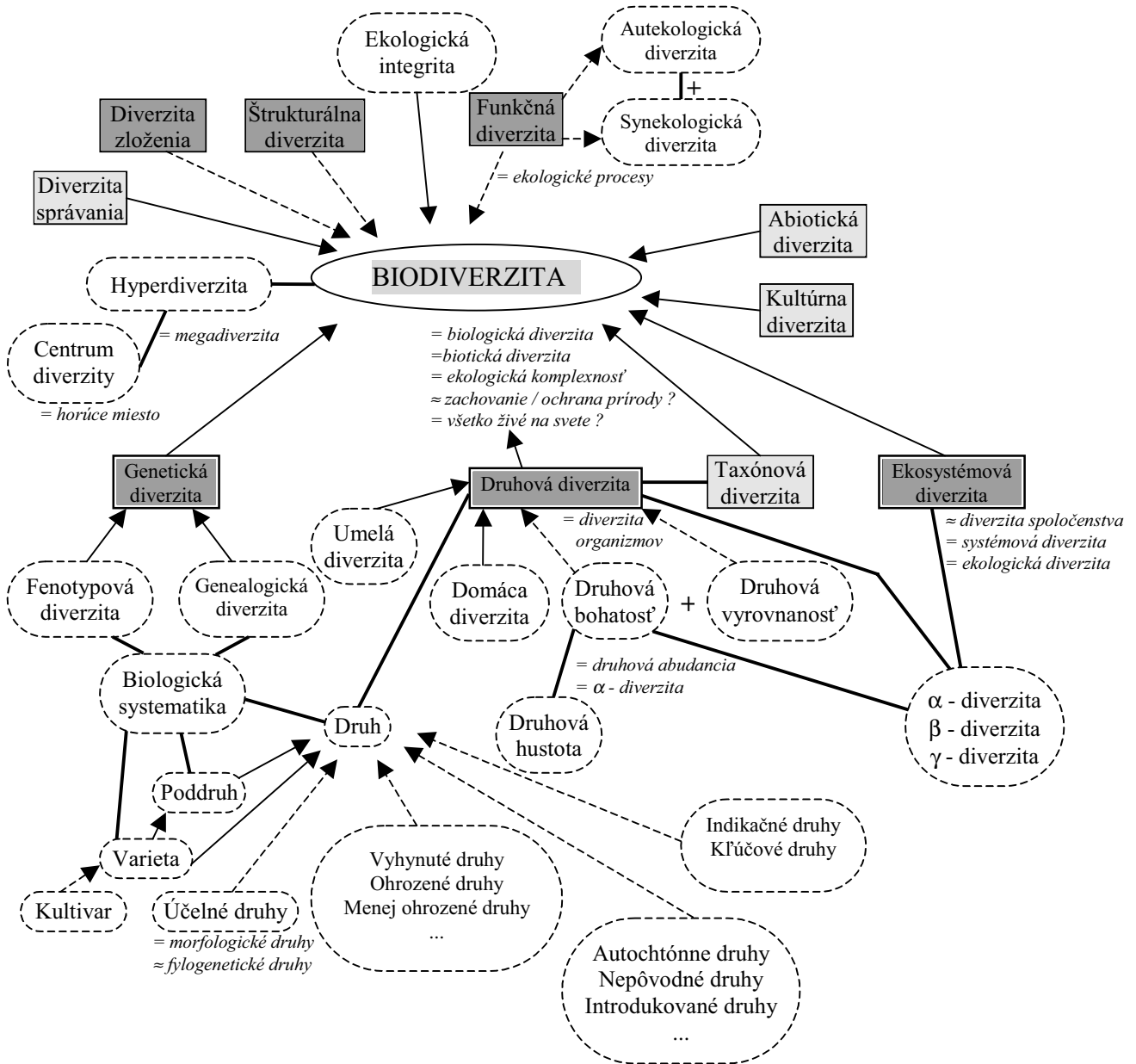
4.1. DEFINÍCIA BIODIVERZITY

Termíny biologická diverzita, resp. biodiverzita, sa objavili vo vedeckej literatúre len nedávno a dnes patria k najfrekventovanejším pojmom našej planéty. Pojem biologická diverzita sa prvýkrát objavil v názvoch v roku 1972. Skrátený termín biodiverzita bol prvýkrát použitý o niekoľko rokov neskôr v 1985 v súvislosti s prípravou prvého národného fóra o biodiverzite. Aký vzťah je medzi týmito pojmami? Ide o synonymá? Touto otázkou sa zaoberal KAENNEL (1998), ktorý hodnotil a porovnával chápanie týchto pojmov viacerými autormi. Z jeho analýzy vyplynulo, že v literatúre neexistuje žiadny odkaz na možné rozlíšenie zmyslov týchto dvoch termínov a viaceró autorov ich explicitne považuje za synonymá či kvázi synonymá alebo ako skrátenú resp. rozšírenú formu toho istého termínu (GASTON 1996, SOLBRIG 1994, HEYWOOD *et al.* 1995). Iní autori používajú toto synonymum pri citovaní definície biologickej diverzity prijatej na konferencii OSN ako definíciu biodiverzity (WILSON 1988,95). Jednou z príčin zámény týchto pojmov je, že biologická diverzita mala a do určitého rozsahu stále má vedeckejšiu príchut' ako už populárna biodiverzita. Práve popularita tohto pojmu, ako to vyplýva z prieskumu, ktorý vykonal KAENNEL (1998), vytláča pojem biologická diverzita a v poslednom období je frekvencia pojmu biodiverzita 3 až 5 násobne vyššia.

Čo sa vlastne pod pojmom biologická diverzita rozumie? V samotnom Dohovore o biologickej diverzite (článok 2) je termín biologická diverzita definovaný ako „rôznorodosť“ všetkých živých organizmov vrátane ich suchozemských, morských a ostatných vodných ekosystémov a ekologických komplexov, ktorých sú súčasťou. Termín biologická diverzita v zmysle Dohovoru teda označuje nielen rôznorodosť v rámci druhov a medzi druhmi, ale aj rozmanitosť (diverzitu) ekosystémov (SIBL & GUZIOVÁ & STRAKA 1996). Trilógia štandardných zložiek zakomponovaná do tejto definície, teda diverzita na genetickej, druhovej a ekosystémovej úrovni sa stala vžitou definíciou biodiverzity. Napriek tomu, že existuje jednotná definícia biodiverzity, je pojem biodiverzita často od autora k autorovi vysvetľovaný inak. Z tohto pohľadu sa javí ako zaujímavá SOLBRIGOVA (1994) definícia biodiverzity, ktorá hovorí, že biodiverzita je vlastnosť živých organizmov byť odlišný, t.j. rozdielny,

biodiverzita preto nie je jednotka, zdroj, ale vlastnosť, charakteristika prírody. Komplexnejší pohľad na chápanie pojmu biodiverzita rôznymi autormi spracovaný KAENNELOM (1998) uvádzame na obrázku 1.

Obrázok 1. Chápanie pojmu biodiverzita. (Zostavené na základe prieskumu 125 anglických prameňov (KAENNEL 1998)).



Vysvetlivky:	
	- základná zložka
	- dodatočná zložka
	- alternatívny prístup
	- obsahovo (konceptne) príbuzné názvy
A → B	- A je časťou B
A - - -> B	- A je typom z B
	- iný vzťah
=	- synonymá
≈	- kvázi synonymá

Potreba zaoberať sa biodiverzitou a jej ochranou v globálnom merítku vyplynula z poznania, že tradičné prístupy k ochrane biodiverzity, ktoré boli založené na izolovanej ochrane vybratých území a druhov (reflektované v dovtedy prijatých medzinárodných dohovoroch), nie sú dostatočne efektívne. Preto koncom 80-tych rokov medzinárodné spoločenstvo vychádzajúc z existujúcich dohovorov začalo rokovať o globálnej zmluve, ktorá by zastrešila nielen ochranu biodiverzity, ale súčasne aj problematiku prístupu ku genetickým zdrojom, trvalo udržateľné využívanie biodiverzity, biotechnológie, vytváranie partnerských vzťahov medzi krajinami a rovnoprávne rozdeľovanie prínosov z využívania biodiverzity. Hlavný impulz na prípravu medzinárodného dokumentu o problematike biodiverzity vyšiel zo Svetovej únie ochrany prírody (UCN). UCN pripravila štúdiu zameranú na ochranu biologickej diverzity in-situ, pojednávajúcu zároveň o právach krajín, ktoré poskytujú biologické zdroje. Tieto by mali mať zabezpečený rovnocenný podiel na prínosoch, ktoré sú získavané z ich využívania. Štúdia bola predložená na posúdenie Riadiacej rade Programu OSN pre životné prostredie (UNEP – United Nations Environment Program), ktorá na jej základe na zasadaní v roku 1987 oficiálne uznala potrebu medzinárodne zavádzaného dohovoru a prevzala zodpovednosť za jeho prípravu. Rada ustanovila pracovnú skupinu expertov pre biodiverzitu, ktorá sa zišla po prvýkrát v roku 1988. Jej nástupcom v procese prípravy Dohovoru o biologickej diverzite sa v roku 1991 stal osobitný Medzinárodný výbor. Proces prípravných rokovaní bol ukončený 22. mája 1992 na osobitnej konferencii v Nairobi (Biodiversity Convention on Biological Diversity). Dohovor bol otvorený k podpisu na Konferencii OSN pre životné prostredie a rozvoj (UNCED 1992 – United Nations Conference on Environment and Development), ktorá sa konala v Rio de Janeiro v júni 1992 a už počas konferencie ho podpísalo 156 krajín a Európska únia. Vláda Slovenskej republiky, uvedomujúc si význam zachovania biologickej diverzity, súhlasila s pristúpením k Dohovoru v máji 1993. Dňa 23. augusta 1994 prezident Slovenskej republiky so súhlasom NR SR z 18. augusta 1994 Dohovor ratifikoval. Ratifikačné listiny boli uložené v New Yorku, v sídle OSN 25. augusta 1994. O 90 dní, 23. novembra 1994, sa Slovensko stalo zmluvnou stranou Dohovoru. V septembri 1994 bol na Ministerstve životného prostredia Slovenskej republiky zriadený Národný sekretariát Dohovoru o biologickej diverzite ako hlavný organizačný a koordinačný útvar s priamym napojením na všetky inštitúty využívajúce zložky biologickej diverzity pre vedecké, hospodárske a konvenčné ciele a s prepojením na medzinárodnú sieť kontaktných štruktúr zodpovedných za implementáciu Dohovoru na národných a medzinárodných úrovniach. Z nevyhnutnosti zabezpečenia nezávislého a odborného prierezového dohľadu bola ustanovená Slovenská komisia Dohovoru o biologickej diverzite ako prierezový orgán pre odbornú koordináciu a garanciu implementácie v Slovenskej republike. Komisiu zriadil minister životného prostredia 24. novembra 1995 a jej štatút prerokovala vláda SR 25. júna 1996. Táto komisia so širokým odborným tímom spracovala na základe komplexných odborných štúdií o stave biodiverzity na Slovensku „Národnú stratégiu ochrany

biodiverzity na Slovensku“ ako odpoveď na ustanovenia článku 6 Dohovoru. Stratégiu schválila vláda SR 1. 4. 1997. Týmto sa stala stratégia principiálnym programovým dokumentom pre implementáciu Dohovoru o biologickej diverzite na území Slovenska a v stanovených časových horizontoch sa rozpracúva a realizuje podľa vládou SR schválených Akčných plánov (STRAKA *et al.* 1998). V tabuľke 1 uvádzame podrobnejšie schválené strategické ciele a smery „Národnej stratégie ochrany biodiverzity na Slovensku“. Strategické smery, ktoré sú zvýraznené tmavšou farbou sa priamo dotýkajú výskumu biodiverzity, jej zisťovania a monitoringu. Katedra hospodárskej úpravy lesov a geodézie TU Zvolen a zapojila uvedené zámery v rezorte lesníctva do výskumu v rámci grantového projektu VEGA 1/4030/97 „Metódy zisťovania, regulácie a prognózovania produkcie lesov v zmenených ekologických podmienkach a formách vlastníctva k lesom“ a VEGA 1/7053/20 „Integrovaná sústava výberových metód na permanentné sledovanie stavu lesných ekosystémov“.

Tabuľka 1. Strategické ciele a smery „Národnej stratégie ochrany biodiverzity na Slovensku“ (STRAKA *et al.* 1998).

		STRATEGICKÉ CIELE	STRATEGICKÉ SMERY	
OCHRANA BIOLOGICKEJ DIVERZITY	1.	Identifikácia stavu zložiek biologickej diverzity	1.	posilniť kapacitu inštitúcií, ktoré sa zaoberajú identifikáciou zložiek biologickej diverzity;
			2.	roziširiť poznanie o stave zložiek biologickej diverzity;
			3.	zabezpečiť pravidelné hodnotenia stavu zložiek biologickej diverzity;
			4.	prepojiť inventarizácie na úrovni druhov a ekosystémov so sledovaniami pôdy, podnebia a iných zložiek prostredia;
			5.	podporiť ukončenie prebiehajúcich programov Mapovania biotopov a Mapovania mokradí s cieľom vytvoriť komplexnú databázu biotopov;
			6.	roziširiť poznanie o ohrozených druhoch a ekosystémoch, málo poznaných systematických skupinách a o taxonomických skupinách, ktoré majú hospodársky význam;
	2.	Kontrola procesov negatívne ovplyvňujúcich biologickú diverzitu	1.	identifikovať procesy ohrozujúce biodiverzitu a zhodnotiť ich dopad;
			2.	znižovať znečistenie, ktoré má negatívny dopad na biodiverzitu;
			3.	predchádzať introdukcii inváznych druhov a mať pod kontrolou alebo potláčať tie, ktoré môžu ohroziť pôvodné druhy alebo ekosystémy;
			4.	predchádzať znižovaniu biodiverzity následkom fragmentácie krajiny a opúšťania pozemkov;
			5.	zvýšiť kontrolu nad procesmi spojenými s využívaním a vypúšťaním geneticky modifikovaných organizmov;
			6.	posilniť aplikáciu vhodných zmierňovacích, obnovných a nápravných opatrení;
			7.	zosúladiť všetky koncepcie, plány a stratégie, týkajúce sa najmä vodohospodárskych, dopravných, ťažobných a energeticko-priemyselných odvetví so záujmami ochrany biodiverzity
			8.	riešiť účinnú stratégiu kontroly nad obchodom s pôvodnými a chránenými druhmi;
	3.	Posilnenie ochrany biodiverzity in-situ	1.	zabezpečiť štátnu ochranu prírody, vychádzajúcu z koncepcie budovania európskej ekologickej siete;
			2.	posilniť celopriestorovú ochranu biodiverzity implementáciou ekologických sietí na všetkých úrovniach;
			3.	legislatívne zabezpečiť účinnú ekologickú sieť ochrany prírody;
			4.	zabezpečiť dôslednú ochranu reprezentatívnych území, ktoré sú predpokladom na zachovanie typických foriem živej a neživej prírody;
			5.	iniciovať národný program obnovy ekosystémov;
			6.	vytvoriť podmienky na udržanie prirodzenej životaschopnosti populácie druhov v prírodnom prostredí;
			7.	podporovať realizáciu programov záchranu druhov;
			8.	dopracovať opatrenia na ochranu ohrozených druhov a populácií a na ich reštitúciu;
			9.	posilniť manažment chránených území prostredníctvom plánov riadenia, ktoré budú spracúvané pre všetky reprezentatívne kategórie chránených území, a zapojiť verejnosť do ich prípravy;
			10.	zabezpečiť dôslednú územnú ochranu prírody vyčlenením vybraných častí pôdneho fondu pod správu rezortu kompetenčne príslušného pre ochranu prírody a krajiny;
			11.	zohľadňovať ekologickú únosnosť a zraniteľnosť územia pri navrhovaní ochranných opatrení;
			12.	účinne zabrániť porušovaniu zákonov a násilným činnostiam ohrozujúcim biodiverzitu;
	4.	Posilnenie ochrany genetickej diverzity	1.	zdokonalíť inventarizácie zamerané na určovanie genetickej diverzity domestikovaných biologických zdrojov s cieľom maximalizovať ochranu a ekonomické využívanie genetických zdrojov;
			2.	zbierať cenné genotypy starých a krajových odrôd, ako aj ekotypov v prírodných populáciách a následne ich hodnotiť, dokumentovať a rozmnožovať pre dlhodobé uchovávanie;
			3.	zriadiť národný program pre manažment a ochranu živočíšnych genetických zdrojov;

		4.	zriadiť osobné repozitória pre dlhodobé uchovávanie cenných genotypov vegetatívne rozmnožovaných druhov;
		5.	využívať zriadené zbierky pre národné i medzinárodné šľachtiteľské programy, na výskum a vzdelávanie, na zvyšovanie uvedomelosti verejnosti a pre alternatívne poľnohospodárstvo a krajinné inžinierstvo;
5.	Posilnenie národných kapacít na ochranu ex-situ	1.	vyvinúť komplexný program pre ex-situ ochranu genetických zdrojov;
		2.	zlepšiť súčasnú sieť ex-situ zariadení a legislatívne upraviť ich postavenie;
		3.	identifikovať priority pre vyplnenie medzier v zbierkach;
		4.	založiť zbierku kultúr mikroorganizmov zaznamenaných na Slovensku spolu s tými, ktoré sú geneticky modifikované v laboratóriách;
		5.	vyvinúť lacnejšie technológie na ochranu predovšetkým technológie pre netradičné rastliny, ktoré sa šíria semenami a vegetatívne vrátane in-vitro a kryoprezerváciu;
		6.	zdokonaliť databázy a príslušnú dokumentáciu;
6.	Vybudovanie komplexného monitorovacieho systému na sledovanie zmien v biodiverzite na všetkých úrovniach	1.	vyvinúť komplexný program na monitorovanie biodiverzity;
		2.	používať nové monitorovacie metódy pre lepšie pochopenie zmien v ekosystémoch;
		3.	podporovať využívanie biologických indikátorov monitoringu;
		4.	podporiť prepojenie rôznych monitorovacích systémov;
		5.	prepojiť najdôležitejšie monitorovacie strediská s mechanizmom "clearing-house";
7.	Zabezpečenie ekologicky trvalo udržateľného lesného hospodárstva	1.	dopracovať Národné kritériá a indikátory pre trvalo udržateľné hospodárenie v lesoch a zabezpečiť ich aplikáciu;
		2.	zvýšiť podiel prirodzenej obnovy na každoročne obnovovaných plochách;
		3.	rozšíriť plochy lesov obhospodarovaných podrastovým a výberkovým spôsobom;
		4.	podporovať stanovištné vhodné drevinové zloženie, zohľadňujúc pritom aj miestne proveniencie;
		5.	podporovať jemnejšie spôsoby obhospodarovania lesov a technologickú disciplínu tak, aby zabezpečovali ich trvalo udržateľný rozvoj ako jedného z najdôležitejších obnoviteľných zdrojov;
		6.	podporovať ekosystémový prístup v lesníckom hospodárskom plánovaní;
		7.	zabezpečiť trvalý monitoring stavu a vývoja lesov a výskumu zmien a vplyvov na vývoj lesných ekosystémov;
		8.	ukončiť reštitúcie lesov;
8.	Postupná náhrada nevhodných hospodárskych praktík ekologickým a trvalo udržateľným hospodárením	1.	podporovať ekologické poľnohospodárstvo najmä v chránených oblastiach;
		2.	podporovať tradičné formy obhospodarovania vrátane využívania tradičných plemien a kultivarov;
		3.	premieňať ornú pôdu na prudkých svahoch a zaplavovaných oblastiach na lúky a pasienky;
		4.	podporovať využívanie biomasy ako druhotne obnoviteľného zdroja energie;
		5.	podporovať vytvorenie národného trhu certifikovaných bioproduktov;
9.	Podpora ochrany biodiverzity zavedením trvalo udržateľných praktík v poľovníctve a v rybárstve	1.	založiť ďalšie chovné stanice pre pôvodné druhy a zabezpečiť účinnú stratégiu ich reintrodukcie;
		2.	podporiť osádzanie pôvodnými druhmi a posilňovanie populácií s maximálnym zachovaním autoregulačných schopností, štruktúry a zdravotného stavu;
		3.	posilniť existujúce regulačné opatrenia, aby sa predišlo nadmernému výlovu rýb a lovu zveri;
		4.	udržať populácie lovné zveri v hranici únosnosti ekosystémov;
		5.	zamedziť pytliactvu a neregulárnym spôsobom lovu;
10.	Zabezpečiť, aby sa pri love zveri a zbere lesných plodov zachovala dlhodobá životaschopnosť druhov a populácií	1.	zabezpečiť účinné také regulačné opatrenia, aby sa predišlo nadmernému lovu a zberu z prírodného prostredia, bez ohľadu na vlastníctvo;
		2.	zabezpečiť podmienky na obohatenie potravinového trhu o produkty lesných plodov a húb dopestovaných v komerčných a hospodárskych zariadeniach;
11.	Podpora koncepcie ekologicky vhodného a trvalo udržateľného turistického podnikania	1.	podporiť prípravu a realizáciu národných a miestnych plánov rozvoja turistiky, ktoré budú rešpektovať únosnosť prostredia a miestnych komunít, spoločne s inštitúciami zaoberajúcimi sa turizmom a využívaním prírodných zdrojov;
		2.	spracovať národnú koncepciu trvalo udržateľného malého a stredného podnikania v oblasti turizmu a realizovať ju;
		3.	zaviesť v chránených územiach také formy turistických aktivít, ktoré sú v súlade s podmienkami ochrany územia a s ochranou biodiverzity;
		4.	posilniť systém regulačných opatrení (sezónne obmedzenia, vstupné poplatky, miestna preprava atď.) na udržanie úrovne návštevnosti v medziach únosnosti jednotlivých území;
		5.	obmedziť ďalší rozvoj veľkých turistických centier, osobitne v chránených územiach, a zväziť budovanie nových v územiach s významnými prírodnými hodnotami;
		6.	podporiť rozvoj malých rekreačných oblastí, ktoré by zohľadňovali únosnosť daného územia;
		7.	podporiť rozvoj odbornej sprievodcovskej turistiky v oblastiach s významnou biodiverzitou;
12.	Zvýšenie bezpečnosti v biotechnológiách a podpora dostupnosti k nim a/alebo k prínosom prameniacim z ich aplikácie	1.	iniciovať vypracovanie transferových programov národnej biotechnológie zahŕňajúcich aj prenos národnej biotechnológie zahŕňajúcich aj prenos technológií do rozvojových krajín;
		2.	vypracovať príslušné administratívne predpisy na podporu prístupu k biotechnologickým poznatkom;
		3.	zaviesť základné normy na testovanie, dovoz, vývoz a komerčné využívanie živých, geneticky modifikovaných organizmov;
		4.	vytvoriť príslušné orgány na kontrolu biologickej bezpečnosti zahrňujúcu aj systém včasného varovania;
		5.	vypracovať detailné postupy a nástroje na stanovenie rizika spojeného s únikom geneticky modifikovaných organizmov;
13.	Zmena politiky smerom k dosiahnutiu prepojenia snahy o zachovanie biodiverzity s využívaním prírodných zdrojov	1.	preskúmať súčasné koncepcie, stratégie, plány a politiky z hľadiska Dohovoru, uprednostniť tie, ktoré boli prijaté ešte pred podpísaním Dohovoru, a podľa potreby ich zmeniť;
		2.	nahradiť tie zo súčasných relevantných dokumentov, ktoré by ani napriek čiastočným zmenám neboli dostatočné na dosiahnutie prepojenia snahy o zachovanie biodiverzity s využívaním prírodných zdrojov;
		3.	podporiť zavedenie takých inštitucionálnych, hospodárskych a investičných prístupov, ktoré sa opierajú o princípy zachovania biodiverzity a uprednostňujú trvalo udržateľné využívanie biologických zdrojov;
14.	Príprava vhodných legislatívnych nástrojov na podporu implementácie Dohovoru	1.	určiť medzery v národnej legislatíve vo vzťahu k Dohovoru;
		2.	podporiť rozvoj potrebnej novej legislatívy a vládnych opatrení, ktoré by viedli k splneniu medzinárodných záväzkov stanovených Dohovorom;
		3.	posilniť aplikáciu súčasných legislatívnych nástrojov, ktoré podporujú zachovanie biodiverzity a trvalo udržateľné využitie jej súčasti;

15.	Podpora spolupráce medzi všetkými zainteresovanými subjektami, aby sa zabránilo duplikácii činností a vytvorili sa možnosti na efektívnejšiu ochranu biodiverzity a trvalo udržateľné využívanie biologických zdrojov	<ol style="list-style-type: none"> 1. umožniť a podporiť aktívnu účasť súkromného sektora a mimovládnych organizácií pri procese plánovania na národnej, regionálnej alebo lokálnej úrovni; 2. podporiť vznikajúcu poradenskú službu týkajúcu sa trvalo udržateľného rozvoja; 3. zaviesť kompenzačné mechanizmy pre obmedzenia týkajúce sa využívania biodiverzity a biologických zdrojov; 4. vyvinúť mechanizmy na spoluprácu všetkých záujmových skupín a štruktúr, ktoré sa zapojili do procesu zachovania biodiverzity a trvalo udržateľného využívania biologických zdrojov;
16.	Vyvinúť široko aplikovateľný systém stimulujúcich opatrení na ochranu biodiverzity a jej trvalo udržateľné využívanie	<ol style="list-style-type: none"> 1. ustanoviť celoštátnu politiku pre stimulujúce opatrenia, ktoré budú podnecovať ochranu biodiverzity a jej trvalo udržateľné využívanie; 2. uskutočniť v čo najkratšom čase hodnotenie biologických zdrojov a oceniť ich hodnotu pre národné hospodárstvo; 3. stanoviť hodnotu mimoprodukčných funkcií ekosystémov a finančne ju vyjadriť; 4. zaviesť zohľadňovanie hodnoty biologických zdrojov a mimoprodukčných funkcií ekosystémov do procesov plánovania na všetkých úrovniach; 5. Navrhnuť realistické motivačné opatrenia (napr. finančné); 6. ustanoviť štruktúry pre manažment motivačných opatrení na ochranu biodiverzity a jej trvalo udržateľné využívanie vrátane zabezpečenia ich poskytovania a hodnotenia ich účinku; 7. vyvinúť nové a dodatočné mechanizmy na poskytovanie finančných prostriedkov, pri ich vytváraní podporovať decentralizovaný prístup a zabezpečiť účasť mimovládnych sektorov;
17.	Zabezpečiť aby sa pri plánovaní využitia krajiny brali do úvahy aj princípy zachovania biodiverzity	<ol style="list-style-type: none"> 1. zabezpečiť, aby biologická diverzita vystupovala ako jeden zo základných a limitujúcich faktorov pri procesoch plánovania využitia krajiny; 2. vzájomne prepojiť procesy plánovania prebiehajúcich v jednotlivých sektoroch; 3. v procese územného plánovania stanoviť záväzné environmentálne regulatívy vychádzajúce z ekologickej stability, únosnosti a zraniteľnosti; 4. zabezpečiť význam krajiny tvorby a požiadavky krajiny ekológie pri procese tvorby územnoplánovacej dokumentácie; 5. uplatňovať a využívať tradičné a historické krajinné štruktúry pri ochrane biodiverzity a modelovaní krajiny; 6. pri plánovaní obhospodarovania lesov rozpoznať a brať do úvahy hodnotné biotopy a vzácne druhy;
18.	Podpora výskumu orientovaného na ochranu biodiverzity a jej trvalo udržateľné využitie	<ol style="list-style-type: none"> 1. vytvoriť dlhodobý komplexný program pre výskum biodiverzity; 2. zlepšiť súčasné metódy výskumu biodiverzity; 3. uviesť nové metódy ohodnocovania stavu biodiverzity; 4. posilniť výskum ekosystémov a mikrobiologický výskum; 5. posilniť výskum v oblasti populačnej biológie vo všetkých jej aspektoch; 6. pri výskume biodiverzity vziať do úvahy aj faktor klimatických zmien; 7. vytvoriť systém opatrení, ktoré budú regulovať experimenty na jednotlivých zložkách biodiverzity, obzvlášť na zvieratkách; 8. posilniť vo výskume tú oblasť, ktorá sa zaoberá odhadom potencionálneho rizika pri vypustení genetiky pozmenených jedincov do prírody; 9. podporiť spoluúčasť na medzinárodných výskumných projektoch;
19.	Podpora vytvárania ľudských aj inštitucionálnych kapacít na ochranu biodiverzity a jej trvalo udržateľné využívanie	<ol style="list-style-type: none"> 1. posilniť súčasnú kapacitu inštitúcií zapojených do riadenia, výskumu a monitoringu biodiverzity, najmä tých, ktoré pracujú v podmienkach in-situ; 2. podnietiť spoluprácu medzi jednotlivými inštitúciami v záujme efektívnejšieho využitia súčasných kapacít; 3. prijať príslušné regulačné a administratívne opatrenia, ktoré by zabezpečili rovnocennú spoluúčasť neštátnych zložiek vo výskume a monitoringu biodiverzity; 4. posilniť kapacity mimovládnych neziskových organizácií zaoberajúcich sa problémami ochrany biodiverzity; 5. vytvoriť podmienky na štúdium a školenia expertov, ktorí by boli schopní realizovať inventarizáciu, vrátane taxonómov, biosystematikov, ekológov zaoberajúcich sa populáciami aj spoločnosťami a iných špecialistov; 6. udržať a zvýšiť kapacitu vedeckých inštitúcií, ktoré sa venujú opisu, klasifikácii a zberu jednotlivých rastlinných a živočíšnych druhov, rovnako ako podporiť ich možnosti šírenia nových údajov a informácií;
20.	Podpora všetkých foriem výchovy a rastu uvedomenia si dôležitosti zachovania biodiverzity a trvalo udržateľného využívania jej zložiek	<ol style="list-style-type: none"> 1. podporiť koordináciu výchovných programov organizovaných rôznymi zložkami univerzít, výskumných ústavov, štátnych, regionálnych aj lokálnych agentúr, spolu s neštátnymi, poľnohospodárskymi a priemyselnými organizáciami; 2. rozvinúť efektívnu komunikáciu a výmenu informácií medzi vzdelávacími inštitúciami a jednotlivcami zapojenými do biodiverzitého vzdelávania; 3. rozvinúť nové programy školení zameraných na biodiverzitu pre rôzne sektory a administratívne úrovne; 4. ponúknuť súkromným užívateľom pôdy možnosť školenia o ekologickom spravovaní ich pozemkov; 5. podporiť používanie nových výchovných prostriedkov vrátane tých, ktorú umožňujú diaľkové štúdium; 6. založiť a udržiavať výchovné a informačné centrá a náučné chodníky; 7. zaviesť do výchovy etické aspekty zachovania a trvalo udržateľného využívania biodiverzity a včleniť problémy biologickej diverzity a včleniť problémy biologickej diverzity do školských osnov na všetkých úrovniach škôl, počnúc škôlkami cez základné a stredné školy až po univerzity; 8. posilniť výchovu učiteľov tak, aby dokázali sami presadiť ekologickú výchovu a venovať sa v rámci vyučovania problémom biodiverzity;
21.	Posilnenie uplatňovania princípov ochrany biodiverzity v procese posudzovania vplyvov činností na životné prostredie	<ol style="list-style-type: none"> 1. zabezpečiť aktívnu účasť verejnosti na procese posudzovania vplyvov činností na životné prostredie; 2. posudzovanie vplyvov činností na životné prostredie musí byť objektívne a zabezpečené s požadovanou odbornou zodpovednosťou;
22.	Ustanovenie celoštátneho mechanizmu „clearing-house“ vzťahujúceho sa na biodiverzitu	<ol style="list-style-type: none"> 1. rozvíjať ďalej koncepciu celoštátneho mechanizmu „clearing-house“, ktorý zahŕňa prístup k informáciám a ich výmene a zároveň ochranu pred zneužitím; 2. určiť rozsah informácií pre výmenu vrátane výsledkov vedeckého, technického a socioekonomického výskumu, informácií o špeciálnych prehľadoch a tradičných znalostiach; 3. identifikovať medzery v informáciách; 4. vyvinúť vhodné opatrenia, ktoré umožnia prístup k informáciám tomu, koho sa môžu dotýkať; 5. posilniť databázy o biodiverzite, najmä databanku fauny Slovenska; 6. vyplniť medzery v databázach o biodiverzite založením nových, ako sú databanka flóry a databanka mikroorganizmov; 7. zaviesť využitie nových technológií v manažmente dát; 8. uľahčiť repatriáciu informácií;

	23.	Na národnej úrovni posilniť finančné mechanizmy na ochranu biodiverzity a jej trvalo udržateľného využívania	1. zabezpečiť zvýšenie investície do projektov na zachovanie biodiverzity a jej trvalo udržateľné využívanie, najmä pokiaľ ide o aktivity snažiace sa o obnovu biologickej diverzity; 2. podporovať smerovanie investícií aj cez súkromný sektor; 3. podporiť zakladanie obecných fondov na rozvoj a ochranu biodiverzity;
MEZINÁRODNÁ SPOLUPRÁCA	24.	Spolupráca pri implementácii Dohovoru na regionálnej medzinárodnej úrovni	1. podporovať účasť na technickej a vedeckej spolupráci s ostatnými členskými krajinami Dohovoru; 2. zapájať sa aktívne do všetkých regionálnych iniciatív, ktoré súvisia s ochranou biodiverzity a trvalo udržateľným využívaním jej zložiek, predovšetkým do implementácie Pan-Európskej stratégie biologickej a krajinej diverzity; 3. posilniť spoluprácu v ochrane in-situ s okolitými krajinami, medziiným zriadením nových bilaterálnych a trilaterálnych chránených území a implementáciou spoločných programov záchrany alebo reintrodukcie druhov; 4. posilniť prepojenie so zložkami, ktoré sú zodpovedné za implementáciu Dohovoru a s ním súvisiacich dohovorov v iných krajinách; 5. podporovať spoluprácu so zariadeniami na ochranu biodiverzity ex-situ v iných, predovšetkým susedných krajinách; 6. prispieť k príprave protokolu o biotechnologickej bezpečnosti; 7. umožniť a podporovať transfer technológií na medzinárodnej úrovni; 8. podporovať výmenu informácií v rámci mechanizmu „clearing-house“; 9. podporovať poskytovanie technickej pomoci rozvojovým krajinám;

4.2. ÚROVNE MERANIA BIODIVERZITY

Biodiverzitu môžeme merať na rôznych úrovniach v závislosti od rôznych faktorov, napr. času, zdrojov, výslednej výpovednej potreby, odborných znalostí atď.

DUDLEY & JEANRENAUD (1998) rozlišujú päť úrovní merania biodiverzity:

a) Národná úroveň - prieskum na monitorovanie takých zložiek ako je dodržiavanie medzinárodných dohôd, na poskytnutie údajov pre globálne potreby atď. Vychádza z veľmi všeobecných údajov, ktoré sú získané často vo forme dotazníkov zostavených medzinárodnými agentúrami, štúdií na národnej úrovni a podobne.

- Metódy zahŕňajú:
- rozdelenie lesov do širokých všeobecných tried, napr. prírodný les, pôvodný les, plantáž (umelo založený les);
 - použitie červených kníh ohrozených druhov;
 - použitie vekových tried na zistenie starých lesov.

b) Krajinná úroveň - východiskový prieskum na lokalizáciu území vhodných pre ďalšie podrobnejšie prieskumy a výskum. Používa jednoduché metódy z hľadiska ich aplikácie (rýchly prieskum veľkého územia za krátky čas) alebo špecializované metódy napr. interpretácia satelitných snímok.

- Metódy zahŕňajú:
- interpretáciu satelitných snímok na identifikáciu rozsiahlych pôvodných starých lesov;
 - videozáznam a letecký prieskum lesného pokryvu s možnosťou ich využitia pre simulované zobrazenie na počítači;
 - pozemné prieskumy štruktúry zápoja z vyvýšených miest na zistenie starých rastových charakteristík v lese alebo určitých indikačných druhov drevín.

- c) Štruktúrálny prieskum - pozemný prieskum štruktúry lesov na identifikáciu jeho autenticity
- Metódy zahŕňajú:
 - zistenie geologického podkladu a pôdneho typu;
 - prieskum štruktúry lesa (zmiešanie, veková štruktúra atď.);
 - prítomnosť odumretého lesa.
- d) Prieskum indikátorov - prieskum využíva špecializované indikačné druhy na identifikovanie vzácných habitatov a mikrohabitatov ako aj spojitosti medzi nimi. Indikačné druhy sa musia vyberať veľmi starostlivo, aby zachytili čo najväčší podiel biodiverzity. Napríklad niektoré lišajníky a huby môžu dobre indikovať vek a podmienky v lesných porastoch, cievne rastliny ich pôvodnosť, niektoré vtáky indikujú staré lesy atď. Na druhej strane si musíme uvedomiť, že táto metóda je len indikácia biodiverzity a nie jej komplexný prieskum.
- e) Genetický prieskum - detailný prieskum genetickej variability v rámci porastu na zistenie lokálnych variet, proveniencií atď.
- Metódy zahŕňajú:
 - historické detailné štúdie genetickej variability druhu;
 - historické štúdie na zistenie roku zakladania porastov, ich obhospodarovania a zdrojov zmeny;
 - vizuálne zisťovanie lokálnej variability druhov.

Lesy Slovenskej republiky zaberajú približne 40% územia a sú najdôležitejším zdrojom biodiverzity. Preto z hľadiska merania biodiverzity prichádzajú do úvahy všetky jej úrovne. K tomu je potrebné použiť adekvátne metódy, z ktorých niektoré popíšeme v nasledujúcich statiach. Zväčša pôjde o metódy, ktorými kvantifikujeme iba čistú biologickú diverzitu, ale uvedieme aj príklady metód hodnotiacich komplexnú štruktúrnu diverzitu.

4.3. METÓDY HODNOTENIA A KVANTIFIKÁCIE BIODIVERZITY

Hodnotenie biodiverzity lesného ekosystému sa v prevažnej miere zameriava na vyššie rastliny. Existuje veľké množstvo spôsobov, ktorými je možné biodiverzitu hodnotiť, ale v podstate každý z nich je založený minimálne na jednom z troch nasledujúcich znakov (BRUCIAMACCHIE 1996), a to na:

- druhovej bohatosti, ako na najstaršom a najjednoduchšom poňatí druhovej diverzity vyjadrenej iba na základe počtu druhov;

- druhovej vyrovnanosti, ako mieri rovnomernosti zastúpenia jednotlivých druhov v spoločenstve a
- druhovej heterogenite, ako charakteristike zahŕňajúcej v sebe druhovú bohatosť a vyrovnanosť v jednom.

Napriek týmto trom základným a jednoznačne definovaným znakom, ktoré sa používajú pri hodnotení biodiverzity, sa aspoň niekoľkými slovami zmienime o jednej z ich súčastí, ktorá je vo svete veľmi populárna a veľmi diskutovaná a to o hodnotení biodiverzity na základe indikátorov biodiverzity. Indikátory biodiverzity sú charakteristiky, o ktoré sa opiera ochrana biodiverzity a ich definícia závisí od úrovne, na akej sa prieskum biodiverzity vykonáva. V tabuľke 2 uvádzame prehľad medzinárodných aktivít určiť indikátory biodiverzity (DUDLEY & JEANRENAUD 1998).

Tabuľka 2. Medzinárodné pokusy určiť indikátory biodiverzity (DUDLEY & JEANRENAUD 1998).

Iniciatíva	Podrobnosti
Helsinki	Z iniciatívy fínskej a portugalskej vlády sa v júni 1993 konal kongres, kde sa dohodla všeobecná deklarácia a štyri lesnícke rezolúcie. Tento proces načrtnol indikátory dobrého obhospodarovania lesov vrátane tých, ktoré súvisia s biodiverzitou ako: <ol style="list-style-type: none"> 1. zmena plochy prirodzených a starých semi-prirodzených lesných typov; 2. zmeny v počte a v percentuálnom zastúpení ohrozených lesných druhov; 3. zmeny v podiele porastov obhospodarovných pre zachovanie; 4. ročný podiel plochy prirodzenej obnovy;
Montreal	Seminár sa konal v októbri 1993. Načrtnol kritériá a indikátory trvalo udržateľného lesného hospodárenia v rámci 10 neeurópskych krajín mierneho a boreálneho pásma. Indikátory biodiverzity zahŕňajú: <ol style="list-style-type: none"> 1. rozsah plochy lesného typu určitej vekovej triedy a sukcesného štádia; 2. rozsah plochy chránených lesných typov vrátane IUCN chránených plošných oblastí; 3. fragmentácia lesných typov; 4. stav a počet na lese závislých typov; 5. populačné hladiny reprezentačných typov;
Tarapoto	Workshop, ktorý sa konal vo februári 1995 v Peru. Medzi biodiverzitné indikátory sa zaradili: <ol style="list-style-type: none"> 1. plocha lesného typu v chránených areáloch; 2. vplyv činnosti v iných sektoroch na lesné hospodárstvo; 3. rýchlosť premeny lesa na iné použitie; 4. miery pre in-situ zachovanie ohrozených lesných zdrojov; 5. meranie pre ochranu genetických zdrojov; 6. rýchlosť prirodzenej obnovy, druhovej ochrany a prežitia;
Suchá zóna Afriky	Mítinng konaný v novembri 1995 v Nairobi. Biodiverzitné indikátory obsahujú: <ol style="list-style-type: none"> 1. plocha podľa typu vegetácie; 2. rozsah chránených plôch; 3. fragmentácia lesa; 4. plocha ročne vyťažovaných lesov obsahujúcich endemické druhy; 5. počet lesných druhov, ktoré sú v ohrození; 6. priemerný počet proveniencií;
FAO/UNECE stanovenie lesných zdrojov	Vývoj ohodnotenia lesných zdrojov 2000 zahŕňa pokus rozšíriť rozsah hodnotenia tak, aby boli v nich zahrnuté aj aspekty biodiverzity. Expertné stretnutie, ktoré sa konalo v Kotke vo Fínsku v júni 1996, stanovilo nové kritériá vrátane „prirodzenosti“ lesov.

Z uvedeného prehľadu vyplýva, že ide o veľmi naliehavú úlohu a DUDLEY & JEANRENAUD (1998) zdôrazňujú, že v rámci konvencie o Biologickej diverzite existuje potreba riešiť na medzinárodnej úrovni spoluprácu v nasledovných oblastiach:

- dohoda na definícii merania diverzity na porastovej úrovni;
- identifikácia indikátorov fungujúcich na rozličných úrovniach detailu;
- vývoj rýchlych terénnych hodnotiacich metód pre biodiverzitu;
- výskum domorodých vedomostí o pravdepodobných indikátoroch určitých habitátov;
- výskum kultúrneho rámca biodiverzitných indikátorov.

Zároveň uvedení autori predkladajú požiadavky, ktoré by mali spĺňať dobré indikátory biodiverzity.

Mali by:

- byť relatívne jednoduché na zistenie a umiestnenie v teréne;
- poskytnúť maximálne množstvo informácií o celkových podmienkach;
- poskytnúť informácie na vhodnej úrovni.

Na meranie, resp. číselné vyjadrenie druhovej diverzity existuje podobne ako pri jej hodnotení viacero spôsobov od najjednoduchšieho vyjadrenia počtu druhov až po zložité matematické výrazy. V nasledujúcom texte uvedieme prierez metódami, ktoré sa na meranie biodiverzity najčastejšie používajú.

4.3.1. RAREFRACTION METÓDA

Pri hodnotení biodiverzity veľkých populácií sa nevyhneme použitiu výberových metód. Jedným z problémov, ktorý nastáva pri porovnávaní spoločenstiev je, že výberové vzorky majú rozdielnu veľkosť. Spôsobom, ako tento problém odstrániť, je štandardizácia všetkých porovnávaných vzoriek na rovnakú veľkosť. SANDERS (1968) navrhol pre toto rarefraction metódu. Rarefraction je štatistická metóda ktorá odpovedá na otázku: „Ak by vzorka vybraná náhodne z celej populácie (M_V) obsahovala M_0 jedincov ($M_0 < M_V$), aký počet druhov S by sa v nej pravdepodobne vyskytoval?“ Je treba si uvedomiť, že ak celková výberová vzorka má S_V druhov a M_V jedincov, veľkosť štandardizovanej vzorky musí byť vždy menšia teda $M_0 < M_V$ a $S_0 < S_V$.

SANDERSOV (1968) algoritmus bol nesprávny a nezávisle na sebe ho upravili HULBERT (1971) a SIMBERLOF (1972) (in KREBS 1989) do nasledovného tvaru:

$$E(\hat{S}_{M_0}) = \sum_{i=1}^{S_V} \left[1 - \frac{\binom{M_V - M_{V_i}}{M_0}}{\binom{M_V}{M_0}} \right] \quad [1]$$

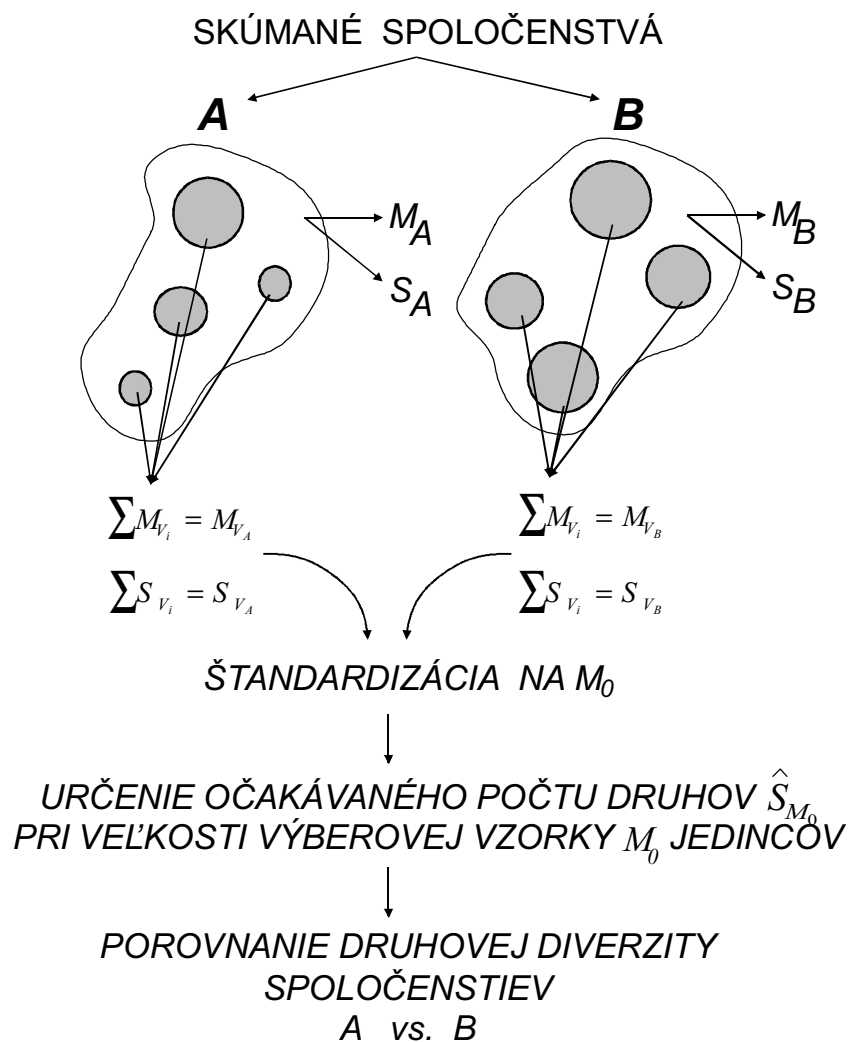
kde:

- $E(\hat{S}_{M_0})$ - očakávaný počet druhov v náhodne vybratej vzorke zloženej z M_0 jedincov
- S_V - celkový počet druhov v celej výberovej vzorke
- M_{V_i} - celkový počet jedincov i -tého druhu
- M_V - celkový počet jedincov vo výberovej vzorke ($\sum M_{V_i}$)
- M_0 - hodnota veľkosti vzorky (počet jedincov stanovený pre štandardizáciu)
- $\binom{M_V}{M_0}$ - počet kombinácií M_0 jedincov, ktoré môžu byť vybraté zo súboru o M_V jedincoch
 $= M_V! / M_0(M_V - M_0)!$

Strednú chybu odhadu očakávaného počtu druhov (pre veľké výbery) podľa HECKA *et al.* (1975) určíme na základe vzťahu:

$$S_{(\hat{S}_{M_0})} = \sqrt{\binom{M_V}{M_0}^{-1} \left[\sum_{i=1}^{S_V} \binom{M_V - M_{V_i}}{M_0} \left[1 - \frac{\binom{M_V - M_{V_i}}{M_0}}{\binom{M_V}{M_0}} \right] + 2 \cdot \sum_{i=1}^{S_V-1} \sum_{j=i+1}^{S_V} \binom{M_V - M_{V_i} - M_{V_j}}{M_0} \frac{\binom{M_V - M_{V_i}}{M_0} \binom{M_V - M_{V_j}}{M_0}}{\binom{M_V}{M_0}} \right]} \quad [2]$$

Obrázok 2. Princíp metódy rarefaction.



Metóda rarefraction má tak ako každá metóda určité obmedzenia:

- odhad druhov nie je viazaný na ich názvoslovné pomenovanie;
- metódu môžeme použiť len na porovnanie stanovištne príbuzných spoločností (SANDERS 1968);
- predpokladá sa, že všetky jedince v spoločnosti sú náhodne rozptýlené so zreteľom na ostatné jedince toho istého druhu alebo iných druhov. V skutočnosti je však väčšina jedincov toho istého druhu zoskupená do skupiniek a zároveň existujú medzi druhmi rôzne pozitívne a negatívne prepojenia. FAGER (1972) použil na zistenie vplyvu zoskupovania na rarefraction odhady počítačové simulácie a zistil, že čím viac sú jedince v populácii zoskupované do hľúčkov, tým vyššie je nadhodnotenie počtu druhov určené rarefraction metódou. Jediným spôsobom, ako znížiť tento bias v praxi je aplikácia veľkých výberov rozmiestnených po celom spoločnosti (zachytiť čo najväčší počet druhov);
- pri porovnávaní dvoch populácií by sme mali pamätať tiež na to, aby sa spôsoby odoberania vzoriek podobali (SANDERS 1968) (napr. pri zisťovaní hmyzu použitie svetelných pascí a pohyblivých pascí predstavuje dve rozdielne techniky);
- určenie krivky rarefraction (závislosť počtu druhov od počtu jedincov) sa nemôže extrapolovať za počet jedincov celej výberovej vzorky M_V ;
- chyba očakávaného počtu druhov (rovnica 2) sa viaže len na výberovú vzorku, preto nie je možné ju zovšeobecňovať. Predpokladajme, že by sme chceli získať odpoveď na otázku: „Ak je daná výberová vzorka zložená z M_V jedincov spoločnosti, koľko druhov by sme mohli nájsť v druhej nezávislej výberovej vzorke zloženej z M_0 jedincov?“. SMITH & GRASSLE (1977) poskytujú metódu vhodnú pre odhad rozptylu pre túto všeobecnú otázku a vytvorili počítačový program na generovanie týchto rozptylov. SIMBERLOFF (1979) (in KREBS 1989) ukázal, že rozptyl daný rovnicou 2 (bez odmocniny), poskytuje odhady iba o niečo menšie ako metóda Smitha a Grassleho.

4.3.2. JACKKNIFE ODHAD

Ďalším neparametrickým prístupom slúžiacim k odhadu druhovej bohatosti je jackknife odhad. Môžeme ho použiť vtedy, ak sú výberové jednotky štvorcového tvaru (pravdepodobne nejde tak o štvorcový tvar výberovej jednotky ako o to, že majú plošný charakter). Tento odhad je založený na zistenej frekvencii vzácnych druhov v spoločnosti, kde sa zaznamenala iba prítomnosť (1) alebo neprítomnosť (0) druhov v každom štvorci. Vzácne druhy sú priestorovo málo

sa vyskytujúce druhy. Ich vzácnosť však z hľadiska počtu jedincov nie je prvoradá, pretože ich výskyt môže byť hlúčkovitý alebo skupinovitý. Podľa HELTSHE & FORRESTERA (1983) je rovnica Jackknife odhadu počtu druhov \hat{S} nasledovná:

$$\hat{S} = S_V + \left(\frac{n-1}{n} \right)^k \quad [3]$$

kde:

- S_V - celkový počet druhov pozorovaný v n štvorcoch
- n - celkový počet vybraných štvorcov
- k - počet vzácných druhov

Stredná chyba Jackknife odhadu druhovej diverzity je daná vzťahom:

$$S_{\bar{S}} = \sqrt{\left(\frac{n-1}{n} \right) \cdot \left[\sum_{j=1}^{S_V} (J^2 \cdot n_{J_j}) - \frac{k^2}{n} \right]} \quad [4]$$

kde:

- n_{J_j} - počet štvorcov, ktoré obsahujú J vzácných druhov ($J = 1 \dots S_V$)

Táto chyba sa môže použiť pre určenie intervalu spoľahlivosti (IS) odhadu počtu druhov podľa známeho vzťahu $IS = \hat{S} \pm t_{\alpha} \cdot S_{\bar{S}}$, kde t_{α} je kritická hodnota Studentovho t rozdelenia pre stanovené α a pri $(n-1)$ stupňov voľnosti.

Odhad druhovej bohatosti pomocou Jackknife má tendenciu vykazovať kladnú systematickú chybu, teda dochádza k nadhodnocovaniu počtu druhov v spoločenstve (HELTSHE & FORRESTER 1983). Toto vychýlenie je zvyčajne nižšie ako záporná systematická chyba zisteného počtu druhov na výberových jednotkách, ktorý je vždy nižší ako skutočná hodnota druhovej bohatosti skúmaného spoločenstva. Z rovnice 3 vyplýva, že maximálna hodnota Jackknife odhadu sa rovná dvojnásobku pozorovaného počtu druhov. Preto sa tento postup nedá použiť v spoločenstvách s výnimočne veľkým počtom vzácných druhov alebo v spoločenstvách, z ktorých sa vybrali malé výberové vzorky, resp. v ktorých sa na výberových jednotkách zachytil malý počet druhov. Z nášho pohľadu je problematické použitie tejto metódy aj v tom, že nie je jednoznačne stanovené, čo sa považuje za vzácne druhy.

Podobnú metódu pre odhad druhovej diverzity a jeho chyby, ktorá predchádzala vzniku vyššie uvedenej metódy, navrhla PIELOU (1966). V skratke Pielouovej metóda nazývaná aj ako "Združená štvorcová metóda" pozostávala zo založenia n štvorcov (výberová jednotka) v skúmanom spoločenstve, ktoré boli po ploche náhodne rozmiestnené. Index diverzity sa vypočítal na prvom štvorci, potom z údajov združených z 1+2 štvorca atď. Pridávanie štvorcov sa dialo v náhodnom poradí, čo však ovplyvňovalo výsledky. HEYER & BERVEN (1973) rozšírili Pielouovej metódu o opakovanie procedúry pre rozličné náhodné zoradenia za účelom dosiahnutia

zlepšených odhadov, ako aj strednej chyby. Hodnota indexu počítaného pre združené štvorce zo začiatku rástla, ale pri pokračovaní združovania mala tendenciu klesať. Hodnota indexu po poklese sa brala ako odhad diverzity spoločenstva.

4.3.3. BOOTSTRAP PROCEDÚRA

Alternatívna metóda pre odhad druhovej bohatosti pri použití štvorcových výberových jednotiek je Bootstrap procedúra (SMITH & van BELLE 1984). Táto metóda súvisí s Jackknife, ale pre získanie odhadov vyžaduje simuláciu na počítači. Podstata tejto metódy je nasledovná:

1. je potrebný súbor dát o výskyte, resp. absencii druhov v sade n štvorcov (obdobne ako pri Jackknife)
2. na PC sa z n vybraných štvorcov navrhne náhodná vzorka o veľkosti q štvorcov použitím náhodného výberu - tzv. bootstrap vzorka
3. z rovnice (SMITH & van BELLE 1984) sa vypočíta odhad druhovej bohatosti $B(\hat{S})$

$$B(\hat{S}) = S_V + \sum (1 - p_i)^{n_q} \quad [5]$$

kde:

- S_V - pozorovaný počet druhov v pôvodných údajoch
- n_q - počet štvorcov v bootstrap vzorke
- p_i - podiel n_q bootstrap štvorcov, v ktorých sa nachádza druh i

4. opakovať kroky 2 a 3 q_{OPAK} -krát, pričom $q_{OPAK} \in < 50, 200 >$.

Strednú chybu Bootstrap odhadu môžeme určiť na základe vzťahu:

$$S_{\frac{B(\hat{S})}{}} = \sqrt{\sum_{i=1}^{S_V} (1 - p_i)^{n_q} \cdot [1 - (1 - p_i)^{n_q}] + \sum_{i=1}^{S_V} \sum_{j=1}^{S_V} (pq_{ij}^{n_q} - [(1 - p_i)^{n_q} \cdot (1 - p_j)^{n_q}])} \quad [6]$$

kde:

- pq_{ij} - podiel n_q bootstrap štvorcov, v ktorých sa nachádza druh i a zároveň aj druh j

SMITH & van BELLE (1984) odporúčajú použiť Jackknife odhad, ak je počet výberových jednotiek malý a Bootstrap odhad, ak je počet veľký. Empirický význam slov "veľký, malý" zostáva pre prirodzené spoločenstvá nejasný, preto hrubým deliacim kritériom by snád' mohlo byť $n = 30$ štvorcov, ale to je tiež len odhad.

4.3.4. METÓDA LOGARITMICKÉHO RADU

Jednou z veľmi charakteristických vlastností spoločenstiev je, že obsahujú relatívne málo početných druhov a veľa vzácných druhov. Prvým, ktorý sa pokúsil takéto dáta analyzovať bol

FISCHER *et al.* (1943). FISCHER *et al.* (1943) zobrazil tieto údaje graficky a zistil, že môžu byť opísané konkávnou logaritmickou krivkou, z ktorej najviac vyhovovala funkcia:

$$\alpha_\omega, \frac{\alpha_\omega^2}{2}, \frac{\alpha_\omega^3}{3}, \frac{\alpha_\omega^4}{4} \text{ atď.} \quad [7]$$

kde:

α_ω - počet druhov v celej výberovej vzorke, ktoré sú reprezentované 1 jedincom
 $\frac{\alpha_\omega^2}{2}$ - počet druhov v celej výberovej vzorke, ktoré sú reprezentované 2 jedincami
 atď.

Suma jednotlivých členov v rade sa rovná - $\alpha \cdot \log_e(1 - \omega)$, čo sa rovná celkovému počtu zachytených druhov. Logaritmický rad pre súbor dát je fixne daný dvoma premennými - počtom druhov a počtom jedincov vo vzorke. Vzťah medzi týmito premennými vyjadruje nasledovná rovnica.

$$S_V = \alpha \cdot \log_e \left(1 + \frac{M_V}{\alpha} \right) \quad [8]$$

kde:

S_V - počet druhov zachytených vo výberovej vzorke
 M_V - počet jedincov zachytených vo výberovej vzorke
 α - index diverzity

Konštanta α vyjadruje druhovú diverzitu v spoločenstve. Jej hodnota je nízka, keď je počet druhov nízky a vysoká, keď je počet druhov vysoký. Index α môžeme interpretovať aj ako počet druhov, ktoré sú reprezentované i jedincami.

Pre aplikáciu logaritmického radu na sadu údajov existuje niekoľko metód. WILLIAMS (1964) a SOUTHWOOD (1978) poskytujú nomogramy, z ktorých sa dá α určiť ihneď vychádzajúc z hodnôt M_V a S_V . Williams zároveň predkladá aj presnejší spôsob založený na odhade parametra ω (ω je parameter logaritmického radu zo vzorca [7] a je tabelovaný). Jeho hodnota závisí od veľkosti hodnoty podielu M_V/S_V . Interaktívnym riešením nasledujúcej rovnice:

$$\frac{S_V}{M_V} = \frac{1 - \omega}{\omega} \cdot [-\log_e(1 - \omega)] \quad [9]$$

sa spresní hodnota parametra ω a potom použije pre výpočet odhadovaného indexu diverzity $\hat{\alpha}$ podľa vzťahu:

$$\hat{\alpha} = \frac{M_V(1 - \omega)}{\omega} \quad [10]$$

Strednú chybu odhadu indexu diverzity $\hat{\alpha}$ môžeme určiť na základe vzťahu navrhnutého ANSCOMBEOM (1950):

$$S_{\hat{\alpha}} = \sqrt{\frac{\hat{\alpha}}{-\log_e(1-\omega)}} \quad [11]$$

V ekologickej literatúre je pozoruhodná nezhoda názorov na užitočnosť logaritmickeho radu pri meraní heterogenity. Napr. TAYLOR *et al.* (1976) z analýzy svojho pokusu potvrdil, že parameter α logaritmickeho radu bol najlepším meradlom diverzity. Naproti tomu HUGHES (1986), ktorý analyzoval väčší počet vzoriek, argumentoval, že logaritmicke rad bol vhodný len pre 4 % jeho vzoriek.

4.3.5. METÓDA LOGNORMÁLNEHO ROZDELENIA

Logaritmicke rad naznačuje, že počet druhov reprezentovaných jedným jedincom je vždy maximálny. To nie je jav vo všetkých spoločenstvách a teda početnosť jedincov zastupujúcich jednotlivé druhy sa nedá vždy vyjadriť konkávnou krivkou. PRESTON (1984) (in KREBS 1989) navrhol vyjadriť počet jedincov reprezentovaných vo vzorke (os x) geometrickou, resp. logaritmickeou stupnicou namiesto tradičnej pravidelnej stupnice. Keď sa urobí takáto transformácia mierok, údaje o relatívnych početnostiach získavajú tvar normálneho rozdelenia a pretože x-ová os je vyjadrená geometricky alebo logaritmicke; toto rozdelenie sa nazýva lognormálne. Lognormálne rozdelenie, ktoré vyčerpávajúco analyzoval MAY (1975), je špecifikované dvoma parametrami:

$$\hat{S} = \frac{1.772454}{a} \cdot S_M \quad [12]$$

kde:

- \hat{S} - celkový počet druhov v spoločenstve
- a - parameter vyjadrujúci variačné rozpätie lognormálneho rozdelenia
- S_M - počet druhov v modálnej – najpočetnejšej triede

Ako uvádza PRESTON (1948,62), lognormálne rozdelenie dobre opisuje rôzne druhy dát veľmi rôznorodých spoločenstiev, čo dovoľuje predpokladať, že tvar lognormálnej krivky je charakteristický pre každé spoločenstvo. Preston ukázal, že údaje z lognormálne rozdelených biologických spoločenstiev mali zvyčajne kanonický tvar rozdelenia a dokázal, že vo väčšine prípadov $a \approx 0.2$, takže lognormálne rozdelenie môže byť špecifikované len jedným parametrom:

$$\hat{S} = 5.11422 \cdot S_M \quad [13]$$

Je potrebné si uvedomiť, že ak je rozdelenie druhovej bohatosti lognormálne, je možné odhadnúť celkový počet druhov v spoločenstve, vrátane vzácnych druhov, ktoré sa nedostali do výberu. Tento odhad je možné urobiť extrapoláciou „zvonovej“ krivky za triedou s minimálnou

početnosťou. Táto vlastnosť môže byť veľmi užitočná pri výskume spoločenstiev, kde nie je možné zachytiť všetky druhy.

Hoci je lognormálny model atraktívnym modelom pre vzťah k druhovej bohatosti, v praxi je niekedy ťažko pomocou neho opísať ekologické dáta (HUGHES 1986). Použitie lognormálneho modelu je možné len vtedy, ak dáta vykazujú existenciu jednej triedy s maximálnou početnosťou, teda údaje je možné opísať jednovrcholovou krivkou. Použitie tohto modelu na rozdelenie početností, ktoré nemajú výrazný modus vedie ku vzniku veľkých nepresností. Taktiež aplikácia tohto modelu na malé výbery je možná len vtedy, ak rozdelenie početností (hlavne poloha modusu) je podobná ako v celom spoločenstve. Ďalšou logickou nevýhodou modelu je aj to, že lognormálne rozdelenie je spojité štatistické rozdelenie, ale údaje o druhovej početnosti sú z hľadiska jedincov diskkrétne. Presnejšie povedané, údaje o druhovej početnosti by mali byť používané ako Poissonove dáta a do väčšiny údajov o spoločenstve by sa malo vkladať Poissonovo lognormálne rozdelenie (PIELOU 1977, BULMER 1974), ale toto rozdelenie sa dá iba ťažko vypočítať.

Pre praktické účely sa na vloženie obyčajného lognormálneho rozdelenia do údajov o druhovej početnosti používajú metódy maximálnej pravdepodobnosti navrhnuté COHENOM (1959,61) (in KREBS 1989) v nasledovnom postupe:

1. všetky zistené údaje sa logaritmicke pretransformujú podľa vzťahu:

$$x_i = \log M_{V_i} \quad [14]$$

kde:

M_{V_i} - počet jedincov i -tého druhu zachytených vo výbere
 x_i - transformovaná hodnota pre lognormálne rozdelenie

2. z transformovaných údajov sa vypočíta aritmetický priemer a rozptyl podľa zvyčajných štatistických vzorcov

3. vypočíta sa parameter lognormálneho rozdelenia ξ podľa vzťahu:

$$\xi = \frac{s_x^2}{(\bar{x} - x_0)^2} \quad [15]$$

kde:

s_x^2 - rozptyl transformovaných údajov vypočítaný v kroku 2
 \bar{x} - aritmetický priemer transformovaných údajov vypočítaný v kroku 2
 x_0 - bod zlomu $\log(0.5) = 0.30103$ ak použijeme \log_{10}

4. z tabuľky sa na základe hodnoty ξ určí korekčný faktor θ

5. na základe nasledujúcich vzťahov sa určia opravené odhady priemeru a rozptylu lognormálneho rozdelenia

$$\hat{\mu} = \bar{x} - \theta \cdot (\bar{x} - x_0) \quad [16]$$

$$\hat{\sigma}^2 = s_x^2 + \theta \cdot (\bar{x} - x_0) \quad [17]$$

Pri poznaní rozptylu $\hat{\sigma}^2$ je možné určiť parameter \hat{a} merajúci variačné rozpätie lognormálneho rozdelenia:

$$\hat{a} = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \hat{\sigma}^2}} \quad [18]$$

6. vypočíta sa štandardizovaná normálna odchýlka zodpovedajúca bodu zlomu $x_0 = \log(0,5)$ podľa vzorca:

$$Z_0 = \frac{x_0 - \hat{\mu}}{\hat{\sigma}} \quad [19]$$

Chybu určenia priemeru $\hat{\mu}$ a smerodajnej odchýlky $\hat{\sigma}$ určíme na základe vzťahov navrhnutých COHENOM (1961) (in KREBS 1989):

$$s_{\bar{\mu}} = \sqrt{\frac{\mu_{11} \cdot \sigma^2}{S_M}} \quad [20]$$

$$s_{\hat{\sigma}} = \sqrt{\frac{\mu_{22} \cdot \sigma^2}{S_M}} \quad [21]$$

kde:

μ_{11}, μ_{22} - sú tabelované konštanty, ktoré závisia od veľkosti Z_0 (COHEN 1961 (in KREBS 1989))

7. z tabuľky normálneho sa odčíta plocha (p_0) odpovedajúca časti normálnej krivky naľavo od Z_0 .

Odhadovaný počet druhov v skúmanom spoločenstve \hat{S} sa určí nasledovne:

$$\hat{S} = \frac{S_M}{1 - p_0} \quad [22]$$

Bohužiaľ neexistuje žiadny odhad presnosti odhadovaného počtu druhov \hat{S} a to je parameter, ktorý nás zaujíma najviac (PIELOU 1975, SLOCOMB & DICKSON 1978). Posledne citovaný autori ukázali, že nespoľahlivé odhady \hat{S} boli veľkým problémom až na prípady keď boli urobené veľké výbery (> 1 000 jedincov), resp. keď počet druhov vo výbere reprezentoval $\geq 80\%$ z celkového počtu druhov v skúmanom spoločenstve. Takéto veľké výbery sú veľmi vzácne, pretože sú neekonomické.

4.3.6. INDEXY BIODIVERZITY

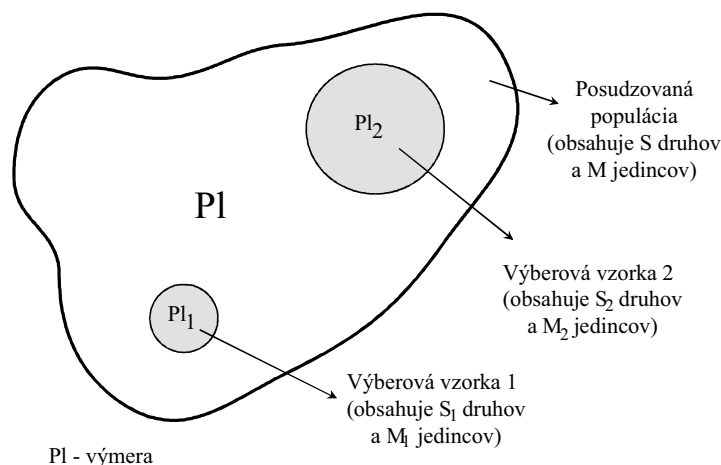
Na meranie druhovej diverzity bolo navrhnutých veľmi veľa spôsobov, ale medzi najpopulárnejšie a najčastejšie používané metódy sa radia indexy biodiverzity. Počas ich historického vývoja sa postupne vyšpecifikovali tri samostatné skupiny, t.j. indexy druhovej bohatosti, indexy druhovej diverzity a indexy druhovej vyrovnanosti. Do prieskumu, ktorý zahŕňa matematický popis a stručnú charakteristiku, sme vybrali tie indexy, ktoré väčšina autorov (sumarizované v LUDWIG & REYNOLDS 1988, KREBS 1989) považuje za vhodné na číselné vyjadrenie diverzity skúmaných populácií.

4.3.6.1. VYBRANÉ INDEXY BIODIVERZITY, ICH CHARAKTERISTIKA A MATEMATICKÁ PODSTATA

INDEXY DRUHOVEJ BOHATOSTI (SPECIES RICHNESS)

Druhá bohatosť je najstaršie a najjednoduchšie poňatie druhovej diverzity a vyjadruje sa na základe počtu druhov. Diverzita je tým väčšia, čím viac druhov sa v danom spoločenstve nachádza. Použitie druhov (S) ako indexu N_0 (HILL 1973) je limitované čiastočnými obmedzeniami. Pri hodnotení diverzity veľkých populácií sa nevyhneme použitiu výberových metód, to znamená, že diverzitu spoločenstva hodnotíme na podklade niekoľkých výberových vzoriek. A práve veľkosť výberovej vzorky ovplyvňuje index N_0 , pretože sa predpokladá, že čím väčšia vzorka, tým väčší počet druhov. Názornú interpretáciu tejto vlastnosti vysvetľujeme na obrázku 3.

Obrázok 3. Závislosť počtu druhov S od veľkosti výberovej vzorky.



Z obrázku 3 z čisto teoretického hľadiska vyplýva, že $S_1 < S_2 < S$ resp. $M_1 < M_2 < M$.

Keďže so zväčšovaním veľkosti výberovej vzorky sa zväčšuje aj počet druhov, túto nerovnosť môžeme upraviť do nasledovného tvaru:

$$S_1 \cdot \text{konštanta} = S_2 \quad \text{a} \quad S_2 \cdot \text{konštanta} = S \quad [23]$$

Jednoznačnosť týchto vzťahov je však narušená tým, že rozmiestnenie druhov ako aj jedincov po ploche populácie nie je rovnomerné. Z tohto dôvodu neexistuje funkčný vzťah medzi veľkosťou výberovej vzorky a počtom druhov. Ak by to tak bolo, bol by porušený základný princíp biologickej prirodzenosti a jedinečnosti živých sústav. Táto vlastnosť v podstate ovplyvňuje všetky indexy biodiverzity; ide už iba o to, do akej miery sa prejaví nehomogenita rozloženia druhov a jedincov po ploche populácie na hodnotách jednotlivých indexov.

Index N_0 , ako uvádza YAPP (1979), závisí aj na dĺžke času, počas ktorého prebieha skúmanie spoločenstva. Napr. počet druhov v bylinnej synúzii v lesných fytocenózach sa počas roka mení. Ak je výskum určitého spoločenstva natoľko časovo náročný, že prelína viacero takýchto períod, môže nastať chyba v hodnotení biodiverzity. V takýchto prípadoch je preto potrebné výskum zamerať a rozplánovať tak, aby bol z časového hľadiska čo najrýchlejšie zvládnuteľný.

Z ďalších indexov, ktoré kvantifikujú druhovú bohatosť a z historického hľadiska patria k najznámejším, sú indexy $R1$ a $R2$. Autori, ktorí tieto indexy zaviedli, sa snažili zohľadniť vplyv veľkosti výberovej vzorky tak, že „relativizovali“ počet druhov k veľkosti populácie. O tomto kroku je tiež možné polemizovať, pretože ak je naším cieľom určiť druhovú bohatosť, teda počet druhov, je jedno, či je druh tvorený 5 alebo 10 jedincami. Na druhej strane je z pohľadu odolávania vplyvu vonkajších faktorov veľkosť populácie dôležitá, pretože je rozdiel, či jeden jedinec určitého druhu odumrie v spoločenstve, v ktorom je daný druh tvorený dvoma jedincami alebo v spoločenstve s 1 000 jedincami tohto druhu. V prvom prípade zostane v spoločenstve už iba jeden jedinec zastupujúci daný druh a populácia je v podstate na pokraji druhovej straty. Z toho vyplýva, že v ekologicky zameraných prácach majú svoje opodstatnenie aj tieto indexy.

Matematická formulácia vybraných indexov druhovej bohatosti je nasledovná:

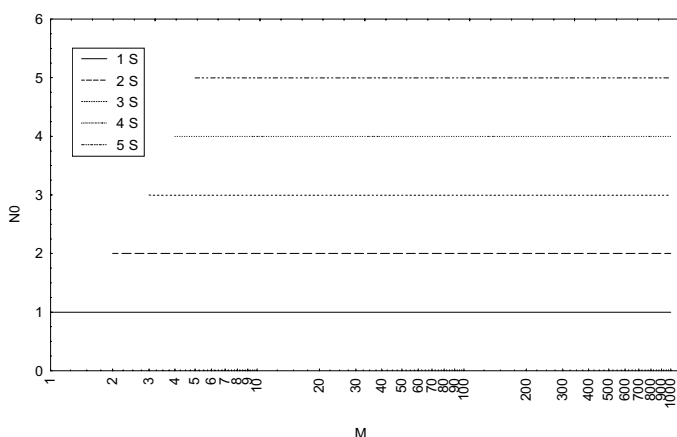
$$N_0 = S \quad \text{(HILL 1973)} \quad [24]$$

$$R1 = (S-1)/\ln(M) \quad \text{(MARGALEF 1958)} \quad [25]$$

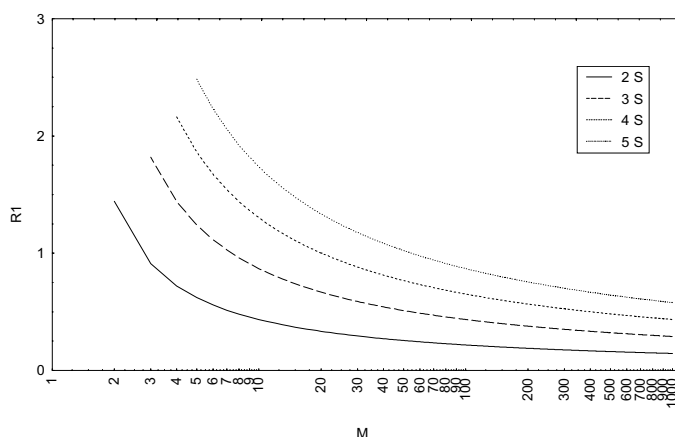
$$R2 = S/\sqrt{M} \quad \text{(MENHINICK 1964)} \quad [26]$$

Pre úplnosť uvádzame na obrázkoch 3 až 5 priebeh hodnôt indexov N_0 , $R1$ a $R2$ v závislosti od počtu jedincov M a počtu druhov S . Index N_0 je stály, počet jedincov v populácii ho neovplyvňuje. Naproti tomu hodnoty indexov $R1$ a $R2$ klesajú s narastajúcim počtom jedincov. Pri indexe $R1$ je tento pokles výraznejšie strmší ako pri indexe $R2$, ale intenzita tohto výrazného poklesu končí skôr ako pri indexe $R2$.

Obrázok 4. Závislosť indexu N_0 od počtu jedincov a počtu druhov (S - počet druhov, M - počet jedincov).



Obrázok 5. Závislosť indexu $R1$ od počtu jedincov a počtu druhov (S - počet druhov, M - počet jedincov).



Ako citlivo reagujú tieto indexy na zmenu v početnosti jedincov? Tieto zmeny sme posudzovali dvojakým spôsobom ako:

- relatívnu celkovú zmenu hodnoty indexu voči jeho maximálnej hodnote

$$\Delta_1 \% = \frac{R1_M}{R1_{MAX}} \cdot 100, \quad \text{resp.}$$

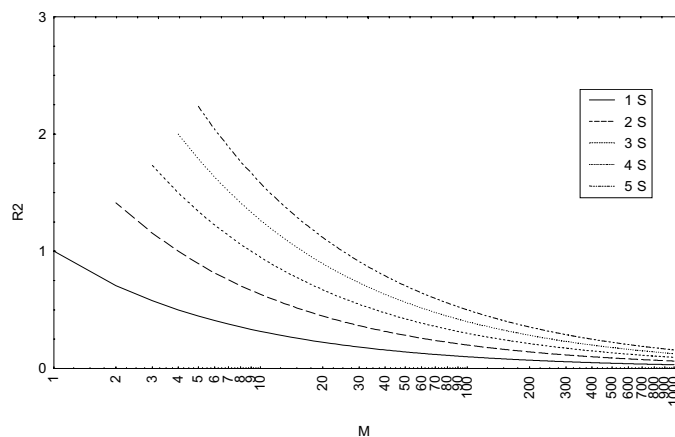
$$\Delta_1 \% = \frac{R2_M}{R2_{MAX}} \cdot 100 \quad [27]$$

- relatívnu okamžikovú zmenu, t.j. zmenu spôsobenú pridaním jedného jedinca

$$\Delta_2 \% = \frac{R1_{M+1}}{R1_M} \cdot 100 \quad \text{resp.}$$

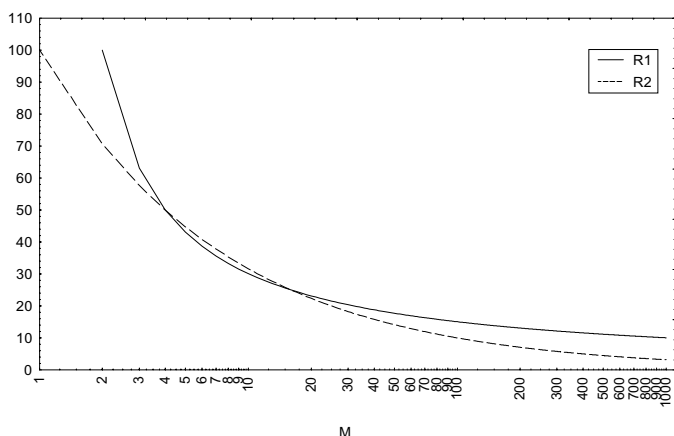
$$\Delta_2 \% = \frac{R2_{M+1}}{R2_M} \cdot 100 \quad [28]$$

Obrázok 6. Závislosť indexu $R2$ od počtu jedincov a počtu druhov (S - počet druhov, M - počet jedincov).

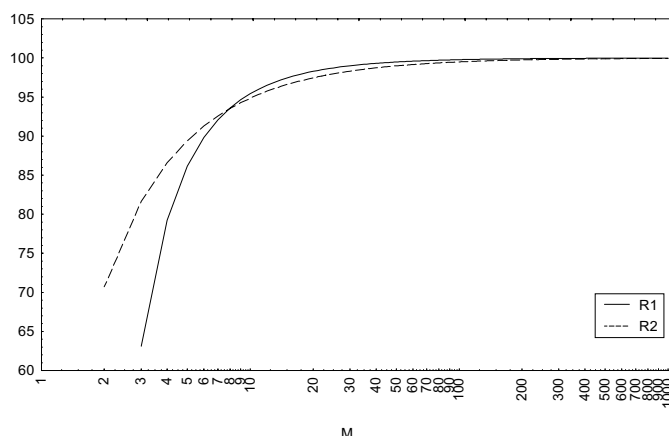


Na obrázkoch 7 a 8 je znázornený priebeh týchto zmien v závislosti od počtu jedincov. Celková relatívna zmena pri indexe $R1$ sa prejavuje náhlym poklesom, ktorý sa pri cca 20 jedincoch uštaluje. Pri počte 1 000 jedincov hodnota indexu $R1$ dosahuje zhruba 11 % z jeho maximálnej

Obrázok 7. Celková relatívna zmena indexov $R1$ a $R2$ (M - počet jedincov).



Obrázok 8. Okamžiková relatívna zmena indexov $R1$ a $R2$ (M - počet jedincov).



hodnoty. Pri indexe $R2$ je tento pokles vyrovnannejší, pričom je z obrázku zrejmé, že hodnoty indexu $R2$ sa pohybujú v širšom rozpätí (pri 1 000 jedincoch dosahuje hodnota indexu $R2$ iba 2 % z jeho maximálnej hodnoty). Pri porovnávaní relatívnej okamžikovej zmeny je situácia obdobná. Index $R1$ reaguje pri malých početnostiach veľmi rýchlo, ale s narastajúcim počtom jedincov sa rozdiely vyrovnávajú.

Z uvedeného rozboru vyplýva poznatok, že z hľadiska ekologickej interpretácie sa ako najvhodnejší index pre určovanie druhovej bohatosti javí index $R2$, pretože:

- zohľadňuje veľkosť populácie;
- hodnoty indexu majú vyrovnannejší priebeh;
- hodnoty indexu sa pohybujú v širšom variačnom rozpätí, čo umožňuje lepšie diferencovať druhovú bohatosť;
- medzi hodnotami indexu $R2$ sa rozdiely prejavujú aj pri vyšších početnostiach ako pri indexe $R1$.

INDEXY DRUHOVEJ DIVERZITY (SPECIES HETEROGENITY)

Indexy druhovej diverzity zahŕňajú v sebe druhovú bohatosť a vyrovnanosť, preto ich PEET (1974) nazval „indexy heterogenity“. Pravdepodobne najväčšou prekážkou, ktorú je potrebné prekonať pri použití indexov diverzity je ich interpretácia, čo táto jedna číselná hodnota v skutočnosti znamená. Totiž rovnakú hodnotu indexu diverzity môžeme získať pri rôznych kombináciách druhovej bohatosti a vyrovnanosti. Napriek týmto „problémom“ patria tieto indexy k najobľúbenejším a veľmi často používaným. V literatúre ich existuje veľké množstvo (PEET 1974), avšak v predkladanej práci sa zameriame na štyri najčastejšie používané indexy druhovej diverzity: Simpsonov, Shannonov index a Hillove čísla N_1 a N_2).

Simpsonov index

Kvôli nedostatkom teoretických zdôvodnení logaritmickeho radu a lognormálneho rozdelenia začali ekológovia používať množstvo neparametrických meradiel heterogenity, ktoré nepredpokladajú určitý tvar krivky rozdelenia druhovej početnosti. Pravdepodobne prvá neparametrická miera bola navrhnutá SIMPSONOM (1949). Simpson naznačil, že diverzita je nepriamo úmerná pravdepodobnosti, že dva náhodne vybrané jedince budú patriť k tomu istému druhu. Matematicky je táto veta definovaná nasledovným vzťahom:

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad [29]$$

kde:

p_i - je pravdepodobnosť výskytu i - tého druhu v spoločenstve

$$p_i = \frac{M_i}{M} \quad [30]$$

kde:

M_i - počet jedincov i - tého druhu v spoločenstve

M - počet všetkých jedincov v spoločenstve

Tento výraz platí len pre spoločenstvá, v ktorých poznáme všetky jedince, teda celý základný súbor. Pre výberové populácie, t.j. keď zisťujeme diverzitu výberovými metódami, navrhol Simpson pre nevychýlený odhad druhovej diverzity tvar:

$$\lambda = \sum_{i=1}^S \frac{M_i \cdot (M_i - 1)}{M_V \cdot (M_V - 1)} \quad [31]$$

Veľká väčšina vedcov navrhuje použiť na meranie druhovej diverzity doplnok pôvodnej Simpsonovej miery

$$1 - \lambda \quad [32]$$

ktorý udáva pravdepodobnosť vybratia dvoch jedincov, ktoré budú patriť k rôznym druhom. Ako uvádza PIELOU (1969), túto formu indexu je opäť možné použiť len pre určovanie diverzity spoločenstva, ktoré poznáme celé a pre zisťovanie diverzity výberovým spôsobom navrhla nasledujúci vzťah:

$$1 - \lambda = 1 - \sum_{i=1}^S \frac{M_i \cdot (M_i - 1)}{M_V \cdot (M_V - 1)} \quad [33]$$

Pri určovaní diverzity spoločenstva na základe vzťahov 31 a 33 si treba uvedomiť, že musíme vychádzať z počtu jedincov. Ak sa použije iná veličina, napr. biomasa, pokrytie alebo produkcia, musia sa použiť predchádzajúce formy rovníc Simpsonovho indexu. V praxi nie je pri použití veľkých výberov v podstate žiadny rozdiel medzi rovnicami 29 a 31 ako aj 32 a 33.

Hodnoty Simpsonovho indexu sa pohybujú v rozpätí od 0 po 1. Ak sa použije prvá forma jeho zápisu (rovnice 29 a 31), s pribúdajúcou diverzitou hodnota indexu klesá a naopak, pri použití druhej formy zápisu (rovnice 32 a 33), s rastúcou diverzitou hodnota indexu stúpa. Z praktického hľadiska je jedno, ktorú formu vzťahu uplatníme a preto sme sa v tejto práci priklonili k použitiu pôvodného tvaru Simpsonovho indexu, teda vzťah definovaný vzorcom 29.

Shannon - Weaverová funkcia (Shannonov index)

Ďalším indexom druhovej diverzity, ktorý je pravdepodobne v ekologickej literatúre najznámejší a najčastejšie používaný, je Shannonov index (SHANNON & WEAVER 1949). Vznikol na báze informačnej teórie, ktorej cieľom je zmerať množstvo poriadku alebo neporiadku v systéme (MARGALEF 1958). Pritom môžeme zisťovať štyri typy informácií:

1. počet druhov;
2. počet jedincov každého druhu;
3. miesta, ktoré sú obsadené jedincami každého druhu;
4. miesta obsadené jedincami (bez ohľadu na druh).

Informačná teória je, ako naznačil Margalef, ďalším zo spôsobov ako sa vyhnúť problémom lognormálnej krivky a logaritmickeho radu. Otázka, na ktorú by sme chceli vedieť odpoveď pri zisťovaní diverzity spoločenstva použitím informačnej teórie znie: „Aké ťažké by bolo predikovať druh, ku ktorému patrí ďalší vybraný jedinec?“ Z metodického hľadiska ide o rovnaký problém, ako majú komunikační inžinieri, ktorí chcú správne predikovať ďalšie písmeno v správe. Táto neistota môže byť meraná Shannon - Wienerovou funkciou:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i) \quad \text{pričom} \quad p_i = \frac{M_i}{M} \quad [34]$$

Informačný obsah H' vyjadruje mieru množstva neistoty, takže čím je H' vyššie, tým vyššia je neistota. Správa, ako napr. bbbb (alebo spoločenstvo zložené len z jedincov jedného druhu) nemá žiadnu neistotu, t.j. $H' = 0$. V biologických spoločenstvách H' rastie so zvyšujúcim sa počtom druhov a ako aj s vyrovnanosťou v zastúpení medzi druhmi a teoreticky môže dosiahnuť veľmi veľké hodnoty, pričom jeho maximálnu hodnotu môžeme určiť ako $\log(S)$.

Pre tento index sa môže použiť hocijaký základ logaritmu, pretože každý sa dá premeniť na iný základ vynásobením konštantou. Ak je základ logaritmu 2, jednotky H' sa nazývajú „bity“, ak je základ Eulerovo číslo e , sú to „nity“ a ak je základ 10 ide o „decity“.

Hillova rodina čísel

Pravdepodobnejšie najelegantnejšiu syntézu hlavných indexov diverzity navrhol HILL (1973), ktorý definuje index N_α v rámci jednej rodiny ako:

$$N_\alpha = \left(\sum_{i=1}^S p_i^\alpha \right)^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad [35]$$

Na základe tohto vzťahu je možné pomerne ľahko skontrolovať vzťahy medzi Hillom navrhnutými indexmi a klasickými indexmi diverzity

α	Index	Vzťah	
$-\infty$	May (S_∞)	$N_{-\infty} = 1 / S_\infty$	[36]
0	Počet druhov	$N_0 = S$	[37]
1	Shannonov index H'	$N_1 = e^{H'}$	[38]
2	Simpsonov index λ	$N_2 = 1 / \lambda$	[39]
$+\infty$	BERGER-PARKEROV index	$N_\infty = 1 / S_\infty$	[40]

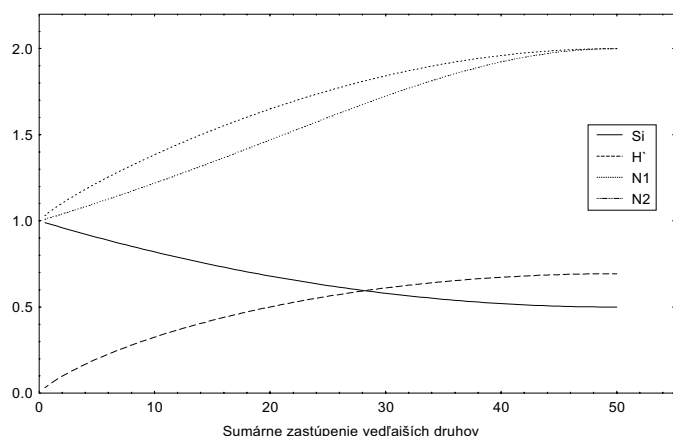
Hillove čísla vyjadrujú diverzitu spoločenstva v jednotkách počtu druhov a tieto čísla merajú, ako to nazýva Hill "efektívny počet druhov" prítomných v spoločenstve. Inými slovami je efektívny počet druhov miera počtu druhov v spoločenstve, pričom každý druh je vážený svojou početnosťou. Index N_0 teda znamená počet všetkých druhov bez ohľadu na ich početnosti (poznáme ho už z predošlej state), index N_1 vyjadruje počet početných druhov v spoločenstve a nadobúda hodnotu v intervale medzi N_0 a N_2 . Nakoniec index N_2 vyjadruje počet najzastúpenejších druhov v spoločenstve. Hillove čísla sa od seba odlišujú len v tendencii zahrňať alebo ignorovať vzácne druhy nachádzajúce sa v hodnotenom spoločenstve (ALATALO & ALATALO 1977).

PEET (1974) rozdelil indexy diverzity do dvoch skupín. Indexy typu I sú najcitlivejšie na zmeny vo vzácných druhoch a indexy typu II sú najcitlivejšie na zmeny v zastúpenejších druhoch. Na základe toho Peet konštatuje, že index N_1 je najlepším indexom typu I na meranie heterogenity. Jeho hodnoty ako aj hodnoty indexu N_2 sa pohybujú v rozmedzí intervalu od 1 po celkový počet druhov S .

V nasledujúcej časti tejto state podrobnejšie rozoberieme správanie sa prezentovaných indexov druhovej diverzity. Všetky indexy dávame pritom do funkčného vzťahu k sumárnemu zastúpeniu vedľajších druhov ako k jednému z dvoch jednoznačne určiteľných pólov (zastúpenie dominantného - hlavného druhu vs. sumárne zastúpenie ostatných druhov). Hlavným druhom sa rozumie druh, ktorý má najväčšie zastúpenie z celkového množstva vyskytujúcich sa druhov (napr. v spoločenstve zloženom z 3 druhov je druh A = 35 % - hlavný druhom a druhy B = 33 % a C = 32 % sú vedľajšie. Suma zastúpenia vedľajších druhov je 65 %). Na obrázku 9 môžeme vidieť priebeh indexov diverzity v spoločenstve, ktoré je zložené z dvoch druhov. V spoločenstvách zložených z

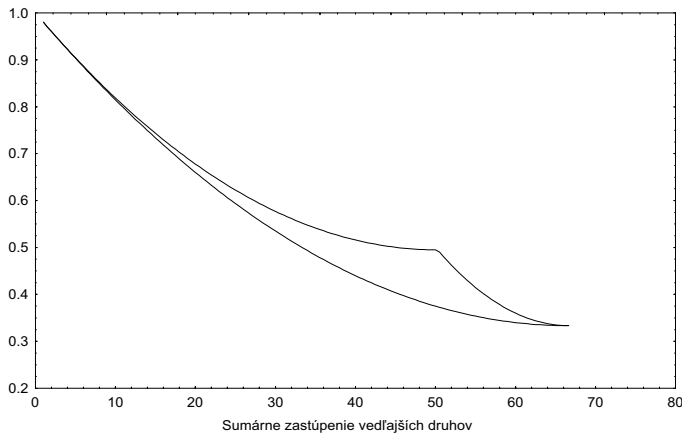
viac ako dvoch druhov nastáva určitý matematický problém v tom, že index môže pri určitom sumárnem zastúpení vedľajších druhov dosiahnuť rôzne hodnoty, ktoré závisia od vyrovnanosti zastúpenia medzi druhmi. Napr. λ v spoločenstve zloženom z troch druhov pri sumárnem zastúpení vedľajších druhov 45% (t.j. dominantný druh má zastúpenie 55 %) môže dosiahnuť hodnoty, ktoré budú v intervale medzi minimálnou hodnotou (pri najnižšej vyrovnanosti medzi dvoma vedľajšími druhmi, napr. $0.5 + 44.5 = 45$ %) a maximálnou hodnotou (pri úplne vyrovnanom zastúpení vedľajších druhov, t.j. $22.5 + 22.5 = 45$ %). Preto priebeh indexov v druhovo bohatších

Obrázok 9. Priebeh indexov druhovej diverzity v spoločenstve zloženom z dvoch druhov (Si-Simpsonov, H' -Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).

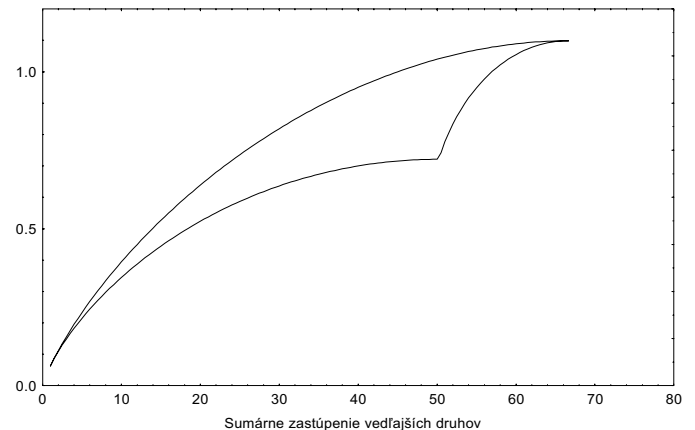


spoločenstvách je znázornovaný variačným rozpätím týchto indexov. Na obrázkoch 10-13 je znázornený priebeh variačných rozpätí skúmaných indexov druhovej diverzity v spoločnosti obsahujúcom tri druhy. Ich tvar sa dá prirovnať k podobe "netopierieho krídla". Pre úplnosť uvádzame na obrázkoch 14-15 priebeh variačných rozpätí v spoločnosti zložených zo 4 a 5 druhov. Z tohto pohľadu sa javí ako veľmi výhodné to, aby variačné rozpätie indexu bolo čo najužšie.

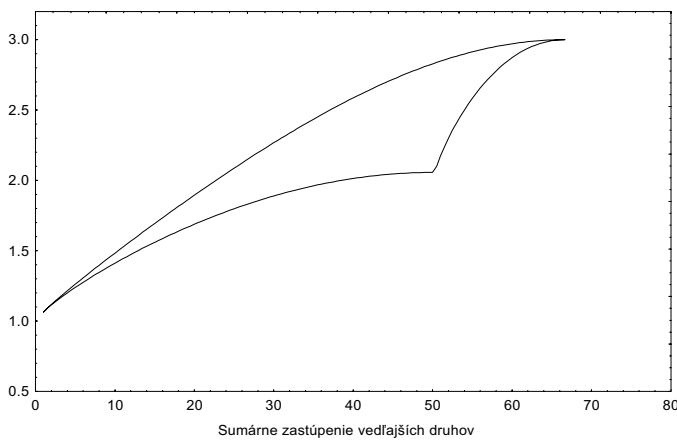
Obrázok 10. Priebeh Simpsonovho indexu v spoločnosti zloženom z troch druhov.



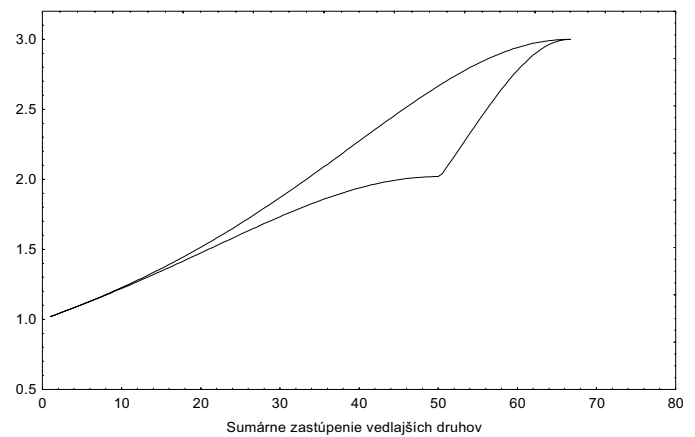
Obrázok 11. Priebeh Shannonovho indexu v spoločnosti zloženom z troch druhov.



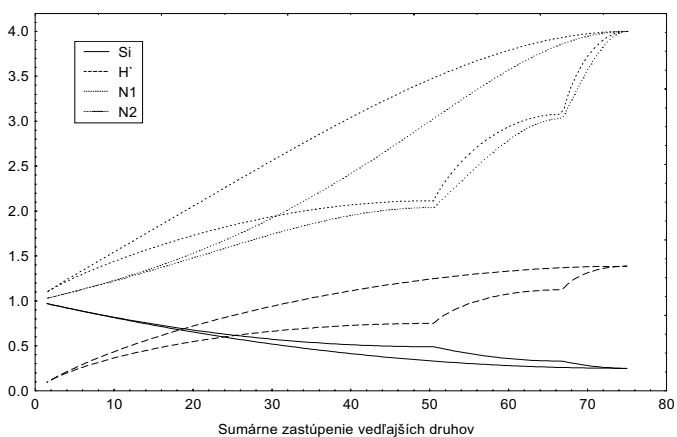
Obrázok 12. Priebeh indexu N_1 v spoločnosti zloženom z troch druhov.



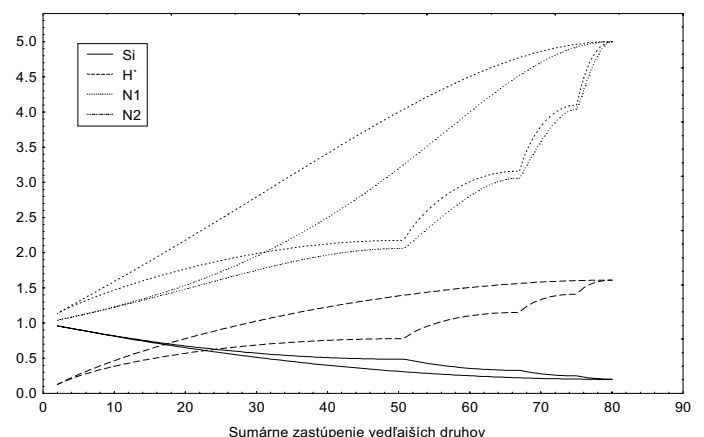
Obrázok 13. Priebeh indexu N_2 v spoločnosti zloženom z troch druhov.



Obrázok 14. Priebeh indexov diverzity v spoločnosti zloženom zo štyroch druhov (Si-Simpsonov, H' -Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).

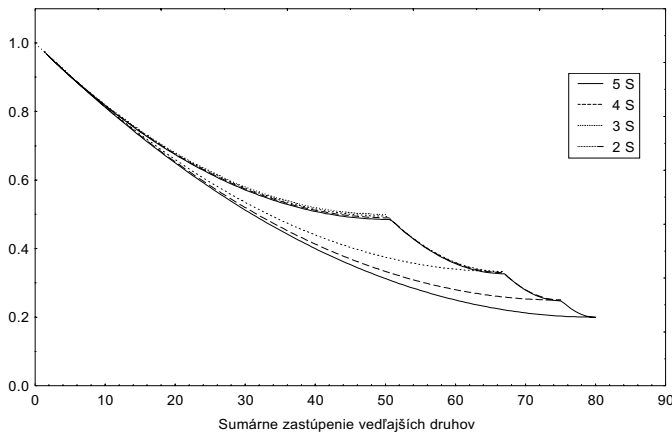


Obrázok 15. Priebeh indexov diverzity v spoločnosti zloženom z piatich druhov (Si-Simpsonov, H' -Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).

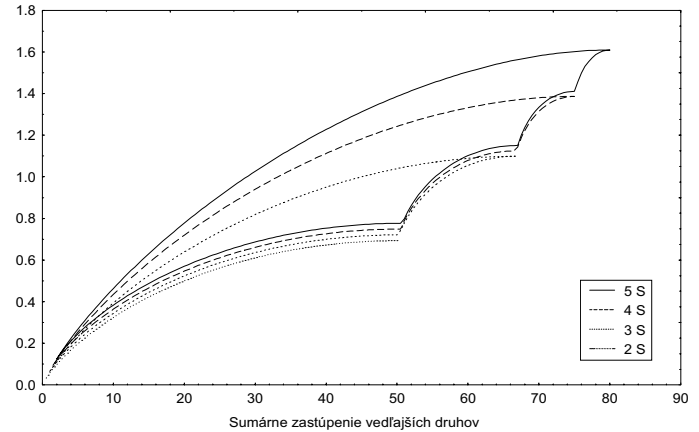


Ako reagujú tieto indexy na druhovú bohatosť? Prehľadné vysvetlenie uvádzame na obrázkoch 16-19. Z nich vyplýva, že pri zvyšovaní druhovej bohatosti dochádza k posunu variačných rozpätí v smere doprava, k vyšším hodnotám sumárneho zastúpenia vedľajších druhov, v smere dohora k vyšším hodnotám indexu (pri Simpsonovom je tento druhý posun opačný).

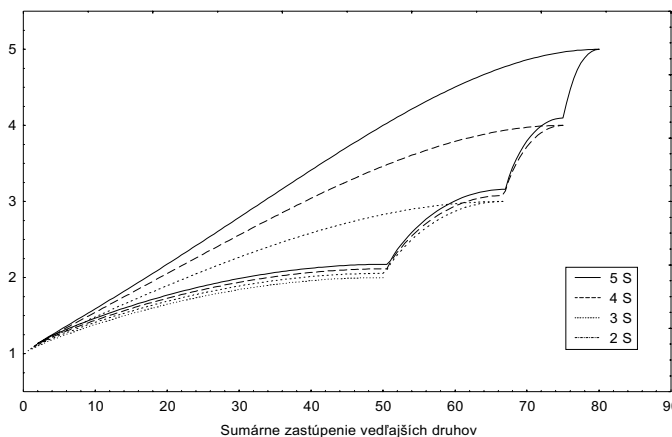
Obrázok 16. Reakcia Simpsonovho indexu na druhovú bohatosť (S).



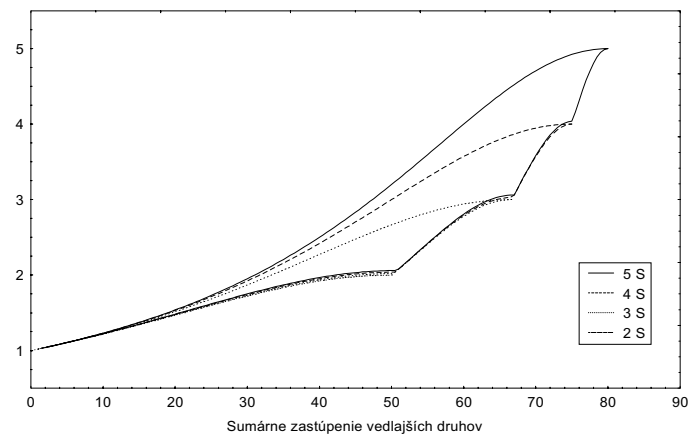
Obrázok 17. Reakcia Shannonovho indexu na druhovú bohatosť (S).



Obrázok 18. Reakcia Hillovho indexu N_1 na druhovú bohatosť (S).



Obrázok 19. Reakcia Hillovho indexu N_2 na druhovú bohatosť (S).



V ďalšom kroku podrobíme skúmané indexy prieskumu, ako citlivo reagujú na zmenu v druhovom zložení a druhovom zastúpení. Tieto zmeny posúdime z dvoch hľadísk obdobne ako v predošlej stati a to ako:

- relatívnu celkovú zmenu indexu ($\Delta_1\%$) voči hodnote pri úplne vyrovnanom zastúpení druhov;
- relatívnu okamžikovú zmenu ($\Delta_2\%$)- reakcia indexu na zmenu v sumárnom zastúpení vedľajších druhov o 0.5 %.

$$\Delta_1 \% = \frac{(ID_i - ID_{MAX})}{ID_{MAX}} \cdot 100 \quad [41]$$

$$\Delta_2 \% = \frac{(ID_{\Sigma ZAS_i+0.005} - ID_{\Sigma ZAS_i})}{ID_{\Sigma ZAS_i}} \cdot 100 \quad [42]$$

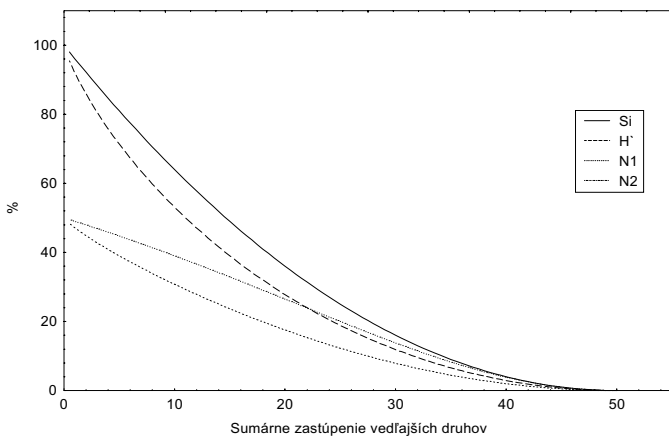
kde:

ID - index druhovej diverzity (λ , H' , N_1 , N_2)

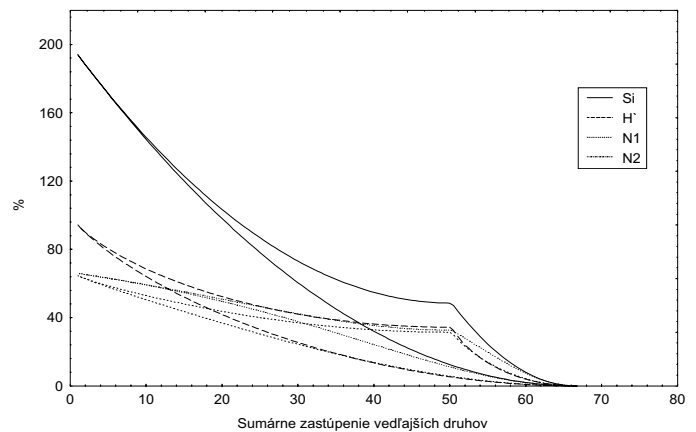
ΣZAS_i - i -ta hodnota sumárneho zastúpenia vedľajších druhov

Na obrázku 20 uvádzame pohľad na relatívnu celkovú zmenu indexov v spoločenstve tvorenom z dvoch druhov. Vidieť, že najcitlivejší sa javí Simpsonov index, za ním nasleduje Shannonov index (avšak iba pre oblasť v sumárnom zastúpení < 20%). Ďalším je index N_2 a najmenej citlivým je index N_1 . Toto poradie citlivosti indexov sa pri zvyšovaní druhovej bohatosti nemení (obrázky 21-23) s tým rozdielom, že Shannonov index postupne stráca na svojej citlivosti a pomaly ho

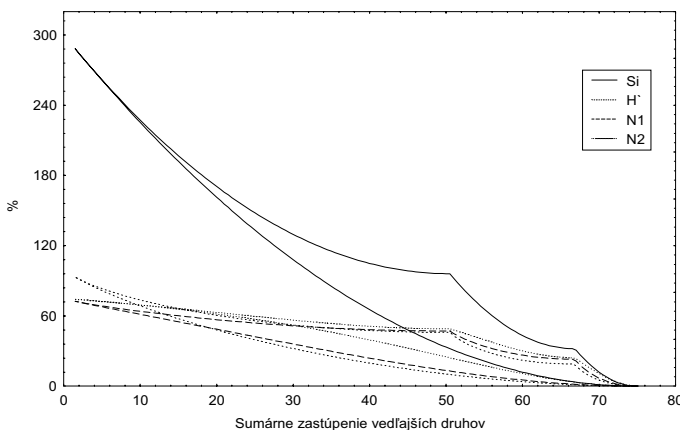
Obrázok 20. Relatívna celková zmena indexov diverzity v spoločenstve tvorenom dvoma druhmi (Si-Simpsonov, H' -Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).



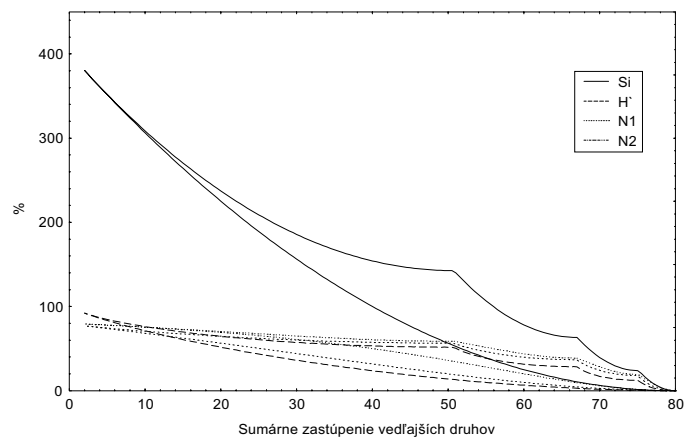
Obrázok 21. Relatívna celková zmena indexov diverzity v spoločenstve tvorenom tromi druhmi (Si-Simpsonov, H' -Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).



Obrázok 22. Relatívna celková zmena indexov diverzity v spoločenstve tvorenom štyrmi druhmi (Si-Simpsonov, H' -Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).



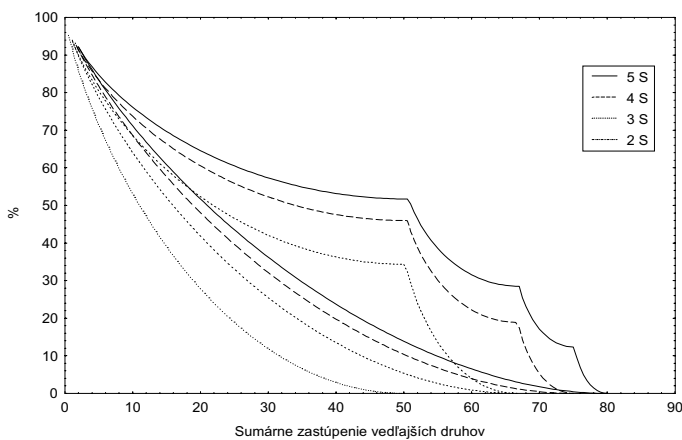
Obrázok 23. Relatívna celková zmena indexov diverzity v spoločenstve tvorenom piatimi druhmi (Si-Simpsonov, H' -Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).



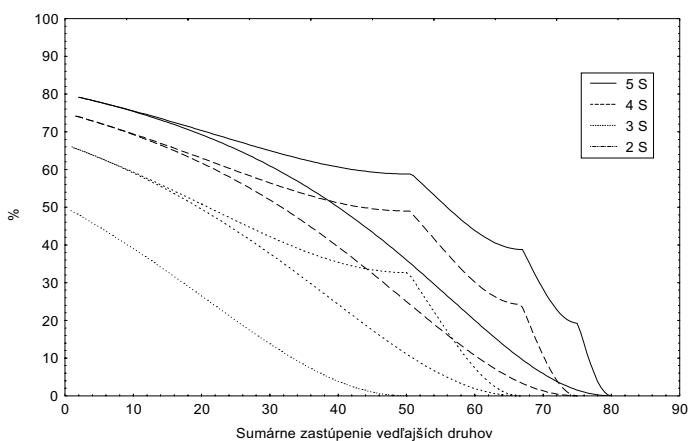
predstihujú indexy N_2 a N_1 . Pre lepšiu prehľadnosť uvádzame na ďalších štyroch obrázkoch 24-27 prehľad vplyvu druhovej bohatosti na celkovú zmenu jednotlivých indexov. Z nich vyplýva, že so zvyšovaním druhovej bohatosti dochádza k zväčšovaniu rozdielov medzi hodnotami indexov, čo sa veľmi markantne prejavuje pri Simpsonovom indexe,

pomerne vyrovnaná situácia je pri indexoch N_1 a N_2 a najmenšiu citlivosť v tomto smere vykazuje Shannonov index. Ďalšia možná interpretácia tohto javu je aj taká, že Simpsonov index najcitlivejšie reaguje na zmeny "veľkého charakteru". Tento úsudok potvrdzuje aj rozbor reakcie indexov na okamžikovú zmenu. Na obrázku 28 je znázornený priebeh reakcie indexov na

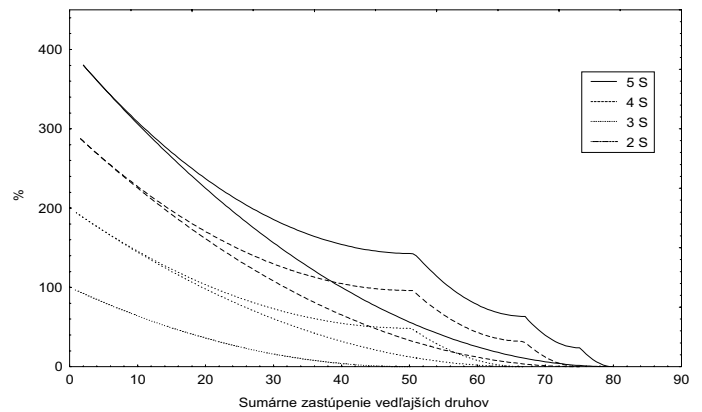
Obrázok 25. *Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu Shannonovho indexu.*



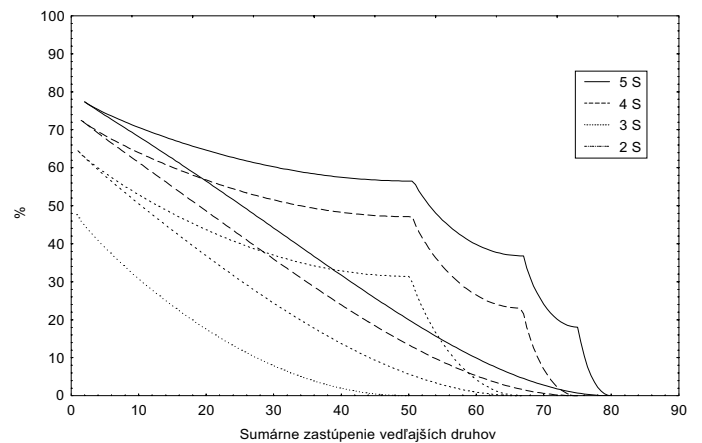
Obrázok 27. *Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu Hillovho indexu N_2 .*



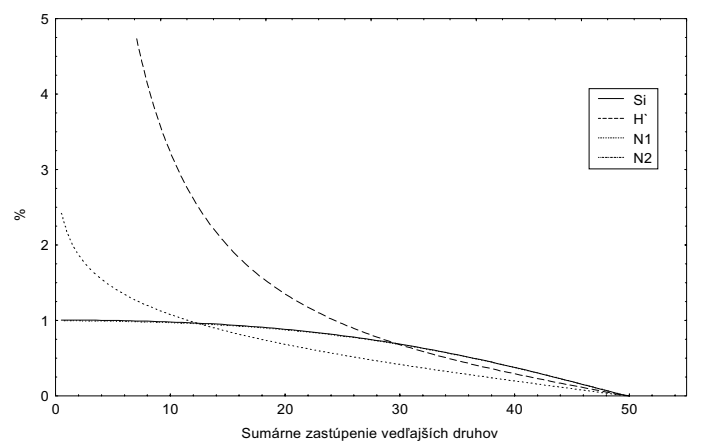
Obrázok 24. *Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu Simpsonovho indexu.*



Obrázok 26. *Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu Hillovho indexu N_1 .*

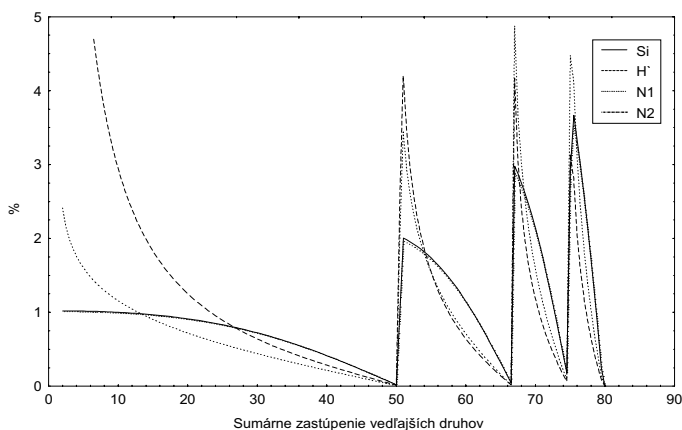


Obrázok 28. *Relatívna okamžiková zmena indexov diverzity v spoločenstve tvorenom dvoma druhmi (Simpsonov, H'-Shannonov index, $N_{1,2}$ -Hillove čísla).*

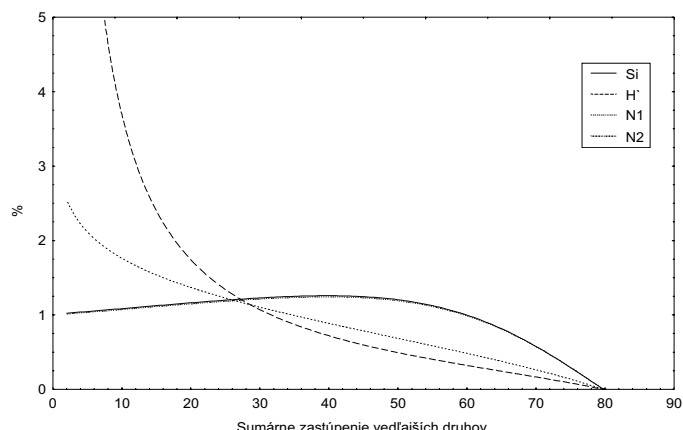


okamžikovú zmenu v spoločenstve tvorenom dvoma druhmi. Môžeme si všimnúť, že najcitlivejšie reaguje Shannonov index, ale to platí len do cca 30 % zastúpenia vedľajších druhov. Naopak pri vyššom zastúpení najcitlivejšie reaguje Simpsonov index, ale aj index N_2 (sú matematicky prepojené) čo potvrdzuje vyššie uvedený poznatok. Z tohto rozboru vyplýva, že Shannonov index a index N_1 (pri veľmi malom zastúpení vedľajších druhov) sú indexami, ktoré citlivo reagujú na zmeny "malého charakteru", čo sa dá tiež interpretovať ako reakcia na výskyt vzácných druhov. V

Obrázok 29. *Priebeh relatívnej okamžikovej zmeny indexov diverzity v spoločenstve zloženom zo štyroch druhov (minimálna hodnota variačného rozpätia) (Simpsonov, H'-Shannonov index, N_{1,2}-Hillove čísla).*



Obrázok 30. *Priebeh relatívnej okamžikovej zmeny indexov diverzity pri výskyte piatich druhoch v spoločenstve (maximálna hodnota variačného rozpätia) (Simpsonov, H'-Shannonov index, N_{1,2}-Hillove čísla).*

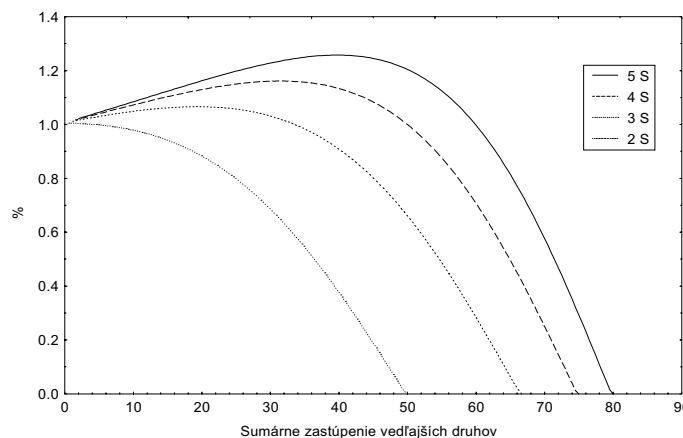


podstate sa tu potvrdil poznatok o indexe N_1 , ktorý vyslovil PEET (1974). Pri Shannonovom indexe sú tieto poznatky v určitom rozpore s tvrdeniami FRANCA & MAIA (1996), ktorí uvádzajú, že známou vlastnosťou Shannonovho indexu je, že nevysvetľuje dostatočne dôležitosť vzácných druhov a dokumentujú to týmto malým príkladom: "Ak je relatívna početnosť druhu nízka, napr. $p_i = 0.001$, potom jej vplyv na hodnotu Shannonovho indexu je tiež nízky, $H'_i = p_i \cdot \ln(p_i) = 0.001 \cdot \ln(0.001) = 0.0069$.

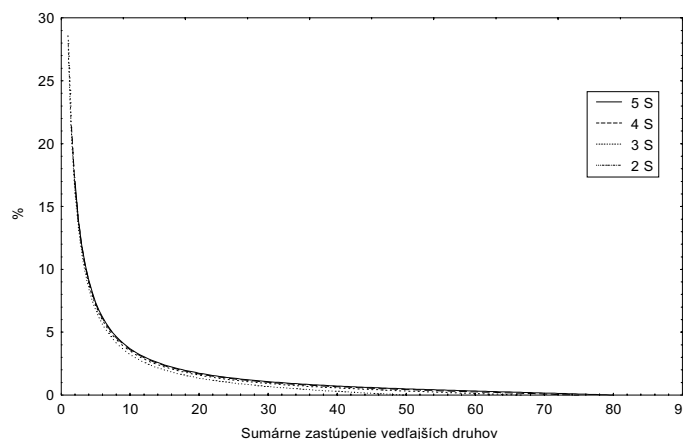
Podľa nášho názoru toto vysvetlenie nie je celkom presné, pretože aj keď výskyt vzácného druhu má malý vplyv na veľkosť indexu, svojou existenciou predsa spôsobí zmenu (v druhovom zložení, vo vyrovnanosti), ktorá je veľká.

Pre úplnosť ilustrujeme na ďalších dvoch obrázkoch 29-30 priebeh reakcie indexov na okamžikovú zmenu v spoločenstve tvorenom piatimi druhmi a zároveň pre zaujímavosť dodávame na obrázkoch 31-32 vplyv druhovej bohatosti na okamžikovú zmenu Simpsonovho indexu a Shannonovho indexu. Simpsonov index (zároveň aj index N_2) reaguje značným posunom, keď sa počet druhov zvyšuje a naopak Shannonov index sa rovnako ako pri celkovej zmene ukázal ako stály s veľmi nepatrnou reakciou na zvyšujúcu sa

Obrázok 31. *Vplyv druhovej bohatosti (S) na okamžikovú zmenu Simpsonovho indexu.*



Obrázok 32. *Vplyv druhovej bohatosti (S) na okamžikovú zmenu Shannonovho indexu.*



druhovú bohatosť. Z tohto pohľadu by sa dalo o Shannonovom indexe usudzovať aj to, že na jeho zmenu má najväčší vplyv vyrovnanosť v zastúpení druhov a druhová bohatosť je iba okrajovým faktorom.

Na záver tejto state urobíme sumárne zhodnotenie posudzovaných indexov:

- použitie Simpsonovho indexu pri meraní druhovej diverzity sa javí ako veľmi výhodné, pretože tento index dobre odzrkadľuje zmeny v druhovom zložení a citlivo reaguje na zmeny väčšieho charakteru, napr. náhla a veľká zmena spoločenstva po kalamite, atď.;
- Shannonov index je indexom málo citlivým na druhovú bohatosť, ale na druhej strane citlivo reaguje na zmeny menšieho charakteru, napr. meranie diverzity v kratších monitorovacích cykloch;
- indexy N_1 a N_2 si sú svojím správaním veľmi podobné, dostatočne dobre reagujú na druhovú bohatosť a ako uvádza ALATALO (1979) (in LUDWIG & REYNOLDS 1988), líšia sa iba tendenciou zahŕňať alebo ignorovať vzácne druhy. V tomto smere index N_2 môže nahradzovať Shannonov index;
- pravdepodobne najlepším východiskom použitia týchto indexov bude nájdenie ich najvhodnejšej kombinácie, ktorá spôsobí, že pri meraní diverzity spoločenstva podchytime všetky vplyvy a zmeny štruktúry spoločenstva.

INDEXY DRUHOVEJ VYROVNANOSTI (SPECIES EVENNESS)

Keďže heterogenita sa skladá z dvoch samostatných zložiek - druhovej bohatosti a vyrovnanosti - bolo prirodzené pokúsiť sa kvantifikovať samostatne aj vyrovnanosť. Tento koncept prvýkrát navrhli LLOYD & GHELARDI (1964). Mnoho desaťročí si ekológovia uvedomujú, že väčšina rastlinných a živočíšnych spoločenstiev sa skladá z niekoľkých dominantných druhov a z veľkého počtu druhov, ktoré sú málo zastúpené, čo vytvára medzi nimi určitý pomer, resp. nepomer. Táto miera vyrovnanosti zastúpenia jednotlivých druhov sa vyjadruje jedným číslom - indexom vyrovnanosti. Pri úplne vyrovnanom zastúpení druhov v populácii sa indexy vyrovnanosti rovnajú maximálnej hodnote 1.0.

Indexy vyrovnanosti je možné kvantifikovať dvojakým spôsobom:

1. ako pomer skutočnej diverzity D k maximálnej možnej diverzite D_{MAX} t.j.

$$\text{vyrovnanosť} = \frac{D}{D_{MAX}} \quad \text{alebo} \quad [43]$$

2. ako pomer rozdielu skutočnej diverzity D a minimálnej diverzity D_{MIN} k variačnému rozpätiu diverzity t.j.

$$\text{vyrovnanosť} = \frac{D - D_{MIN}}{D_{MAX} - D_{MIN}} \quad [44]$$

V ekologických prácach sa však najčastejšie používa výpočet vyrovnanosti podľa vzťahu [43]. Z veľkého množstva indexov, ktoré boli navrhnuté sme vybrali nasledovných 5 indexov vyrovnanosti:

$$E1 = H / \ln(S) = \ln(N_1) / \ln(N_0) \quad (\text{PIELOU 1975, 77}) \quad [45]$$

$$E2 = e^H / S = N_1 / N_0 \quad (\text{SHELDON 1969}) \quad [46]$$

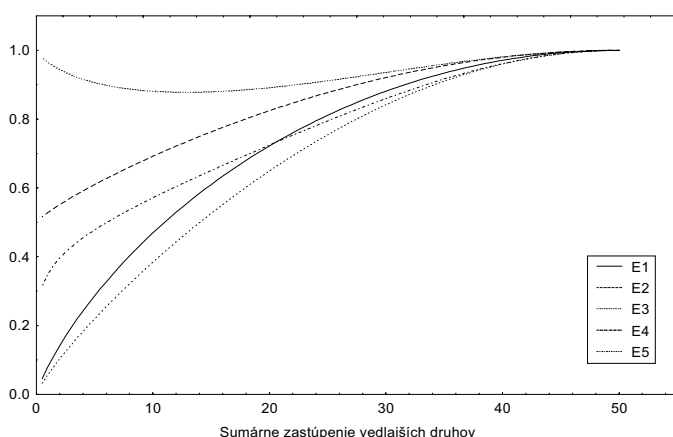
$$E3 = (e^H - 1) / (S - 1) = (N_1 - 1) / (N_0 - 1) \quad (\text{HEIP 1974}) \quad [47]$$

$$E4 = (1/\lambda) / e^H = N_2 / N_1 \quad (\text{HILL 1973}) \quad [48]$$

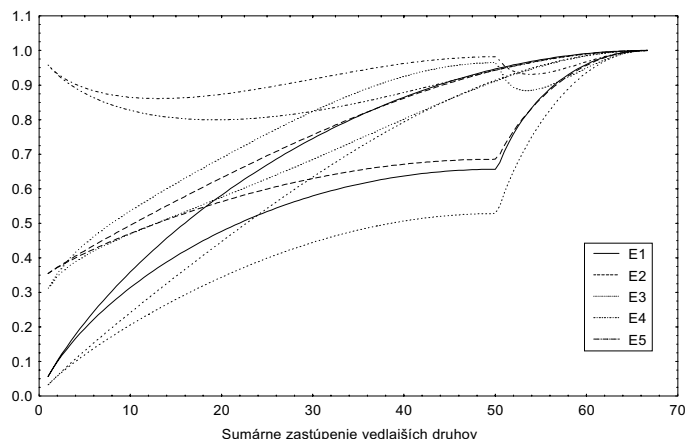
$$E5 = ((1/\lambda) - 1) / (e^H - 1) = (N_2 - 1) / (N_1 - 1) \quad (\text{HILL 1973}) \quad [49]$$

Priebeh variačných rozpätí jednotlivých indexov v závislosti od počtu druhov a sumárneho zastúpenia vedľajších druhov je znázornený na obrázkoch 33-34. Z nich vyplýva, že z matematického hľadiska je najmenej vhodný index $E4$, pretože nadobúda rovnaké hodnoty pri dominancii jedného druhu a takmer vyrovnanom zastúpení druhov. Hodnoty indexov $E1$ a $E3$ sa pohybujú vždy v rozpätí 0 po 1, čo je ich veľká výhoda, pretože v tomto smere nie sú závislé od počtu druhov, čo je jedna z dôležitých podmienok kladených na dobrý index vyrovnanosti (LUDWIG & REYNOLDS 1988). Správanie sa indexu $E2$ naznačuje, že jeho hodnoty sú silne závislé od počtu vyskytujúcich sa druhov a pohybujú sa v rozpätí $1/S$ po 1.0. Tieto poznatky sú

Obrázok 33. Priebeh indexov $E1 - E5$ pri počte druhov dva.

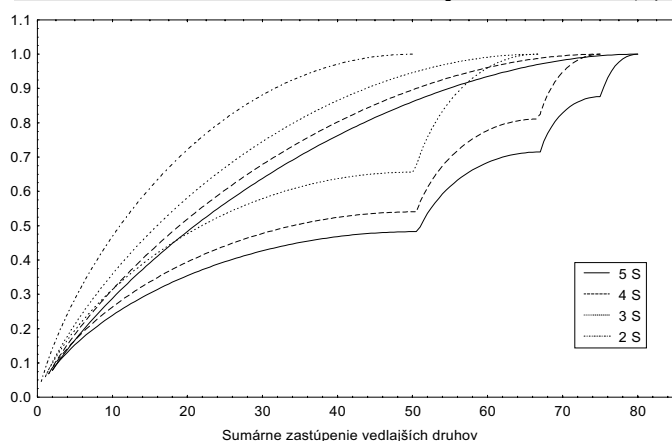


Obrázok 34. Priebeh variačných rozpätí indexov $E1 - E5$ pri výskyte troch druhov.

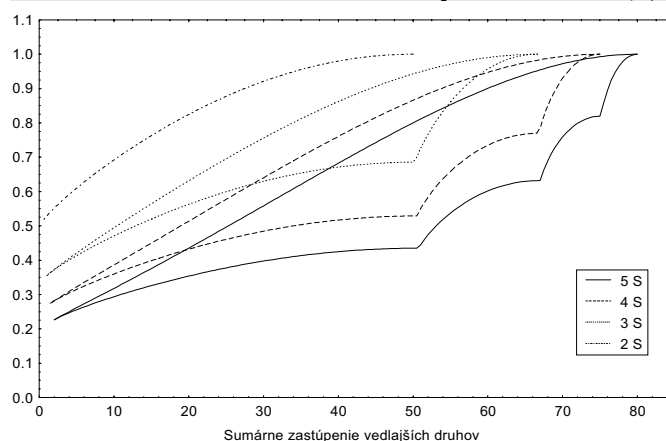


častočne v rozpore s poznatkami, ku ktorým dospel PEET (1974) a ktorý tvrdí, že indexy $E1$, $E2$ a $E3$ sú silne závislé od počtu druhov. Vplyv počtu druhov pri indexoch $E1$ a $E3$ sa prejavuje iba tým, že priebeh variačných rozpätí sa stáva menej strmým a mierne sa posúva smerom doprava k vyšším hodnotám sumárneho zastúpenia vedľajších druhov. Index $E5$ vystupuje spomedzi skúmaných

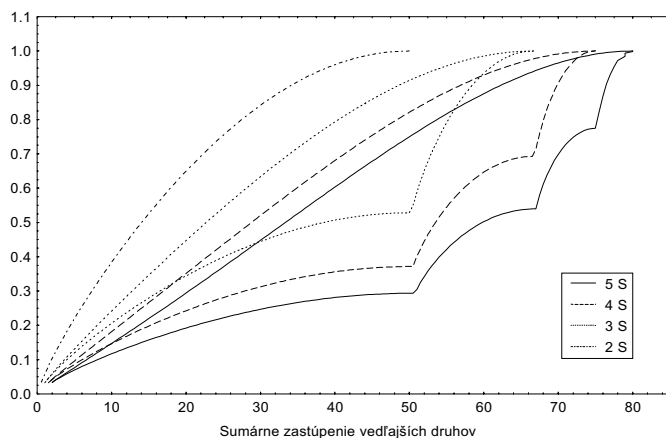
Obrázok 35. Priebeg variačných rozpätí indexu $E1$ v závislosti od počtu druhov (S).



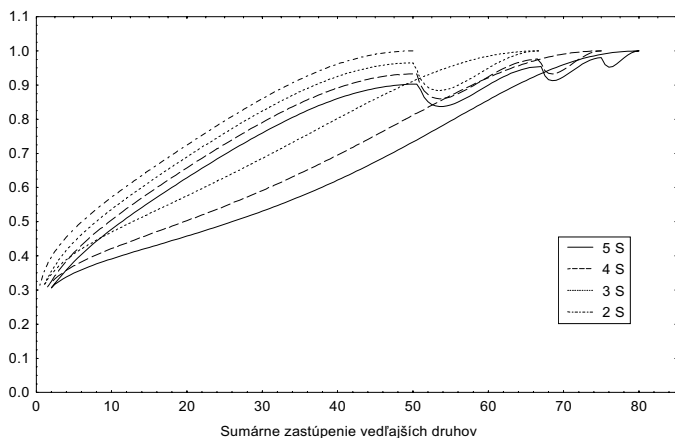
Obrázok 36. Priebeg variačných rozpätí indexu $E2$ v závislosti od počtu druhov (S).



Obrázok 37. Priebeg variačných rozpätí indexu $E3$ v závislosti od počtu druhov (S).



Obrázok 38. Priebeg variačných rozpätí indexu $E5$ v závislosti od počtu druhov (S).



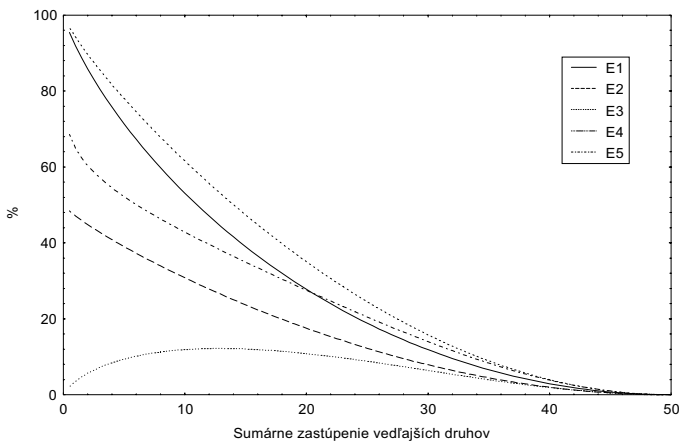
indexov ako najstabilnejší voči vplyvu druhovej bohatosti, čo súhlasí s poznatkami PEETA (1974) a ALATALA (1981). Tento index, tiež nazývaný ako modifikovaný Hillov pomer, je počítaný ako pomer, v ktorom počet druhov S sa nachádza v čitateli aj v menovateli, čím sa efektívne ruší vplyv počtu druhov. Hodnoty tohto indexu sa pohybujú v rozpätí hodnôt od 0 po 1.0, ale už pri relatívnom zastúpení vedľajších druhov 0.5 % (dominantný druh má zastúpenie 99.5 %) má už hodnotu cca 0.31. Z tohoto dôvodu sa domnievame, že hodnotu 0.30 môžeme považovať za spodnú (minimálnu) hodnotu indexu $E5$ v reálnych prírodných podmienkach.

Obdobne ako v predchádzajúcich prípadoch pri indexoch druhovej bohatosti a druhovej diverzity sme preverili citlivosť týchto indexov dvojakým spôsobom t.j. ako:

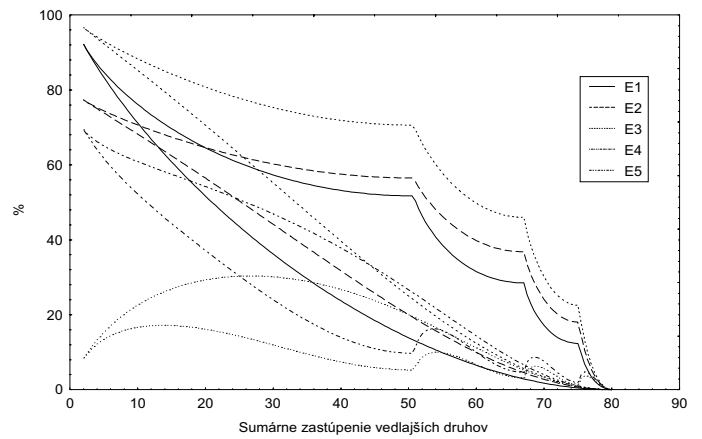
1. relatívnu celkovú zmenu indexu voči hodnote pri úplne vyrovnanom zastúpení druhov;
2. relatívnu okamžikovú zmenu.

Na obrázkoch 39 - 40 je znázornený priebeh celkovej zmeny jednotlivých indexov v závislosti od počtu druhov a sumárneho zastúpenia vedľajších druhov. Ako najcitlivejší index z uvedeného pohľadu sa javí index $E3$ nasleduje index $E1$, potom $E5$ a nakoniec $E2$ a $E4$. Aj tu sa veľmi viditeľne prejavila nevhodná matematická formulácia indexu $E4$, pri ktorom sa hodnoty menia iba veľmi málo, čo spôsobuje, že index reaguje nedostatočne na zmenu v zastúpení druhov.

Obrázok 39. Celková zmena indexov vyrovnanosti (E1-5) v spoločnosti zloženom z dvoch druhov.

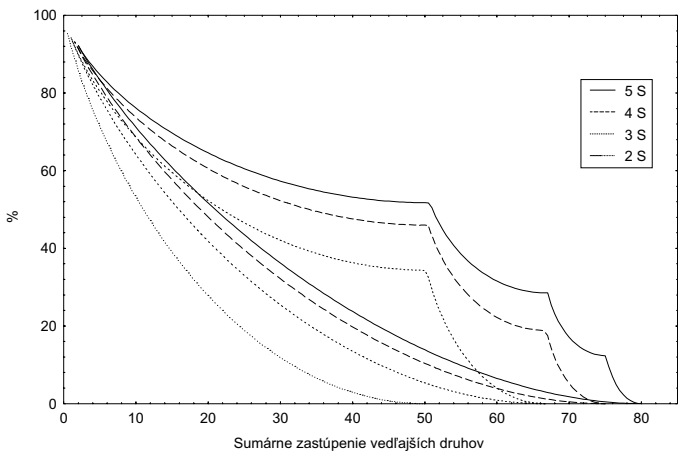


Obrázok 40. Celková zmena indexov vyrovnanosti (E1-5) v spoločnosti zloženom z piatich druhov.

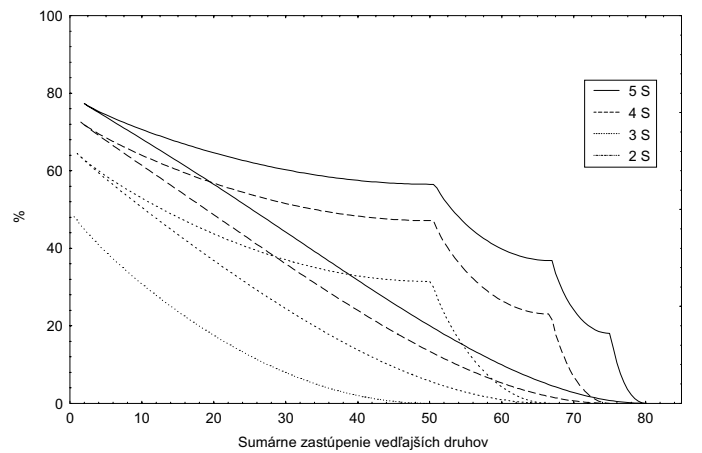


Zvyšovanie druhovej bohatosti spôsobuje nárast citlivosti indexu $E2$ a pokles v citlivosti indexu $E5$. Vplyv druhovej bohatosti na celkovú zmenu jednotlivých indexov je znázornený na obrázkoch [41-44]. Aj tu má opäť počet druhov najväčší vplyv na index $E2$, ktorý reaguje jednak zvislým posunom (so zvyšujúcim počtom druhov sa zvyšuje sa citlivosť indexu), ale aj posunom na osi x doprava k vyšším hodnotám sumárneho zastúpenia. Indexy $E1$, $E3$ a $E5$ reagujú iba posunom na osi x, pričom index $E5$ vystupuje aj z tohoto pohľadu ako najstabilnejší.

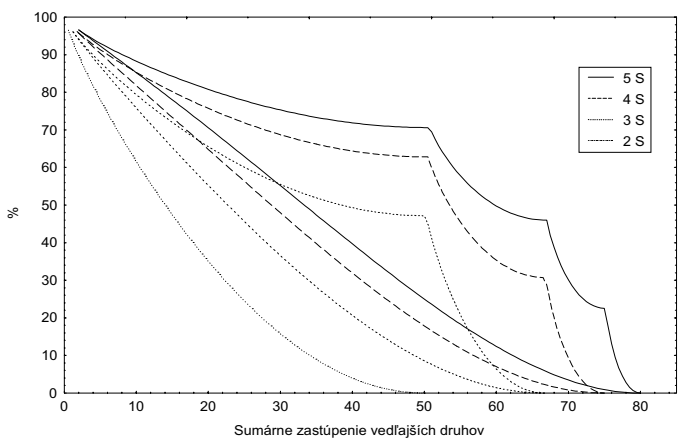
Obrázok 41. Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu indexu $E1$.



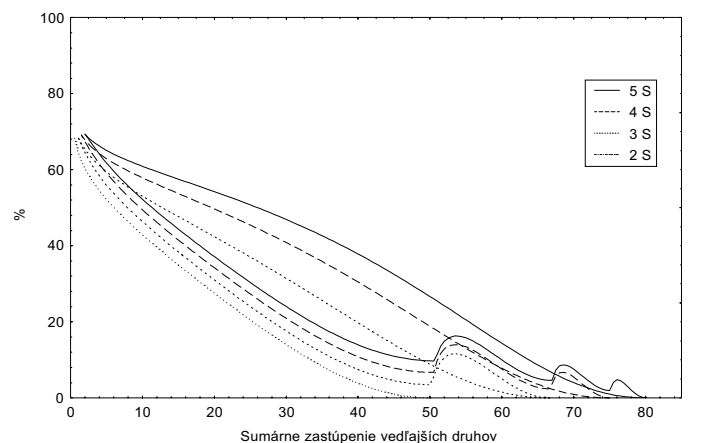
Obrázok 42. Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu indexu $E2$.



Obrázok 43. Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu indexu $E3$.

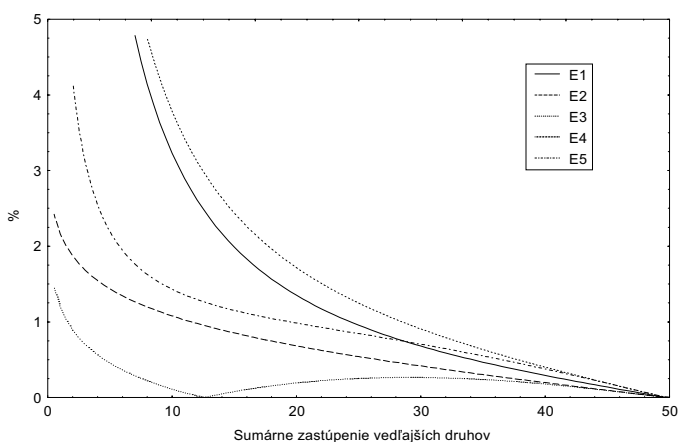


Obrázok 44. Vplyv druhovej bohatosti (S) na celkovú zmenu indexu $E5$.

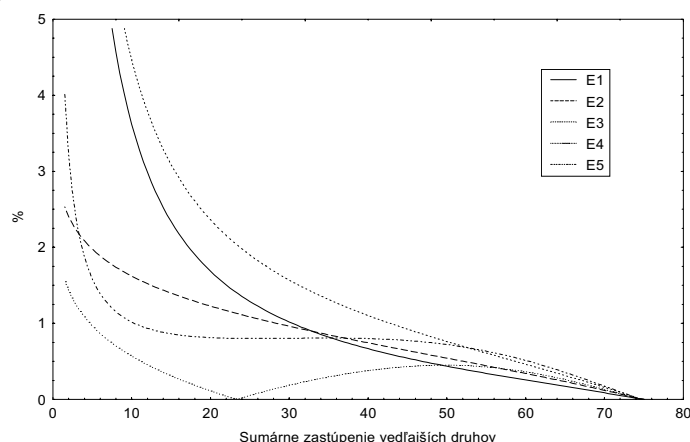


Pri hodnotení okamžikovej zmeny je situácia obdobná, pretože najcitlivejšie reaguje index $E3$, potom nasledujú indexy $E1$, $E5$, $E2$ a najmenej citlivým je index $E4$ (obrázky 45 - 47)

Obrázok 45. *Priebeh okamžikovej zmeny indexov vyrovnanosti ($E1-5$) v spoločenstve zloženom z dvoch druhov.*



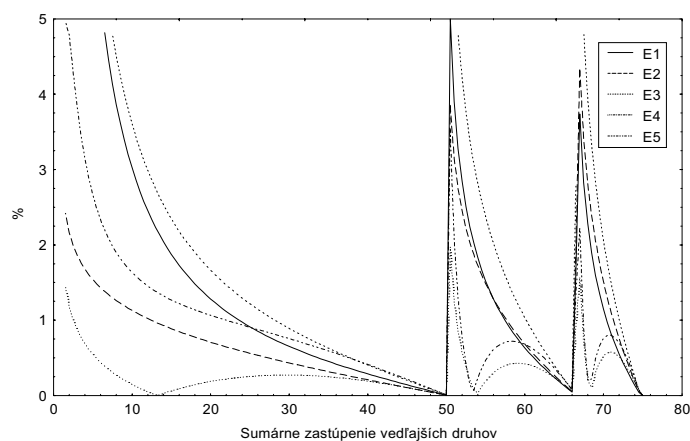
Obrázok 46. *Priebeh okamžikovej zmeny indexov vyrovnanosti ($E1-5$) v spoločenstve zloženom zo štyroch druhov (maximálna hodnota variačného rozpätia).*



Záverom môžeme konštatovať:

- úplne nevhodným indexom vyrovnanosti je index $E4$, pretože nadobúda rovnaké hodnoty pri dominancii jedného druhu ako aj pri takmer vyrovnanom zastúpení druhov;
- index $E2$ je veľmi silne závislý na druhovej bohatosti a taktiež je málo citlivý na zmeny v druhovej štruktúre spoločenstva čo tiež nie je vyhovujúcou vlastnosťou indexu vyrovnanosti;
- najvhodnejšie vlastnosti spomedzi skúmaných indexov vyrovnanosti vykazujú indexy $E1$, $E3$ a $E5$. Sú relatívne málo citlivé na počet druhov v spoločenstve a dobre reagujú na zmeny v jeho štruktúre.

Obrázok 47. *Priebeh okamžikovej zmeny indexov vyrovnanosti ($E1-5$) v spoločenstve zloženom zo štyroch druhov (minimálna hodnota variačného rozpätia).*



4.3.6.2. INTERVAL SPOĽAHLIVOSTI INDEXOV DIVERZITY

Pri zisťovaní diverzity veľkých populácií sme často nútení siahnuť po výberových metódach. Zväčša je to spôsobené ekonomickými podmienkami, ale aj technickými možnosťami, pretože zaevidovať všetky jedince tvoriace určitú populáciu je takmer nemožné. Výberové štatistické metódy sú efektívnym spôsobom ako prekonať tento problém. Pri ich použití neznáme parametre tzv. základného súboru iba odhadujeme na základe výberových charakteristík (napr.

hodnota indexu určeného na výberovej vzorke). Rámec, v ktorom by sa mala táto skutočná hodnota nachádzať s určitou mierou pravdepodobnosti sa vyjadruje intervalom spoľahlivosti (podrobnejší teoretický výklad uvádzame v kapitole 6.4.1.).

Vlastná kvantifikácia indexov biodiverzity sa dá vykonať dvojakým spôsobom, ktorý ovplyvňuje techniku výpočtu intervalu spoľahlivosti indexov biodiverzity. Jeden spôsob je, že index sa určí na základe súhrnných podkladov za celú populáciu. V tomto prípade existuje viacero možností, ako je možné tieto súhrné podklady získať:

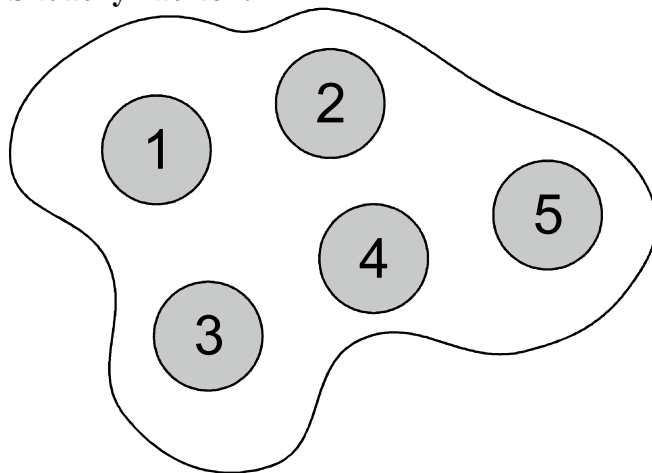
- presným meraním všetkých jedincov v populácii, teda celoplošne;
- okulárnym odhadom pri prehliadke po skúmanej populácii;
- výberovými metódami tým spôsobom, že súhrné podklady získame sumarizáciou údajov zistených na viacerých miestach v populácii (napr. v lesnom poraste).

Túto metódu nazvime *metódou súčtu*. Druhý spôsob vychádza z určenia indexov biodiverzity na viacerých miestach rozložených po celom skúmanom spoločenstve a z nich sa odvodí priemerná hodnota typická pre celú populáciu. Túto metódu pomenujme *metóda priemeru*. Druhý z uvedených prístupov poskytuje okrem výslednej hodnoty biodiverzity aj veľmi cenné informácie jednak o skutočnej variabilite biodiverzity, jednak o presnosti a spoľahlivosti získaného výsledku. Jedná sa o matematicko-štatistický výberový postup, ktorého teória je dnes už všeobecne známa a úspešne sa používa pri inventarizácii a monitorovaní zdravotného a produkčného stavu lesa (ŠMELKO *et al.* 1997).

Príklad 1. Princíp metódy súčtu a priemeru.

V poraste schématicky znázornenom na situačnom náčrtku, sme vykonali inventarizáciu biodiverzity výberovým spôsobom na piatich skusných plochách o výmere 500 m². Charakteristika druhového zloženia na jednotlivých skusných plochách je uvedená v tabuľke. Na príklade troch vybraných indexov biodiverzity (λ , H' a N_0) demonštrujeme princíp a rozdiely medzi metódami súčtu a priemeru.

Situačný náčrtok:



<i>SkP</i>	<i>Dreviny</i> <i>počet stromov / zastúpenie drevín</i>						<i>Indexy</i> <i>biodiverzity</i>			
	<i>SM</i>	<i>JD</i>	<i>BO</i>	<i>BK</i>	<i>DB</i>	<i>HB</i>	Σ	λ	H'	N_0
1	100/0.50			50/0.25		50/0.25	200/1.00	0.38	1.04	3
2		100/0.40		150/0.60			250/1.00	0.52	0.67	2
3	30/0.17		70/0.38	50/0.28		30/0.17	180/1.00	0.28	1.33	4
4	150/0.68		30/0.14		40/0.18		220/1.00	0.51	0.85	3
5	200/1.00						200/1.00	1.00	0.00	1
METÓDA PRIEMERU										
Aritmetický priemer indexov $\bar{X} =$								0.54	0.78	2.60
METÓDA SÚČTU										
1-5	480/0.45	100/0.10	100/0.10	250/0.23	40/0.04	80/0.08	1050/1.0	0.28	1.49	6
<p><i>Metódou priemeru sme z hodnôt jednotlivých skusných plôch odvodili priemernú hodnotu typickú pre zisťované spoločenstvo, ktorá sa ale viaže na použitú veľkosť výberovej jednotky, teda v našom prípade na 500 m². Napr. v uvedenom poraste na skusnej ploche o výmere 500 m² zachytíme v priemere 2.6(± chyba) druhov drevín (N₀).</i></p> <p><i>Pri metóde súčtu sme najprv zosumarizovali hodnoty zo všetkých skusných plôch, a až potom sme určili indexy biodiverzity. Tie sa ale už vzťahujú na celé spoločenstvo, na celú jeho výmeru. Napr. v danom poraste môžeme predpokladať výskyt 6(± chyba) druhov drevín. Toto je zásadný rozdiel v chápaní a interpretácii metód priemeru a súčtu.</i></p>										

STANOVENIE INTERVALOV SPOĽAHLIVOSTI PRI METÓDE SÚČTU

Už sme spomenuli, že určovanie biodiverzity pri metóde súčtu vychádza zo súhrnnych údajov za celú populáciu, pričom pri výpočte intervalov spoľahlivosti určeného indexu môžeme postupovať dvojakým spôsobom. Prvý spôsob sa dá použiť vtedy, ak máme k dispozícii len údaje za celé spoločenstvo pozostávajúce len z jedného merania. Ide napr. o celoplošné zisťovania celej populácie, kde chyba ktorá tu môže vzniknúť je spôsobená napr. nedokonalosťou ľudských zmyslov (pri meraní vynecháme resp. prehliadneme jedinca určitého druhu), nepresnosťou meracej pomôcky atď. Interval spoľahlivosti pri tomto postupe je veľmi malý a v porovnaní s ostatnými metódami ide o najpresnejšie zisťovanie biodiverzity. Ďalším výborným príkladom takýchto databáz je opis porastov pri tvorbe diela HÚL. Podkladové údaje sú v tomto prípade zisťované tiež v prevažnej miere na celej ploche porastu, ale mnohokrát len odhadom pri jeho podrobnej prehliadke. Znamená to, že pri zisťovaní nepodchytíme všetky jedince (druhy) a mohli by sme považovať toto zisťovanie za výber o jednej veľkej skusnej ploche. Pri opakovaných prehliadkach hodnoty zisťovaných veličín by sa určite menili. Variabilita indexov biodiverzity sa tu preto vzťahuje na veľmi veľkú plochu, čo na základe známych poznatkov z výberových metód môže viesť k predpokladu, že ich variabilita bude veľmi malá, pretože medzi veľkými skusnými plochami sa rozdiely v hodnotených veličinách lepšie vyrovnávajú. Je možné tiež predpokladať, že jej veľkosť bude závisieť od stupňa biodiverzity príslušného spoločenstva. Napr. v takmer rovnorodých porastoch bude blízka nule a naopak v

spoločenstvách viac diverzifikovaných sa bude pohybovať vo väčšom rozpätí. Pri určovaní intervalov spoľahlivosti musíme pritom vychádzať len z modelových údajov, ktoré boli zistené pre podobné spoločnosti, pretože skutočnú hodnotu variability nepoznáme a ani ju nemôžeme vypočítať. Tieto poznatky je možné získať jedine z literárnych prameňov.

ZAHL (1977) navrhol iný, v súčasnosti najviac preferovaný spôsob na určenie intervalov spoľahlivosti indexov biodiverzity pri metóde súčtu a to tzv. jackknifovanie. Hoci aj v tomto prípade biodiverzitu určujeme na základe súhrnných údajov, podkladové údaje sa zisťujú na viacerých miestach rozložených po ploche populácie a čo je najdôležitejšie, tieto údaje sú nám známe. Jackknife odhad sme už popísali v kapitole 4.3.2., takže tento pojem nám nie je úplne neznámy. V menšej úprave je možné túto metódu použiť pre stanovenie intervalov spoľahlivosti všetkých indexov biodiverzity a veľká väčšina autorov ju považuje pre toto použitie za najvhodnejšiu (ADAMS & MCCUNE 1979, HELTSHE & FORESTER 1983,85, KREBS 1989, GREGOIRE 1984, PALMER 1991, PATIL & TAILIE 1982, SHAO & TU 1995). Jackknife odhad patrí z čisto matematického pohľadu medzi metódy tzv. robustných odhadov (MELOUN & MILITKÝ 1998). Robustné odhady sa používajú vtedy, ak sa predpokladá, že výberové dáta nepochádzajú zo súboru, ktorý sa vyznačuje normálnym rozdelením početností, ale ich frekvenčná krivka má iný tvar, napr. Laplaceovo rozdelenie a pod. Samotnú metódu popíšeme vcelku pre tri prípady odhadu, t.j. pre odhad intervalu spoľahlivosti:

- hodnoty indexu biodiverzity;
- diferencie medzi dvoma indexami biodiverzity (pri porovnávaní dvoch spoločností alebo pri analýze vývoja biodiverzity v čase);
- smernice priamky jednoduchšej lineárnej regresie napr. vývoja diverzity populácie v čase.

Postup výpočtu môžeme zhrnúť do nasledovných piatich krokov, pričom výpočet vysvetlíme na príklade Simpsonovho indexu λ :

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2 = \sum_{i=1}^S x_i^2 / \left(\sum_{i=1}^S x_i \right)^2 \quad [50]$$

kde:

x - je veličina, z ktorej vyjadrujeme index (napr. počet jedincov, abundancia atď).

V nasledujúcich vzorcoch je S počet druhov ($i=1..S$), T počet rokov ($j=1..T$), N počet skusných plôch ($n=1..N$), y je hodnota indexu, g je hodnota diferencie medzi indexami v roku t_j a t_j , a b je hodnota smernice jednoduchšej lineárnej regresnej priamky vývoja indexu biodiverzity v čase.

Postup je nasledovný:

1. výpočet skutočných hodnôt

Výpočet indexu biodiverzity sa v tomto kroku realizuje na základe sumárnych údajov za celé spoločenstvo

$$\lambda = y_j^0 \quad [51]$$

$$g_{jj}^0 = y_j^0 - y_j \quad [52]$$

$$b^0 = \frac{\sum_{j=1}^T y_j^0 (t_j - \bar{t})}{\sum_{j=1}^T (t_j - \bar{t})^2} \quad [53]$$

2. výpočet ⁽⁻ⁿ⁾ hodnôt, t.j. hodnôt y , g a b , pri ktorých vynecháme údaje z n -tej skusnej plochy

$$y_j^{(-n)} \quad [54]$$

$$g_{jj}^{(-n)} = y_j^{(-n)} - y_j^{(-n)} \quad [55]$$

$$b^{(-n)} = \frac{\sum_{j=1}^T y_j^{(-n)} \cdot (t_j - \bar{t})}{\sum_{j=1}^T (t_j - \bar{t})^2} \quad [56]$$

3. výpočet pseudohodnôt

$$y_{nj} = N \cdot y_j^0 - (N-1) \cdot y_j^{(-n)} \quad [57]$$

$$g_{njj} = N \cdot g_{jj}^0 - (N-1) \cdot g_{jj}^{(-n)} \quad [58]$$

$$b_n = N \cdot b^0 - (N-1) \cdot b^{(-n)} \quad [59]$$

kroky 2 a 3 sa zvyčajne opakujú N -krát

4. výpočet priemeru a rozptylu

$$\bar{y}_j = \frac{\sum_{n=1}^N y_{nj}}{N} \quad [60]$$

$$s_{y_j}^2 = \frac{\sum_{n=1}^N (y_{nj} - \bar{y}_j)^2}{N} \quad [61]$$

$$\bar{g}_{jj} = \frac{\sum_{n=1}^N g_{njj}}{N} \quad [62]$$

$$s_{g_{jj}}^2 = \frac{\sum_{n=1}^N (g_{njj} - \bar{g}_{jj})^2}{N} \quad [63]$$

$$\bar{b} = \frac{\sum_{n=1}^N b_n}{N} \quad [64]$$

$$s_b^2 = \frac{\sum_{n=1}^N (b_n - \bar{b})^2}{N} \quad [65]$$

5. výpočet intervalov spoľahlivosti jackknife odhadov (predpokladá sa, že rozdelenie početností jackknife odhadov je normálne, čo sa dá overiť buď vizuálne alebo na základe matematickej štatistiky)

$$IS \rightarrow Y_j = \bar{y}_j \pm t_{(\alpha/2, N-1)} \cdot \frac{s_{y_j}}{\sqrt{N-1}} \quad [66]$$

$$IS \rightarrow G_{jj'} = \bar{g}_{jj'} \pm t_{(\alpha/2, N-1)} \cdot \frac{s_{g_{jj'}}}{\sqrt{N-1}} \quad [67]$$

$$IS \rightarrow B = \bar{b} \pm t_{(\alpha/2, N-1)} \cdot \frac{s_b}{\sqrt{N-1}} \quad [68]$$

Na margo testovania prevedeného v tomto kroku je potrebné poznamenať, že posudzovanie diferencie G ako aj smernice regresnej priamky B sa realizuje na základe ich zhodnotenia, či sú štatisticky významne rozdielne od nuly. Napr. $G_{jj'} = 0.5 \pm 0.01$ znamená, že táto diferencia je štatisticky významne rozdielna od nuly, čo značí, že v danom časovom úseku došlo k zmene v diverzite spoločenstva.

Na záver niekoľko myšlienok k použitiu metódy súčtu. Z uvedených kapitol vieme, že veľkosť hodnôt indexov do značnej miery ovplyvňuje veľkosť skusnej plochy, resp. veľkosť výberovej jednotky. Jedná sa o značne veľký problém, ktorý môže významne ovplyvniť výsledky a ich interpretáciu hlavne pri porovnávaní dvoch spoločenstiev. Zoberme si jednoduchý príklad, v ktorom hodnotíme biodiverzitu dvoch spoločenstiev s rovnakým stupňom biodiverzity. V spoločenstve A vykonáme výber o intenzite 10% a v spoločenstve B o intenzite 35%. S veľkou pravdepodobnosťou môžeme predpokladať, že v spoločenstve B zachytíme väčší počet druhov a teda pri vyhodnocovaní zistíme, že spoločenstvo B je diverzifikovanejšie ako spoločenstvo A , čím sa dopustíme vychýleného odhadu. Táto chyba nevznikne len v prípade, že bude intenzita výberu v oboch posudzovaných spoločenstvách rovnaká. Inými slovami môžeme tento problém interpretovať aj tak, že pri metóde súčtu sa vypočítaný index v skutočnosti vzťahuje vždy na inú plochu a takto vypočítaný index pri jeho zovšeobecnení na celú populáciu obsahuje v sebe určitú mieru neistoty a tajomstva.

STANOVENIE INTERVALU SPOLAHLIVOSTI PRI METÓDE PRIEMERU

Metóda priemeru odstraňuje určité nedostatky predošlej metódy, však aj pri tomto spôsobe je potrebné poznamenať, že výberové jednotky musia byť rovnako veľké. Rovnakú veľkosť môžeme pritom definovať dvojakým spôsobom: buď plošne, keď každá skusná plocha bude rovnakej výmery, napr. 0.05 ha alebo konštantným počtom jedincov. V lesníctve je alternatívnou metódou určenie tzv. optimálnej veľkosti skusnej plochy (ŠMELKO 1968), kde sa na základe hustoty porastu stanoví plošná výmera skusnej plochy, na ktorej by sa malo zachytiť v priemere 20 stromov. Skusná plocha takéhoto typu je relatívnym typom výberových jednotiek, pretože sa automaticky prispôbujú

štruktúre skúmaného porastu a čo je navyše dôležité, údaje získané na skusnej ploche je možné vzťahovať vždy na približne rovnaký počet jedincov. Treba si však uvedomiť, že výmera takejto skusnej plochy bude mať v súbore porastov rôzneho vývojového štádia rôznu výmeru a preto na základe najnovších poznatkov pri aplikácii systematického výberu je potrebné zisťované veličiny štandardizovať napr. prepočtom na 1 ha (ŠMELKO & SABOROWSKI 1999).

Výsledná priemerná hodnota určitého indexu biodiverzity vypočítaná z n výberových jednotiek vyjadruje priemernú diverzitu populácie, ktorá sa viaže na plochu o ich preddefinovanej veľkosti. Pri metóde súčtu sa výsledná hodnota vzťahovala na celú populáciu, jej výmeru (rozdiel v hodnotách indexov pozri v príklade 1). To je významný rozdiel v chápaní a interpretácii dosiahnutých výsledkov metódou súčtu alebo priemeru. Z praktického hľadiska má hodnota indexu určeného metódou priemeru obmedzené použitie, pretože nevyjadruje diverzitu celého spoločenstva, ale ako už bolo spomenuté, len určitej menšej časti populácie ohraničenej veľkosťou výberovej jednotky. Na druhej strane umožňuje metóda priemeru pri dobre zvolenej metodike objektívnejšie určenie výsledného stupňa biodiverzity.

Spoľahlivosť výsledkov dosiahnutých metódou priemeru sa stanovuje na základe všeobecne známych poznatkov zákona rozdelenia početností. To znamená, že ak frekvencia hodnôt indexov biodiverzity (viazané na určitú veľkosť výberovej jednotky) má napr. normálne rozdelenie, interval spoľahlivosti príslušného indexu biodiverzity $ID \equiv X$ sa určí na základe nasledovného všeobecného vzťahu:

$$IS \rightarrow X = \bar{x} \pm t_{\alpha/2} \cdot \frac{s_x}{\sqrt{n}} \quad [69]$$

kde: \bar{x} - aritmetický priemer indexov
 s_x - smerodajná odchýlka indexov
 n - počet indexov

4.3.7. DIVERZITNÉ PROFILY (GOVE & PATIL & TAILLIE 1996)

Diverzita spoločenstva podľa PATILA a TAILLEHO (1979,82) je definovaná ako priemerná druhová vzácnosť. Títo autori rozlišujú dva typy mier druhovej vzácnosti:

- typ dichotomický;
- typ poradový.

Pri dichotomických mierach vzácnosti závisí vzácnosť i -teho druhu v spoločenstve len na jeho relatívnej početnosti p_i . Pri poradových mierach však vzácnosť druhu závisí aj od poradia medzi druhmi zoradenými od najpočetnejšieho po najmenej početný druh. Takéto chápanie druhovej vzácnosti použili PATIL & TAILLIE (1979,82) pri tvorbe metódy diverzitných profilov, ktoré

umožňujú grafické porovnanie diverzity medzi spoločenstvami. Populačný profil Δ_β , ktorého výpočet sa realizuje na základe nasledujúceho vzťahu, je tvorený na báze dichotomickej miery vzácnosti a existuje medzi ním a počtom druhov, Simpsonovým a Shannonovým indexom funkčný vzťah: počet druhov = Δ_1 , Shannonov index = Δ_0 a Simpsonov index = Δ_1 .

$$\Delta_\beta = \frac{1 - \sum_{i=1}^S p_i^{\beta+1}}{\beta}; \beta \geq -1 \quad [70]$$

Ako poznamenávajú PATIL & TAILLE (1979,82), pravdepodobne najužitočnejším spôsobom porovnania diverzity medzi spoločenstvami je usporiadanie ich vnútornej-skutočnej diverzity. Tento prístup definujú nasledovne:

Spoločenstvo C_1 je vnútorne viac diverzifikovanejšie ako C_2 za predpokladu, že C_2 prechádza do C_1 konečnou postupnosťou nasledovných krokov:

1. uvádzaním nového druhu do spoločenstva;
2. presunutím bohatosti od početnejších k menej početným druhom bez zmeny poradia druhov;
3. premenovaním druhov (t.j. obmeňovanie časti vektora početnosti).

Implementácia tohto prístupu znamenala tvorbu ďalšej skupiny diverzitných profilov T_{pj} založených na báze poradovej miery druhovej vzácnosti. Ak vzácnosť i -tého druhu $R(i)$ sa rovná:

$$R(i) = 1, \text{ ak } i > j \text{ alebo}$$

$$R(i) = 0, \text{ ak } i \leq j \text{ pre } 1 \leq j \leq S,$$

potom priemerná druhová vzácnosť je daná vzťahom:

$$T_{pj} = \sum_{i=j+1}^S p_i; j=1, \dots, S-1 \quad [71]$$

Vykreslením dvojíc (j, T_{pj}) do grafu dostaneme výsledný profil, ktorý PATIL & TAILLE (1979,82) nazývajú profilom vnútornej štruktúry diverzity.

Keďže sa diverzita väčšiny spoločenstiev hodnotí na podklade výberových údajov diverzitné miery sú zaťažené určitou mierou nepresnosti. Na opravu vychýlenosti Δ_β profilov a na testovanie, či prelínania, ktoré sa vyskytnú pri T_{pj} a Δ_β profiloch sú skutočné alebo spôsobené len výberom, použili autori Jackknife metódu prezentovanú ZAHLOM (1977).

Celkový postup tvorby diverzitných profilov je možné zhrnúť do nasledovných krokov:

- 1) vypočítať a vykresliť T_{pj} profily so všetkými grafmi pre hodnotené spoločenstvá a identifikovať všetky prekríženia;
- 2) vypočítať a vykresliť Δ_β profily so všetkými grafmi;
- 3) jackknifikovať Δ_β profily pre každé spoločenstvo nasledovne:

A) vypočítať $\Delta_{\beta}^{(-i)}$ profil, pričom údaje i -tej plochy sa vynechajú

B) vypočítať pseudohodnotu danú pre každé β vzorcom:

$$\Psi_{\beta}^{(-i)} = n \cdot \Delta_{\beta} - (n-1) \cdot \Delta_{\beta}^{(-i)} \quad [72]$$

C) opakovať kroky A a B n -krát, pričom n = počet skusných plôch

D) vypočítať aritmetický priemer pseudohodnôt a rozptyl pre každé β

$$\bar{\Delta}_{\beta} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \Psi_{\beta}^{(-i)} \quad [73]$$

$$s_{\Delta_{\beta}}^2 = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (\Psi_{\beta}^{(-i)} - \bar{\Delta}_{\beta})^2 \quad [74]$$

4) vykresliť jackknifikované Δ_{β} profily pre každé spoločenstvo a následné porovnanie diverzity v skúmaných spoločenstvách.

Ak sa štatisticky signifikantne preukáže (PATIL & TAILLE (1979,82) popisujú vo svojej práci k tomu účelu testovací aparát), že diverzitné profily rôznych spoločenstiev sa prelínajú, potom tieto spoločenstvá nie sú vnútorne porovnateľné a metódu diverzitných profilov nie je možné pri nich použiť.

4.3.8. METÓDY KVANTIFIKÁCIE KOMPLEXNEJ ŠTRUKTURÁLNEJ BIODIVERZITY

V nasledujúcom texte popíšeme vybrané tri metódy, ktoré poskytujú možnosť komplexnej kvantifikácie štrukturálnej diverzity hodnoteného spoločenstva. Biologická diverzita je jednou z hlavných zložiek, ktoré vstupujú do jej modelov hodnotenia a preto sme ich kvôli úplnosti zaradili do prehľadu metód kvantifikácie biodiverzity.

4.3.8.1. SMITHSONIAN INSTITUTION / MAN AND THE BIOLOGICAL DIVERZITY PROGRAM SI/MAB PROGRAM (DALLMEIER 1998)

SI/MAB je program, ktorý vznikol z kritickej potreby začať nové prístupy pre zber, analýzu a rozšírenie informácií o biodiverzite. V roku 1986 sa spojili UNESCO MAB a Smithsonian Institution s cieľom vytvorenia protokolu pre inventarizáciu a monitoring biodiverzity v celosvetovej sieti lesných území obhospodarovaných rozdielnou intenzitou. Protokol má za úlohu umožniť jeho užívateľom integrovať vedecko-výskumné metódy a analýzy s cieľom získať dôležité informácie a tie poskytnúť širšiemu rozsahu užívateľov a hlavne riadiacemu aparátu, ktorý manažuje oblasť trvaloudržateľného využívania a zachovania prírodných zdrojov.

Za posledné desaťročie SI/MAB pracovníci v spolupráci s výskumníkmi z celého sveta vytvorili monitorovací protokol biodiverzity a zlepšili ho testovaním na množstve stanovišť. Tento program, ktorý je základom pre trvalé meranie a monitorovanie na viac ako 200 plochách, zjednodušuje prenos údajov a poskytuje kostru pre analýzu dát a rozšírenie medzi užívateľov.

Informácie získané a spracované pomocou SI/MAB programu by mali dať odpoveď na otázky:

- Ako je lesná biodiverzita rozdelená regionálne a globálne?
- Ktoré habitáty - lokality sú najdôležitejšie z hľadiska zabezpečenia zoskupenia vzájomne pôsobiacich druhov?
- Ktoré lokality majú najvyššiu druhovú bohatosť a na ktorých sa vyskytuje najväčší počet vzácnych druhov?

Stredobodom pozornosti SI/MAB programu pri monitorovaní lesnej biodiverzity je vegetácia, a to hlavne preto, že flóra má v zemských suchozemských ekosystémoch kľúčovú úlohu a poskytuje adekvátne informácie pre interpretovanie indexov diverzity. Zároveň sa rastlinné spoločenstvá dajú relatívne ľahko skúmať, pretože sú imobilné. Navyše rastliny sa zdajú byť zo živých organizmov najcitlivejšie na jemné environmentálne kolísanie ako sú hydrologické alebo edafické zmeny. Malé cicavce a obojživelníky majú strednú špecifickosť na lokalitu a veľké cicavce majú zase tendenciu prekračovať regióny s veľmi rôznorodými environmentálnymi podmienkami. Vtáky majú zvyčajne relatívne malú variabilitu v druhovom zložení v rámci typov lokalít.

Základné metódy používané pri inventarizácii a monitoringu lesnej biodiverzity v SI/MAB programe s ohľadom na cieľ hodnotenia sú:

Cieľ hodnotenia	Metóda
• Meranie lokálnej diverzity v regióne, resp. na veľkoplošnom území	DPZ a GIS
• Meranie regionálnej biogeografie vybraných skupín druhov	Kladistika - biologická evolučná taxonómia
• Meranie β diverzity stanovišťa	Odhad na transektoch (FOSTER 1993)
• Meranie α diverzity stanovišťa	Odhad na 0,10 ha transektoch (KEEL <i>et al.</i> 1990)
• Meranie štruktúry, zloženia, diverzity a premeny habitu	SI/MAB biodiverzité plochy (1 ha)
• Hodnotenie interakcií v lese a viacfaxónový monitoring	SI/MAB biodiverzité plochy (1 ha)
• Výskum demografie vybraných druhov	50 ha lesné demografické plochy
• Výskum hlavných druhov ekosystémov (autekológia)	detailná inventarizácia cieľových skupín
• Výskum potenciálnych druhov pre farmakologické využitie	špecializované inventarizácie
• Výskum diverzity ekosystému	Komplexná biologická inventarizácia

4.3.8.2. INDEX VNÚTROPORASTOVEJ DIVERZITY - LLNS INDEX (LÄHDE *et al.* 1999)

Najvýznamnejšími komponentami diverzity v lesnom poraste sú podľa LÄHDEHO *et al.* (1999) bohatosť drevinových druhov a variabilita veľkosti stromu, veku a genetickej štruktúry. V týchto intenciách navrhli títo autori index vnútroporastovej diverzity nazývaný *LLNS* index.

Vstupnými veličinami pre výpočet tohto indexu sú:

1. počet stromov podľa druhov drevín;
2. $G.ha^{-1}$ podľa druhov drevín;
3. zásoba $V.ha^{-1}$ stojacich odumretých stromov pre jednotlivé druhy drevín;
4. zásoba $V.ha^{-1}$ spadnutých odumretých stromov pre jednotlivé druhy drevín;
5. pokrytie, resp. relatívna hustota podrastu (podrast $h \geq 0.5$; $d_{1,3} < 2$ cm);
6. výskyt zvláštnych stromov (určuje sa dôležitosť alebo počet, za vzácne stromy sú považované staré, veľké jedince, resp. vzácne poddruhy, variety a formy);
7. zásoba $V.ha^{-1}$ spráchniveného, resp. zhoreného dreva (pričom minimálna hrúbka spráchnivených kmeňov je 10 cm).

Výpočet samotného *LLNS* indexu pozostáva z výpočtu indexov diverzity jednotlivých zložiek štruktúrálnej diverzity podľa nasledovných vzťahov:

$$LLNS = IND_{LT} + IND_{DST} + IND_{DFT} + IND_{CW} + IND_{SP} \quad [75]$$

kde:

- IND_{LT} - index diverzity pre žijúce stromy, určí sa na základe (rovnice 76)
 IND_{DST} - index diverzity pre stojace odumreté stromy (rovnica 77)
 IND_{DFT} - index diverzity pre spadnuté odumreté stromy (rovnica 78)
 IND_{CW} - index diverzity pre spráchnivelé drevo (nadobúda hodnoty 0; 0.5; 1)
 IND_{SP} - index diverzity pre zvláštne stromy (nadobúda hodnoty 0; 0.5; 1)

$$IND_{LT} = \sum_{j=1}^N \left(LTMAX_j \cdot \left(1 - 1/e^{(HT_j \cdot KD/10)} \right) \right) \cdot \left(\sum_{j=1}^{HT} \left(\left(1 - 1/e^{((d_{1.3ji}/2)^2 \cdot \Pi \cdot L)^{100}} \right) + \left(1 - 1/e^{(SN_{ji}/100)} \right) \right) \right) / HT_j \quad [76]$$

$$IND_{DST} = \sum_{j=1}^N \left(DSTMAX_j \cdot \left(1 - 1/e^{(HT_j \cdot KD/10)} \right) \right) \cdot \left(\sum_{j=1}^{HT} \left(\left(1 - 1/e^{((d_{1.3ji}/2)^2 \cdot \Pi \cdot L)^{100}} \right) + \left(1 - 1/e^{(SN_{ji}/100)} \right) \right) \right) / HT_j \quad [77]$$

$$IND_{DFT} = \sum_{j=1}^N \left(DFTMAX_j \cdot \left(1 - 1/e^{(HT_j \cdot KD/10)} \right) \right) \cdot \left(\sum_{j=1}^{HT} \left(\left(1 - 1/e^{((d_{1.3ji}/2)^2 \cdot \Pi \cdot L)^{100}} \right) + \left(1 - 1/e^{(SN_{ji}/100)} \right) \right) \right) / HT_j \quad [78]$$

kde:

HT_j	- počet hrúbkových tried j - teho druhu ($j = 1 \dots N$)
KD	- šírka hrúbkovej triedy v cm ($1 \dots 50$)
$d_{1,3ji}$	- priemerná hrúbka i - tej hrúbkovej triedy j - teho druhu ($i = 1 \dots HT$)
SN_{ji}	- počet stromov j - tého druhu v i - tej hrúbkovej triede
$LTMAX_j$	- maximálna hodnota indexu diverzity žijúcich stromov pre j - ty druh (ihličnany=7, bežné listnáče=9, vzácne listnáče=11)
L	- relatívna dĺžka odumretého ležiaceho alebo stojaceho stromu (alebo časti stromu), ($L = 0 \dots 1$)
$DSTMAX_j$	- maximálna hodnota indexu diverzity stojacích odumretých stromov pre j - ty druh (ihličnany=3, bežné listnáče=5, vzácne listnáče=7)
$DFTMAX_j$	- maximálna hodnota indexu diverzity spadnutých odumretých stromov pre j - ty druh (ihličnany=3, bežné listnáče=5, vzácne listnáče=7)

Hodnotenie porastovej diverzity na základe tohto indexu je možné realizovať pomocou tabuľky (pre praktické použitie v teréne) alebo na základe vyššie uvedených matematických modelov. Klasifikácia diverzity medzi porastami je založená na vnútorporastovom diverzitnom skóre, na základe ktorého sa porast zatrieďuje do štyroch kvalitatívnych tried diverzity (výborná, dobrá, uspokojivá, slabá).

4.3.8.3. INDEX PORASTOVEJ DIVERZITY - B INDEX (JAEHNE & DOHRENBUSCH 1997)

Ďalšou metódou, ktorá sa snaží komplexnejšie hodnotiť diverzitu na úrovni lesného porastu, je metóda JAEHNEHO & DOHRENBUSCHA (1997). Títo autori navrhli tzv. *B* - index, ktorý pozostáva z určenia štyroch premenných vyjadrujúcej štruktúrnu diverzitu zložiek porastu. Sú to:

- druhové zloženie drevín (*DZD*);
- vertikálna štruktúra (*VŠ*);
- priestorové rozdelenie stromov (*PRS*);
- diferenciácia korún (*DK*).

Diverzita druhového zloženia, ktorá vychádza z myšlienky Shannonovho indexu, sa určuje na základe nasledovného vzťahu:

$$DZD = \log(S) \cdot (A - MA_{MAX} + MA_{MIN}) \quad [79]$$

kde:

S	- počet druhov drevín
A	- parameter, autori odporúčajú hodnotu 1,5
MA_{MAX}	- hodnota maximálneho zastúpenia dreviny
MA_{MIN}	- hodnota minimálneho zastúpenia dreviny

Premenná *DZD* dosahuje v čisto rovnorodých porastoch hodnotu 0 pričom za pomerne vysokú hodnotu na pomery zmiešaných porastov Strednej Európy sa považuje 2.

Diverzita vertikálnej štruktúry vyjadruje výškovú diferenciáciu medzi stromami tvoriacimi porast. Určuje sa na základe vzťahu využívajúceho parametre hrúbky, ktoré sú ľahko merateľné a dobre korelujú s výškou.

$$V\check{S} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^m d_{1.3MIN}}{\sum_{i=1}^m d_{1.3MAX}} \quad [80]$$

kde:

- m - počet meraných stromov
- $d_{1.3MIN}$ - hrúbka najtenších stromov (cm)
- $d_{1.3MAX}$ - hrúbka najhrubších stromov (cm)

Hodnota $V\check{S}$ sa v reálnych podmienkach pohybuje v rozpätí od 0.4 do 0.9.

Ďalšou premennou, ktorá vstupuje do výpočtu B – indexu, je diverzita priestorového zloženia.

Určuje sa na základe premennej PRS :

$$PRS = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n Ab_{MIN}}{\sum_{i=1}^n Ab_{MAX}} \right) \cdot ff \cdot st \quad [81]$$

kde:

- n - počet zmeraných rozostupov
- Ab - rozostup stromov (m)
- ff - korekčný faktor
- st - faktor zohľadňujúci pňové výmladky

K výpočtu premennej PRS je potrebné určiť dva korekčné faktory ff a st :

$$ff = U - \frac{1}{\frac{\sum_{i=1}^n Ab_{MIN}}{n} + \frac{\sum_{i=1}^n Ab_{MAX}}{n}} \quad [82]$$

$$st = M_{250} - 0.1 + 1 \quad [83]$$

kde:

- U - parameter, autori odporúčajú hodnotu 1.1
- M_{250} - počet pňových výmladkov na 250 m²

Premenná PRS sa v reálnych porastových podmienkach pohybuje v rozmedzí hodnôt 0 - 1.5.

Poslednou premennou vstupujúcou do rovnice B - indexu je premenná DK merajúca diferenciáciu korún.

$$DK = \left[1 - \log \left(\frac{\sum_{i=1}^m Hn_{MIN}}{m} \right) \right] + \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^m Kd_{MIN}}{\sum_{i=1}^m Kd_{MAX}} \right) \quad [84]$$

kde:

- m - počet meraných stromov
- Hn_{MIN} - najmenšia výška nasadenia koruny (m)
- Kd_{MIN} - najmenší priemer koruny (m)
- Kd_{MAX} - najväčší priemer koruny (m).

Na základe výpočtu vyššie uvedených premenných určíme index porastovej diverzity B :

$$B = V_1 \cdot DZD + V_2 \cdot V\check{S} + PRS + DK \quad [85]$$

kde:

- V_1, V_2 - váhové faktory ($V_1 = 4$ a $V_2 = 3$).

JAEHNE & DOHRENBUSCH (1997) ponúkajú aj celkové vyhodnotenie porastovej diverzity:

- $B \geq 9.0$ - veľmi rôznorodá výstavba porastu
- $8.0 \leq B < 8.9$ - rôznorodá výstavba porastu
- $6.0 \leq B < 8.0$ - nerovnomerná výstavba porastu
- $4.0 \leq B < 6.0$ - rovnomerná výstavba porastu
- $B < 4.0$ - monotónne porasty

4.3.9. ZHODNOTENIE METÓD KVANTIFIKÁCIE BIODIVERZITY

Už dlhú dobu sa v rozsiahlej ekologickej literatúre vedú polemiky o tom, ktorá metóda, resp. ktorý index je najvhodnejší na vyjadrenie biodiverzity spoločenstva. Biodiverzita je pojem veľmi všeobecný, čo potvrdil aj KAENELOV (1998) prieskum, a preto prvoradou úlohou je a bude ujednotiť a definovať základné zložky a elementy, ktoré sa stanú predmetom prieskumu na jednotlivých úrovniach a oblastiach pri hodnotení biodiverzity. Pri kvantifikácii biologickej diverzity je v tomto situácia o niečo jednoduchšia ako pri metódach komplexného merania napr. štrukturálnej diverzity. Vyplýva to z toho, že štrukturálna diverzita napr. lesného porastu v sebe zahŕňa veľké množstvo zložiek čo vytvára široký priestor pre konfrontáciu názorov a postojov rôznych autorov na danú problematiku. V oblasti kvantifikácie biologickej diverzity pôjde hlavne o to na akú úroveň rodov siahneme pri jej meraní. Jednoznačne a hlavne logicky správne definovanie týchto kritérií významne ovplyvní presnosť a správnosť dosiahnutých výsledkov. V najväčšej miere sa to dotýka inventarizácií a monitoringu lesných ekosystémov väčších územných celkov, kde nebude možné jednak z finančných ako aj z časových dôvodov zabezpečiť veľmi podrobný prieskum. Navyše v týchto prípadoch bude biodiverzita zisťovaná výberovými metódami na skusných plochách a zisťované kritériá musia byť vybrané tak, aby vykazovali aj určitú časovú stálosť. Napr. do informačného spektra by sme nemali zahrnúť také zložky, ktorých výskyt závisí napr. od počasia

atď., pretože počas dlhodobého monitorovacieho cyklu bude veľmi ťažké zabezpečiť homogenitu zisťovania takejto veličiny.

Hodnotenie biodiverzity by sa podľa nášho názoru nemalo zakladať len na počte druhov, pretože spoločenstvo je veľmi komplikovaný systém na to, aby sme ho hodnotili len na podklade jeho jednej zložky. Metódy, ktorých prvoradou úlohou je stanoviť iba počet druhov, nepovažujeme preto v tomto smere za vyhovujúce pre kvantifikáciu biologickej diverzity. Sme za to aby kvantifikátor, ktorým biologickú diverzitu posudzujeme, v sebe zahŕňal zastúpenie množstva produkcie resp. biomasy (vyjadrené aj nepriamo prostredníctvom odvodených taxačných charakteristík) jednotlivých druhov nachádzajúcich sa v hodnotenom spoločenstve. Kvantifikácia biologickej diverzity na tomto základe poskytuje vierohodnotnejší obraz o jej stave a to hlavne v nadväznosti na výskum interakcií medzi ňou a naturálnou produkciou, či ekologickou stabilitou. Vybraté teórie s tým súvisiace popíšeme v nasledujúcich statiach.

V texte uvedené metódy kvantifikácie biodiverzity nie je možné použiť na všetkých úrovniach jej merania. SI/MAB program však predstavuje metodiku, ktorá sa snaží zaistiť jednotné hodnotenie biodiverzity na všetkých jej úrovniach, čo koniec koncov veľmi uľahčuje spracovanie a vyhodnotenie zozbieraných údajov. Metódy ako Rarefraction, Jackknife, Bootstrap, či metódy logaritmickeho radu alebo lognormálneho rozdelenia atď. poskytujú uspokojivé výsledky len za platnosti určitých podmienok, ktoré je možné v lesných ekosystémoch len ťažko splniť. Taktiež použitie týchto metód pri veľkoplošných zisťovaniach na krajinej resp. národnej úrovni by nebolo veľmi adekvátne, pretože tieto metódy sa zakladajú na určení celkového počtu vyskytujúcich sa druhov a to je takmer nemožné.

Z celkovej úvahy sa nám ako najvhodnejšia javí metóda indexov biodiverzity. Aj keď určitá skupina autorov kritizuje nedostatky niektorých indexov, indexy predstavujú veľmi jednoduchú a efektívnu metódu ohodnotenia biodiverzity. Klady, ktoré nás viedli k rozhodnutiu postaviť hodnotenie biodiverzity na podklade indexov sú:

- biodiverzita je charakterizovaná len jedným číslom (čo niektorí autori považujú za nedostatok);
- výpočet indexov je jednoduchý;
- pre výpočet indexov nie je potrebné náročné materiálne-technické vybavenie;
- jedna kvantitatívna hodnota sa dá ľahko previesť na kvalitatívne hodnotenie (malý, stredný atď. stupeň biodiverzity);
- indexy biodiverzity patria medzi neparamaterické metódy, čo odstraňuje niektoré teoretické problémy parametrických metód;
- indexovanú hodnotu je možné pri niektorých indexoch ľahko ekologicky interpretovať;

- hodnota indexov je nezávislá na vertikálnej štruktúre populácie ako aj na jej vývojovom štádiu;
- indexami biodiverzity je možné zachytiť všetky tri zložky biodiverzity samostatne;
- indexy heterogenity a vyrovnanosti je možné vypočítať z rôznych porastových veličín, čo umožňuje zohľadniť množstvo vyprodukovanej biomasy jednotlivými druhmi;
- pri vhodnom výbere indexov biodiverzity a ich kombinácii môžeme získať jednoduchú metódu pre komplexné hodnotenie biodiverzity;

Výhoda charakterizovania biodiverzity zloženej z troch rôznych znakov jedným číslom spočíva v tom, že toto jedno číslo poskytuje komplexný, sumárny pohľad a zároveň vznikajú menšie problémy pri ich vyhodnocovaní. Ak je vlastnosť vyjadrená 2 a viac číslami, vzniká veľké množstvo kombinácií, ktoré spôsobujú ťažkosti pri výslednom zhodnotení. Avšak integrácia viacerých znakov do jedného čísla má tiež určité nedostatky, pretože je potrebné pred samotným použitím takéhoto indexu vyšetriť vplyv jednotlivých znakov na výslednú hodnotu indexu. Nezávislosť indexov biodiverzity od vertikálnej štruktúry vysvetľujeme tým, že je jedno o aký typ porastu ide (rovnoveký – rôznoveký), rozhodujúce je iba zastúpenie druhov. To isté platí aj o vývojovom štádiu, teda či ide o mladý alebo starý porast, na indexy biodiverzity to nemá žiadny vplyv.

4.4. BIODIVERZITA VERSUS NATURÁLNA PRODUKCIA

Veľmi debatovanou otázkou v odbornej literatúre je experimentálny vzťah medzi produktivitou stanovišťa a diverzitou spoločenstva. Tento vzťah má vo väčšine prípadov oblúkovitý tvar s maximom pri priemernej produktivite a minimom pri oboch extrémoch, teda pri malej resp. veľkej produktivite. Takýto tvar oblúkovej krivky bol popísaný pri rastlinných ako aj živočíšnych spoločenstvách. Bohužiaľ doteraz neexistuje všeobecný model, ktorý by vysvetľoval tento vzťah. Táto problematika bola podrobne študovaná na konci 80. rokov (ROZENZWEIG & ABRAMSKY 1993).

Oblúkovitý tvar vzťahu diverzita - produktivita je pomerne logický. Veľmi dobre môže byť prepojený so známou teóriou „práva limitujúceho faktora“. Pre akýkoľvek druh v hociktorej lokalite existuje určitá hranica produktivity. Faktory stanovišťa sú pritom veľmi limitujúce pre prežitie tohto druhu a preto, ak táto hranica klesá, viac a viac druhov môže túto osudnú hranicu prekročiť a naopak, menej a menej druhov tam môže prežiť. Pokles v diverzite s rastúcou produktivitou po jej vrchole je veľkou záhadou a preto sa stal stredobodom pozornosti veľkej skupiny výskumníkov, čo prinieslo veľké množstvo vysvetlení a hypotéz, ale ani jedna z nich nebola dostatočne uspokojivá. Ako príklad uvedieme aspoň dve z nich.

Jedna z hypotéz dáva do súvisu diverzitu druhov k mikrostanovištnej diverzite (ROZENZWEIG & ABRAMSKY 1993). V teoretickej ekológii je dobre známy poznatok, že jedna ekologická nika môže „uniesť“ iba jeden druh. Táto teória, tiež nazývaná ako „teória niky“, tvrdí, že priemerné stanovištia majú viac ník ako veľmi chudobné alebo veľmi bohaté stanovištia, na základe čoho môžeme dospieť k záveru, že majú vyššiu druhovú diverzitu. Môžeme to ilustrovať na vplyve troch bežných stanovištných faktorov: teplo, voda, živiny. Na chudobných stanovištiach (studené, suché, s málo živinami) majú všetky faktory nízke hodnoty, čo vedie ku existencii jedinečnej kombinácii faktorov, ktoré vytvárajú špecifickú lokalitu s veľmi nízkou produktivitou. Na bohatých stanovištiach (teplé, vlhké a bohaté na živiny) existuje takisto iba jedinečná kombinácia faktorov stanovišťa, ktorá vedie k jednému špecifickému stanovištiu. Naopak na priemerných stanovištiach môže existovať veľa kombinácií stanovištných faktorov, pričom každá kombinácia predstavuje určitú ekologickú niku, ktorá môže uniesť určité spoločenstvo. Tento predpoklad stanovuje, že diverzita spoločenstva odráža diverzitu stanovišť, ktorá je maximálna na priemerných lokalitách.

Druhá z hypotéz je založená na teórii „práva limitujúceho faktora“ (ROZENZWEIG & ABRAMSKY 1993). Pri vysokej produktivite môžu takmer všetky druhy na určitom stanovišti potenciálne prežiť. Prítomnosť veľkého počtu druhov však vedie k silnej kompetícii a nízka diverzita môže byť dôsledkom prežitia najsilnejších jedincov.

V lesníckych aplikáciách táto problematika úzko súvisí s výskumom produkcie zmiešaných porastov. Existuje snaha o vypracovanie modelov, na základe ktorých by bolo možné určovať zásobu porastov pri určitých typoch a formách zmiešania. Táto problematika sa stáva v súčasnosti vysoko aktuálna, pretože prijatím princípov trvaloudržateľného a prírode blízkeho pestovania lesov dochádza na Slovensku k veľkým premenám v hospodárení v lesoch. Vplyvom takéhoto hospodárenia dochádza k nárastu výmery rôznovekých a rôznorodých porastov, čo sťažuje použitie doteraz používaných dendrometrických modelov. V tomto smere je potrebné vysoko vyzdvihnúť tvorbu rôznych stromových simulačných programov, ktoré dokážu predikovať aj vývoj produkcie zmiešaných porastov (HASENAUER 1994, STERBA & MOSER & MONSERUD 1995, NAGEL 1995, KAHN & PRETZSCH 1997).

4.5. BIODIVERZITA VERSUS EKOLOGICKÁ STABILITA

Väčšina ekológov sa zhoduje na tom, že druhová diverzita je dobrým základom pre dlhotrvajúce prežitie spoločenstva, t.j. spoločenstvo, ktoré je tvorené len malým počtom druhov, je viac náchylné na zánik ako druhovo-bohaté spoločenstvo. Z tohto dôvodu je diverzita implicitne prepojená so stabilitou. Táto teória založená prevažne na bežnom pragmatickom základe a nie na

vedeckých argumentoch bola otrasená, keď MAY (1973) pomocou LOTKA - VOLTERRA systémov prezentoval, že stabilita sa znižuje so zvyšovaním komplexnosti iterácií, t.j. so zvyšovaním hodnoty Simpsonovho indexu diverzity. Mayov argument bol založený na analýze stability systému cez linearizáciu okolia rovnováhy. Inými slovami povedané, náhodný Lotka-Volterov systém je stabilný vtedy, ak je v ňom iba pár prepojených druhov alebo ak je intenzita tohto prepojenia nízka. Veľa dôležitých prepojení vedie k nestabilite. Či táto vlastnosť platí všeobecne pre všetky systémy, je stále otáznou. Samozrejme, že takéto tvrdenie vyvolalo veľkú polemiku a rýchle reakcie protiargumentov boli založené na tom, že prepojenia v rámci ekosystému nie sú rozmiestnené náhodne a existuje v ňom dôsledná štrukturalizácia, čo by práve naopak malo viesť k zvyšovaniu stability. Stručný prierez vývojom v tejto oblasti od prvej práce Maya môžeme nájsť v SIGMUND (1995).

V lesníckych aplikáciách je táto problematika tiež veľmi debatovaná a je jej venovaná náležitá pozornosť. Stabilita lesných porastov je jedným z hlavných prvkov princípu trvaloudržateľného hospodárenia v lesoch, ktorý bol prijatý na Helsinskej konferencii o ochrane lesov v Európe. Jej význam narastá hlavne v poslednom období, keď pri „zhoršovaní - zmene“ životného prostredia dochádza čoraz k častejším a rozsiahlejším kalamitám.

To, že stabilita lesných ekosystémov je v úzkom spojení s biodiverzitou, je bezpochybné. STOLINA (1996) v tejto súvislosti konštatuje, že:

- druhová diverzita je jedným z indikátorov na posudzovanie pôvodnosti a stability lesného ekosystému;
- nie každé zvyšovanie druhovej diverzity lesného ekosystému je znakom jeho zvyšujúcej sa prirodzenosti a stability;
- prírodné a zachovalé prirodzené lesné ekosystémy, ktoré nie sú vystavené rušivým antropogénnym vplyvom, sa vyznačujú špecifickou druhovou diverzitou adekvátnou daným podmienkam abiotického prostredia, tá je výsledkom dlhodobého synekologicko-selektívneho adaptačného procesu a súčasne je aj významným indikátorom miery prirodzenosti a stability (odolnosti) lesného ekosystému.

Biodiverzita by preto mala byť zakomponovaná do modelov ekologickej stability porastov. Bohužiaľ, metodika určovania ekologickej stability na Slovensku (Dočasná príručka pre prieskum ekológie lesa, Pracovné postupy HÚL) okrem toho, že je subjektívnym meradlom, s biodiverzitou ako takou neuvažuje, čo je pomerne veľkým nedostatkom, ktorý by bolo potrebné odstrániť.

4.6. SÚČASNÝ STAV ZISŤOVANIA BIODIVERZITY V LESNÝCH EKOSYSTÉMOCH NA SLOVENSKU

Implementácia strategických cieľov schválených v „Národnej stratégii ochrany biodiverzity na Slovensku“ nedala na seba dlho čakať a v roku 1996 bol vytvorený vedecko-technický projekt „Zachovanie biodiverzity vybraných lesných spoločenstiev a ich integrovaná ochrana“, ktorého riešiteľským garantom bol Lesnícky Výskumný Ústav. Projekt je členený do siedmych čiastkových projektov, v rámci ktorých sa riešil čiastkový projekt 01 „Hodnotenie stavu biodiverzity lesných spoločenstiev“ a jeho riešenie bolo ukončené v roku 1999. Práca na tomto projekte priniesla pilotné výsledky v oblasti zisťovania biodiverzity, pretože metódy komplexného monitorovania biodiverzity sú na Slovensku v úplnom začiatku. Vo väčšine prác, ktoré do tohto času vznikli, sa autori pri hodnotení biodiverzity opierajú o rôzne hospodársko-úpravnícke opatrenia, ktorých cieľom je zachovať prirodzenú diverzitu v lesných ekosystémoch (HLAVÁČ 1996, KORPEL *et al.* 1994).

Ucelenejší metodický návrh hodnotenia biodiverzity prináša až riešenie vyššie uvedeného projektu JANKOVIČOM *et al.* (1999,2000). Predkladaný postup bol odskúšaný na dvoch modelových územiach: MÚ I (Vajskovská a Lomníštá dolina – 5226.6 ha) a MÚ II (Magura – 1947.6 ha). Systém pre hodnotenie biodiverzity je založený na výberových spôsoboch zisťovania vstupných veličín na trvalých monitorovacích plochách a je kombináciou priameho a nepriameho hodnotenia druhovej diverzity a kvality lesnej biocenózy. Samotné zisťovanie podkladových údajov sa vykonáva na skusnej ploche o výmere 300 m² v trvalo fixovanej monitorovacej sieti v rozstupe 0.5 x 1 resp. 0.5 x 0.5 km. Na každej skusnej ploche sa hodnotí: stav bylinnej vegetácie, stromová krovinná vrstva a prirodzené zmladenie, odumretá a rozkladajúca sa drevná hmota, zdravotný stav a produkčná charakteristika. Kvantifikácia stavu biodiverzity pozostáva z určenia týchto parametrov (JANKOVIČ *et al.* 1999):

- na každej monitorovacej ploche sa vypočíta ekologická významnosť (zastúpenie) každého druhu v príslušnej vrstve (stromová, krovinná a nedrevná vegetácia);
- z ekologickej významnosti jednotlivých druhov sa na každej monitorovacej ploche vypočítajú indexy diverzity (Shannonov, Simpsonov index a Hillove indexy) samostatne pre každú vrstvu.

Určené parametre sa používajú pre vyhodnotenie

- druhovej diverzity;
 - * na jednotlivých monitorovacích plochách;
 - * na celom monitorovacom území (metódou súčtu);
- štruktúrálnej diverzity stromovej vrstvy;

- škálovej diverzity (JURKO 1990).

Aj keď je táto práca významným prínosom v tejto oblasti, chýbajú v nej hlbšie rozbor a odôvodnenia použitia vybraných indexov biodiverzity. Veľkosť skusnej plochy 300 m² nie je podľa nášho názoru postačujúca, pretože v starších porastoch sa na nej zachytí malý počet stromov, čo môže viesť k vychýleným odhadom diverzity. Práca taktiež neobsahuje stupnicu, ktorou by sa biodiverzita na základe použitých indexov vyhodnotila okrem indexu škálovej diverzity (JURKO 1990).

Výskum genetickej diverzity jednotlivých drevín zahŕňa štúdium fylogenézy, fenotypovej variability (morfologický a provenienčný výskum) a genetickej variability pomocou genetických markérov. Na Slovensku sa tento výskum realizuje už dlhšie obdobie, aj keď doposiaľ boli jeho základy postavené na fenotypovej premenlivosti. Pomocou genetických markérov a výsledkov provenienčného výskumu sa však namiesto odhadov získavajú merateľné údaje o genetickej diferenciácii ekotypov a populácií. Navyše genetické markéry umožňujú priamy odhad toho, akú časť genetickej diverzity tej-ktorej dreviny sa darí podchytiť v semenných sadoch, klonových archívoch a génových základniach. Vzhľadom na náročnosť takéhoto výskumu boli v prvej etape vybrané dve naše najrozšírenejšie dreviny - buk a smrek. Pre izoenzymové analýzy sa pri drevine smrek odobral experimentálny materiál zo 14 autochtónnych populácií smreka z lokalít, ktoré reprezentujú rôzne geomorfologické oblasti Slovenska a pri drevine buk ide o 29 populácií z 8 geomorfologických celkov (LONGAUER *et al.* 1998, JANKOVIČ *et al.* 1999). Vzhľadom na to, že hodnotenie genetickej diverzity predstavuje samostatnú oblasť a nie je predmetom riešenia tejto dizertačnej práce, zostaneme len pri tejto krátkej informácii.

5. ROZBOR NOVÝCH VARIANTOV NA HODNOTENIE BIODIVERZITY STROMOVEJ VRSTVY V LESNÝCH EKOSYSTÉMOCH

V intenciách integrovaného zisťovania a monitorovania stavu lesa sa pohybuje aj náš výskum hodnotenia biodiverzity, v súčasnosti len stromovej vrstvy, ktorý sme prispôbili výberovému zisťovaniu na skusných plochách. Hodnotenie biodiverzity pritom zakladáme na metóde priemeru, pretože:

- chceme využiť a nadviazať na v súčasnosti používané moderné výberové postupy a dizajny, ktoré sa aplikujú pri monitorovaní produkčného a zdravotného stavu lesa;
- metóda priemeru zaručuje, že kvantifikátor biodiverzity sa vzťahuje na presne ohraničenú veľkosť spoločenstva. Pri použití tzv. optimálne veľkých skusných plôch (ŠMELKO 1968) je možné pomerne jednoducho interpretovať výsledok hodnotenia, napr. v skúmanom spoločenstve A sa v priemere na 20 stromov zachytí priemerne $N_0 = 4 \pm 1$ druhov a v spoločenstve B $N_0 = 6 \pm 0.5$ druhov. Takto postavený výsledok je ľahko pochopiteľný aj pre v danej problematike menej zainteresované osoby a je jednoduché určiť, že spoločenstvo B má o niečo vyššiu biodiverzitu ako spoločenstvo A . Navyše, hodnotenie biodiverzity metódou priemeru nie je ťažké zmeniť na hodnotenie metódou súčtu, pretože údaje zo skusných plôch sú známe a pre výpočet kvantifikátora biodiverzity použijeme len iný algoritmus;
- použitím metódy priemeru minimalizujeme riziko vzniku veľkých systematických chýb, pretože intenzita výberu pri regionálnych inventarizáciách je veľmi malá.

V tejto kapitole si kladieme za cieľ:

- preskúmať vhodnosť použitia porastových veličín (zásoba, kruhová základňa, počet stromov) pre výpočet indexov biodiverzity;
- preskúmať vplyv vybraných faktorov na veľkosť indexov biodiverzity;
- analyzovať vplyv vybraných faktorov na variabilitu indexov biodiverzity po ploche populácie;
- navrhnúť stupnicu biodiverzity pre stromovú vrstvu.

Tieto čiastkové ciele aplikujeme na vyselektovanú časť indexov biodiverzity (N_0 , $R1$, $R2$, λ , H , N_1 , N_2 , $E1$, $E3$ a $E5$) a riešime ich na podklade viacerých modelových lesných porastov s rozličnou štruktúrou.

5.1. PODKLADOVÝ MATERIÁL

Empirický materiál pre komplexné zhodnotenie indexov biodiverzity sa získal z porastových modelov. Porastové modely (PM) predstavujú trvalé výskumné plochy, ktoré boli založené za účelom overovania reprezentatívnych plôch inventarizácie lesa (ŠMELKO 1979). Ide o plochy s

pomerne veľkou výmerou (3-7 ha) umiestnené v porastoch s typickou štruktúrou na území ŠLP TU vo Zvolene. Všetky stromy na ploche sú priebežne očíslované a ich pozícia na ploche je zachytená súradnicami v pravouhlej sústave X, Y . Na každom strome sa zistili základné taxačné znaky: drevina, hrúbka ($d_{1,3}$), výška (h), objem (v). Pre účely prieskumu sme použili desať takýchto porastových modelov. Vzhľadom na to, že medzi reálnymi PM sa nenachádzal taký model, ktorý by reprezentoval porasty s veľmi veľkou druhovou bohatosťou, diverzitou a vyrovnanosťou nasimulovali sme ho umelo (PM 10) použitím softwaru SILVA 2.2 (PRETZSCH *et al.* 1998). Základné údaje o vybraných PM sú uvedené v tabuľke 3.

PM reprezentujú určitú štruktúru lesa od typu silne diverzifikovaného (PM 10, 2) až po rovnorodý porast (PM 5). Všetky modelové porasty boli rozčlenené na plôšky o veľkosti, ktorá zodpovedala optimálnej výmere skusnej plochy (ŠMELKO 1968), t.j. výmere, na ktorej sa zachytí cca 20 stromov. Na týchto plôškach sa určili porastové veličiny (kruhovú základňu G , zásoba V a počet stromov M) pre jednotlivé druhy drevín a na každej takejto plôške sa potom osobitne z každej porastovej veličiny kvantifikovali indexy biodiverzity. Použitie týchto veličín vo výpočte má svoje opodstatnenie. Kým pri použití porastovej veličiny M zanedbávame veľkosť stromov, G už zohľadňuje ich veľkosť prostredníctvom hrúbky (tá je k tomu umocnená na druhú) a pri V berieme do úvahy už aj výšku stromov. Pred samotným výpočtom indexov boli porastové veličiny upravené prepočtom na 1 ha podľa vzťahu:

$$X_i = Y_i / pl_i \quad [86]$$

kde: X_i - porastová veličina na 1 ha

Y_i - porastová veličina zachytená na i -tej plôške o výmere pl_i

Týmto krokom sme štandardizovali porastové veličiny na rovnakú zrovnávaciu mieru, aj keď boli zachytené na plôškach o rozličnej výmere. V ďalšom kroku boli indexy v každom PM štatisticky zhodnotené (vypočítal sa aritmetický priemer μ , smerodajná odchýlka σ_x a variačný koeficient $\sigma_x\%$) osobitne pre každý index biodiverzity a porastovú veličinu. Tieto údaje sú presnými hodnotami a charakterizujú tzv. základný súbor, pretože ich výpočet vychádzal z celej plochy PM a zo všetkých stromov, ktoré sa v danom PM nachádzali (tabuľka P 1, P - príloha).

Keďže každý porast reprezentuje určitý stupeň diverzifikácie, bolo veľmi žiadúce, kvôli jednoduchšiemu, ale pri tom objektívnemu porovnávaní slovne oklasifikovať túto diverzitu, čo sme vykonali vytvorením štyroch stupňov biodiverzity (malý MS, stredný SS, veľký VS a veľmi veľký VVS). Na tomto mieste je potrebné pripomenúť, že stupeň biodiverzity je výsledkom hodnotenia jednej osoby, pretože v popredí stojí celková metodika hodnotenia biodiverzity. Určenie stupňa biodiverzity príslušného PM sa realizovalo na základe komplexného posúdenia jeho štruktúry, teda zohľadnil sa:

- počet druhov;
- rozmiestnenie druhov po ploche porastu;
- zastúpenie jednotlivých druhov a vyrovnanosť v zastúpení medzi nimi.

Výsledné stupne biodiverzity PM obsahuje tabuľka 3.

Tabuľka 3. Základná charakteristika porastových modelov.

PM	Výmera [ha]	Vek [r]	G.ha ⁻¹ [m ²]	V.ha ⁻¹ [m ³]	M.ha ⁻¹ [ks]	Poč. druh. [ks]	Zastúpenie drevín podľa G/ha ⁻¹ [%]	Optim. vým. pl. [ha]	Počet plôšok [ks]	Stupeň biodiv.
1	4.12	110	33.6	341.6	483	6	BK 49.9, DB 44.5, HB 2.7, JD 2.2, JV 0.6, LP 0.07	0.04	103	SS
2	3.12	90	27.9	307.8	542	10	BK 51.8, JD 21.8, HB 20.6, JV 1.6, CR 1.4, LP 1.0, BT 0.7, BR 0.5, DB 0.3, JS 0.2	0.04	78	VS
3	2.98	75	31.4	275.6	710	7	BK 45.9, DB 44.9, JD 6.7, HB 2.1, JV 0.1, CR 0.04, LP 0.02	0.03	99	SS
4	5.16	50	26.2	208.5	950	6	DB 99.6, HB 0.4, SM 0.02, JD 0.02, BK 0.02, LP 0.02	0.02	258	MS
5*	5.16	70	29.4	310.4	560	1	DB 100	0.04	129	MS
6	6.16	70	41.9	554.4	766	5	SM 58.2, JD 27.0, DB 14.7, JV 0.04, BK 0.004	0.03	206	SS
7	6.48	70	28.4	254.3	920	7	DB 52.4, HB 39.1, LP 5.4, BK 2.4, JV 0.4, CS 0.1, JD 0.1	0.02	324	SS
8	6.48	70	23.5	209.1	803	7	DB 52.4, HB 39.8, LP 4.9 BK 2.2, JV 0.5, JD 0.1, CS 0.1	0.02	324	SS
9	6.48	90	29.6	300.1	672	6	DB 50.5, HB 39.5, LP 6.0, BK 3.4, JV 0.5, CS 0.1	0.03	216	SS
10**	6.25	72	38.6	434.1	681	10	SM 21.6, JD 20.5, SMC 18.3, BK 15.8, BO 8.1, DB 6.7, JV 2.7, BT 2.7, LP 2.7, JS 1.1	0.03	208	VVS

Poznámka: *PM 5 reprezentuje čistý rovnorodý porast, ktorý zväčša slúži len ako prirovnávacía miera; **porastový model umelo nasimulovaný; Stupeň biodiverzity MS- malý, SS- stredný, VS- veľký, VVS-veľmi veľký

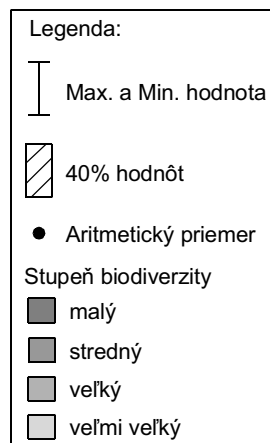
5.2. MOŽNOSTI POUŽITIA DENDROMETRICKÝCH VELIČÍN PRE KVANTIFIKÁCIU BIODIVERZITY

Pri výpočte indexov biodiverzity a následnom hodnotení biodiverzity stromovej vrstvy môžeme vychádzať z rôznych dendrometrických veličín. Týka sa to hlavne indexov diverzity a vyrovnanosti. Na začiatku ich vývoja bola smerodajná veličina pre ich kvantifikáciu počet jedincov. Až neskôr sa objavili práce, v ktorých sa autori zhodli na tom, že zastúpenie resp. dôležitosť druhov v spoločenstve by mala byť založená na produkcii alebo biomase (HURLBERT 1971, LYONS 1981, KÖHL & ZINGG 1995, ZAHL 1977, SWINDEN & SMITH & ABT 1991, SCHOONMAKER & MCKEE 1988, INNES & KRÄUCHI 1995). Hodnotenie biodiverzity stromovej vrstvy v lesných porastoch je jedným z prípadov, kedy pre kvantifikáciu biodiverzity môžeme použiť viacero dendrometrických veličín, z ktorých najdôležitejšie sú zásoba V , kruhová základňa G a počet stromov M .

5.2.1. POSÚDENIE SPRÁVNOSTI URČENIA BIODIVERZITY

Pojem správnosť označuje, že metóda, prístroj alebo meracia pomôcka nemá systematickú chybu, teda poskytuje nevychýlené výsledky. Túto požiadavku vznesenú na indexy biodiverzity sme overili tak, že sme porovnali biodiverzitu určenú indexami biodiverzity s nami na základe komplexného zhodnotenia stanovenými stupňami biodiverzity. V tomto smere je potrebné podotknúť, že biodiverzitu posudzujeme na základe konceptu predloženom Bruciamacchiom v kapitole 4.3. Aby sme zobjektívizovali určovanie stupňov biodiverzity, vypracovali sme pre každý index biodiverzity ich hraničné rozpätia. Pri tvorbe hraníc medzi stupňami biodiverzity sme zohľadňovali nasledujúce kritériá a použili tento postup:

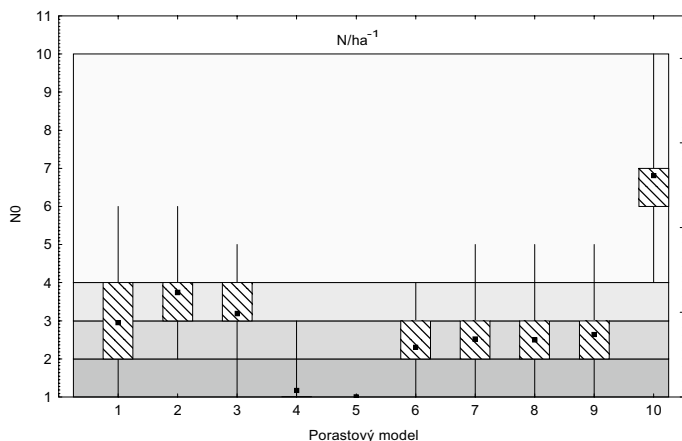
1. hranice medzi stupňami biodiverzity sme určovali samostatne pre každú zo skúmaných porastových veličín. Výber konkrétnej porastovej veličiny pri určovaní biodiverzity závisí len od toho, či chceme zohľadniť resp. ignorovať veľkosť jedincov. Toto zanedbanie alebo akceptácia veľkosti sa viditeľne prejaví v zastúpení druhov (pri použití M bude zastúpenie iné ako pri V) a tým samozrejme aj vo vyrovnanosti zastúpenia medzi nimi. Je jasné, že táto zmena sa potom prejaví aj v iných hodnotách indexov biodiverzity. Aby sme vyrovnali rozdiely, ktoré so sebou prinášajú jednotlivé porastové veličiny, relativizovali sme ich práve postupom tvorby hraníc medzi stupňami biodiverzity samostatne pre každú porastovú veličinu. Znamená to, že ak je napr. porast XY oklasifikovaný stredným stupňom biodiverzity, mali by sme tento stupeň určiť aj indexom biodiverzity bez ohľadu na to, akú porastovú veličinu použijeme;
2. pri tvorbe stupňov biodiverzity sme dbali na to, aby dĺžka intervalov jednotlivých stupňov biodiverzity bola rovnaká (okrem okrajových tried, pretože tie nie je možné jednoznačne uzavrieť);
3. pre orientačné nájdenie hranice medzi dvoma stupňami biodiverzity sme použili diskriminačnú analýzu, kde sme na základe optimálneho diskriminačného skóre vypočítali prahovú – hraničnú hodnotu, ktorú príslušný index dosiahne, ak sa nachádza medzi dvoma stupňami biodiverzity;
4. záverečná práca pri tvorbe hraníc medzi stupňami biodiverzity spočívala v tom, že sme si graficky znázornili polohu aritmetického priemeru indexov biodiverzity vypočítaného zo všetkých skusných plôch (všetky PM samostatne po porastových veličinách), interval medzi 30 a 70% kvantilom, teda rozsah, v ktorom sa nachádza 40% hodnôt ležiacich najbližšie k stredovej hodnote a interval medzi maximálnou a minimálnou hodnotou.



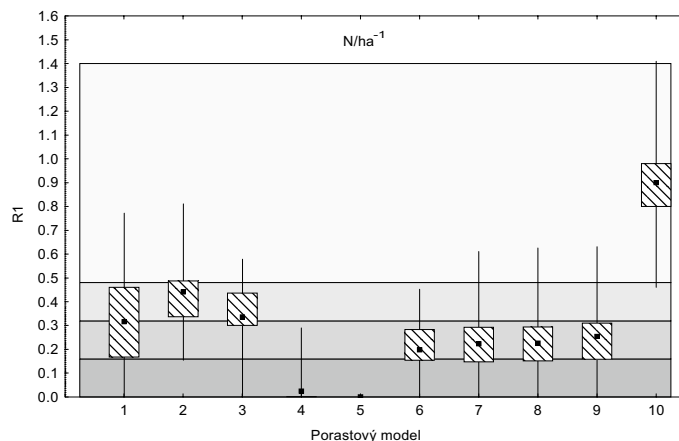
Zohľadnením všetkých štyroch bodov sme potom upravili a doladili polohu hraníc medzi stupňami biodiverzity pri všetkých indexoch.

Grafická forma hraníc medzi stupňami biodiverzity je zobrazená na obrázkoch 48-57 a ich číselné vymedzenie obsahuje tabuľka 4. Na tomto mieste je potrebné upozorniť, že vytvorené hranice stupňov biodiverzity pre jednotlivé indexy platia len pre zisťovania na optimálne veľkých skusných plochách obsahujúcich približne rovnaký počet stromov (cca 20).

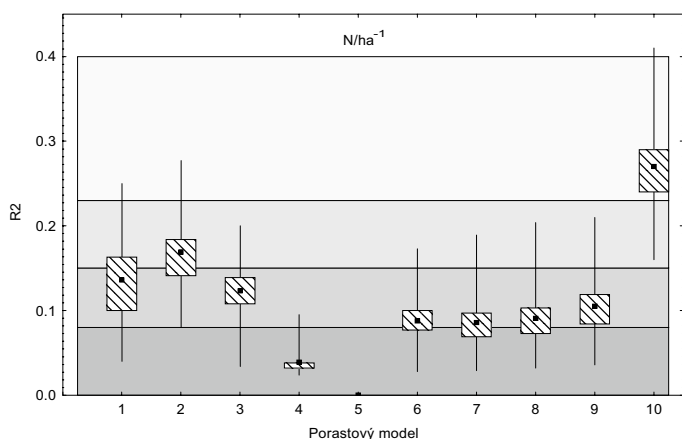
Obrázok 48. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe N_0 .



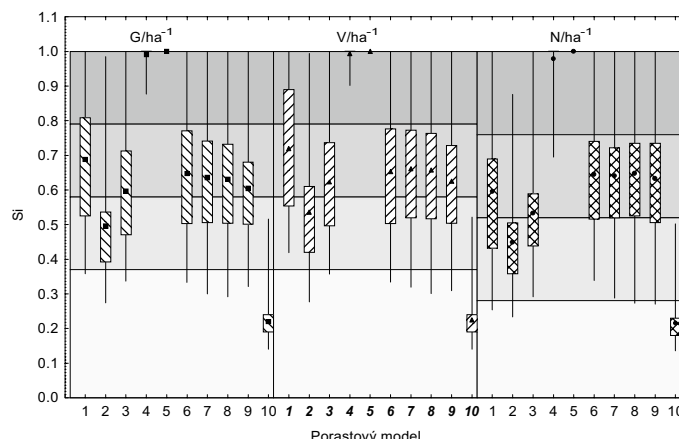
Obrázok 49. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe $R1$.



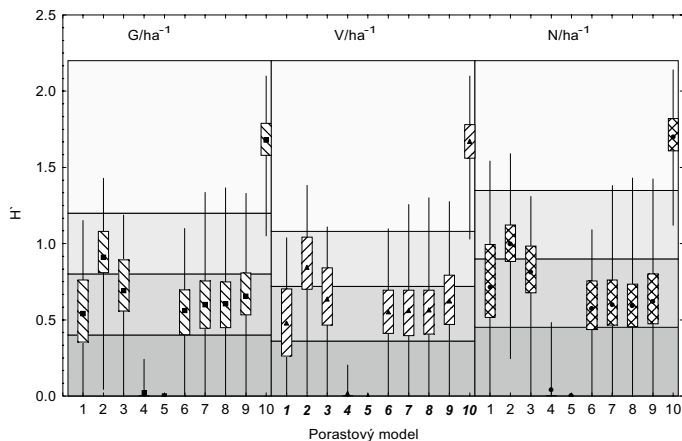
Obrázok 50. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe $R2$.



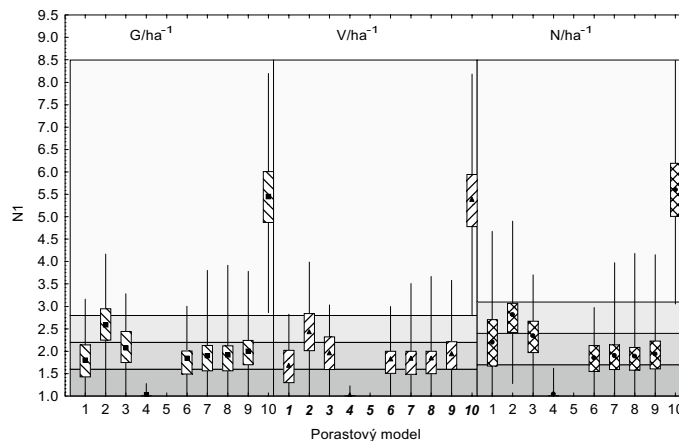
Obrázok 51. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe λ .



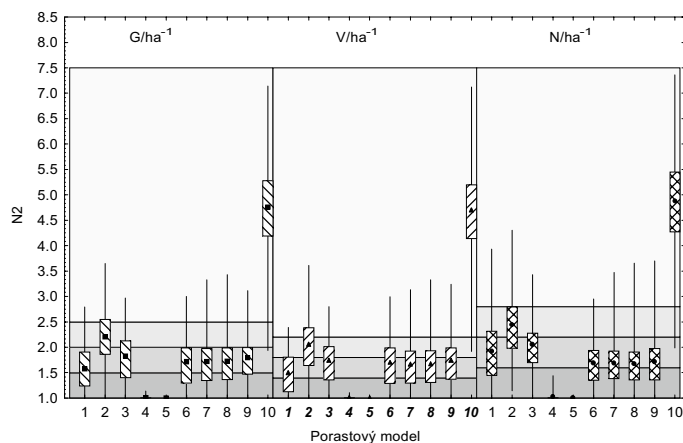
Obrázok 52. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe H' .



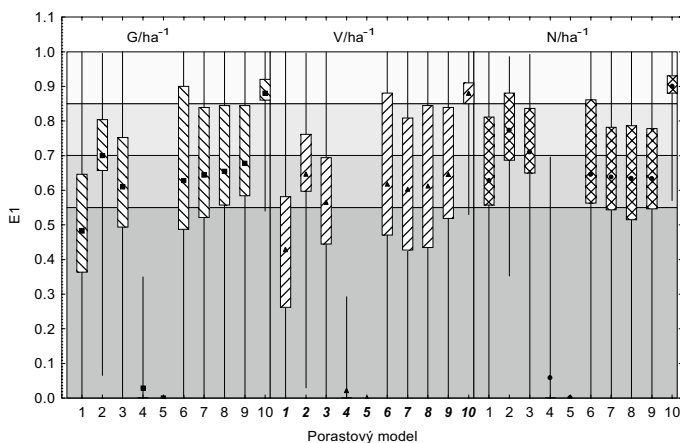
Obrázok 53. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe N_1 .



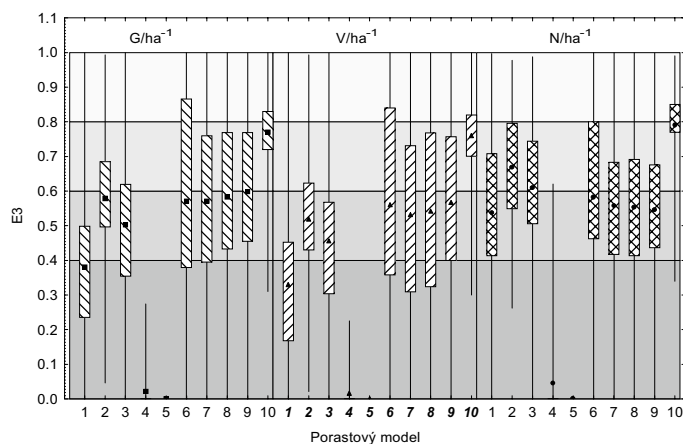
Obrázok 54. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe N_2 .



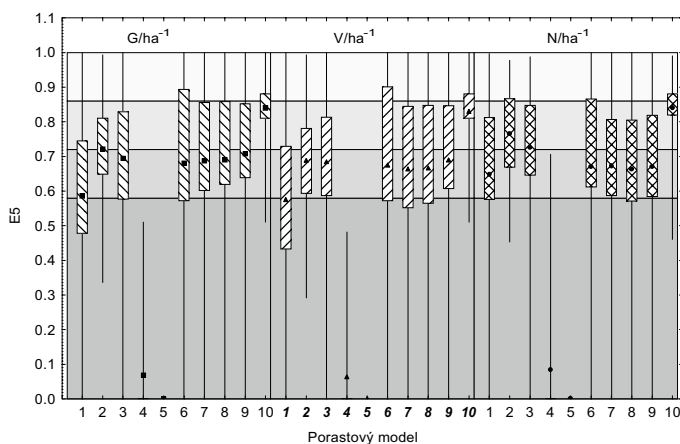
Obrázok 55. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe $E1$.



Obrázok 56. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe $E2$.



Obrázok 57. Grafické vymedzenie stupňov biodiverzity pri indexe $E3$.



Tabuľka 4. Rozpätia stupňov biodiverzity pri jednotlivých indexoch biodiverzity.

Index biodiv.	Porastová veličina	Stupeň biodiverzity			
		Malý	Stredný	Veľký	Veľmi veľký
N_0	$M.ha^{-1}$	1.00 - 2.00	2.10 - 3.00	3.1 - 4.00	nad 4.10
$R1$	$M.ha^{-1}$	0.00 - 0.16	0.17 - 0.32	0.33 - 0.48	nad 0.49
$R2$	$M.ha^{-1}$	0.00 - 0.08	0.09 - 0.15	0.16 - 0.23	nad 0.24
λ	$G.ha^{-1}$	1.00 - 0.80	0.79 - 0.59	0.58 - 0.38	pod 0.37
	$V.ha^{-1}$	1.00 - 0.80	0.79 - 0.59	0.58 - 0.38	pod 0.37
	$M.ha^{-1}$	1.00 - 0.77	0.76 - 0.53	0.52 - 0.29	pod 0.28
H'	$G.ha^{-1}$	0.00 - 0.40	0.41 - 0.80	0.81 - 1.20	nad 1.20
	$V.ha^{-1}$	0.00 - 0.36	0.37 - 0.72	0.73 - 1.08	nad 1.09
	$M.ha^{-1}$	0.00 - 0.45	0.46 - 0.90	0.91 - 1.35	nad 1.36
N_1	$G.ha^{-1}$	1.00 - 1.60	1.61 - 2.20	2.21 - 2.80	nad 2.81
	$V.ha^{-1}$	1.00 - 1.60	1.61 - 2.20	2.21 - 2.80	nad 2.81
	$M.ha^{-1}$	1.00 - 1.70	1.71 - 2.40	2.41 - 3.10	nad 3.11
N_2	$G.ha^{-1}$	1.00 - 1.50	1.51 - 2.00	2.01 - 2.50	nad 2.51
	$V.ha^{-1}$	1.00 - 1.40	1.41 - 1.80	1.81 - 2.20	nad 2.21
	$M.ha^{-1}$	1.00 - 1.60	1.61 - 2.20	2.21 - 2.80	nad 2.81
$E1$	$G,V,M.ha^{-1}$	0.00 - 0.55	0.56 - 0.70	0.71 - 0.85	nad 0.86
$E3$	$G,V,M.ha^{-1}$	0.00 - 0.40	0.41 - 0.60	0.61 - 0.80	nad 0.81
$E5$	$G,V,M.ha^{-1}$	0.00 - 0.58	0.59 - 0.72	0.72 - 0.86	nad 0.87

Aby sme sa presvedčili, do akej miery súhlasia tieto rozpätia stupňov biodiverzity s realitou, pozreli sme sa podrobne na skutočné počty skusných plôch, ktoré pripadajú do jednotlivých stupňov biodiverzity. Výsledky obsahuje tabuľka 5 a sú vyjadrené v relatívnych početnostiach.

Najväčší počet plôšok v skutočnom stupni biodiverzity pripadá na okrajové stupne biodiverzity, teda na stupeň 1 (PM 4) a 4 (PM 10), kde sa ich relatívne početnosti pohybujú až na malé výnimky (PM 10 indexy $E3$ a $E5$) nad 80%. Horšie je to v stredných stupňoch biodiverzity 2 a 3. Na prvý pohľad nás môžu prekvapiť pomerne nízke percentá dobre zatriedených plôšok, ale musíme si však uvedomiť, že stupne 2 a 3 môžu charakterizovať aj porasty s veľmi variabilnou plošnou štruktúrou, kde sa prelínajú miesta od rovnorodých po silne zmiešané časti. Nakoniec určovať biodiverzitu celého porastu na základe jednej skusnej plochy nie je celkom správne. Napr. v PM 1, v ktorom prevažná časť plôšok pripadá do 1. stupňa biodiverzity, čo je viditeľné pri väčšine indexov, ale pomerne veľa je aj takých plôšok, ktoré by sme zatriedili do 3. stupňa. Je potom logické, že priemer vypočítaný z viacerých skusných plôch rozložených po poraste s veľkou pravdepodobnosťou napovie, že ide o porast v druhom stupni biodiverzity. Obdobnú situáciu môžeme pozorovať aj pri ostatných PM, preto sme sa pri posudzovaní správnosti určovania biodiverzity opreli o priemer vypočítaný zo všetkých plôšok v danom PM ako o pevnú priemernú charakteristiku biodiverzity hodnoteného porastu. Konečné výsledky tohto porovnania obsahuje tabuľka 6 resp. vizuálne ich môžeme posúdiť aj na už uvedených obrázkoch 48-57. Z celkového rozboru posúdenia správnosti vyplýva, že správne určenie biodiverzity z $M.ha^{-1}$ nastalo v 92% prípadov a vo zvyšných 8% výsledkov došlo k nadhodnoteniu, resp. podhodnoteniu stupňa biodiverzity (PM 5 sa pri hodnotení vynechal). O niečo horší výsledok sa dosiahol pri porastových veličinách $G.ha^{-1}$ a $V.ha^{-1}$.

Pri podrobnejšej analýze skupín indexov biodiverzity je situácia o niečo iná. Najlepšie výsledky sa dosiahli pri skupine indexov druhovej diverzity, ktorými sa biodiverzita určila 100% správne pri všetkých porastových veličinách. Určovanie biodiverzity indexami druhovej bohatosti je o čosi horšie, pretože správne zatriedenie PM do stupňa biodiverzity nastalo v 25 prípadoch, čo predstavuje 93% úspešnosť, pričom indexami N_0 a RI sa jeden PM (PM 3) zatriedil do vyššieho stupňa biodiverzity. Najnižšia úspešnosť zatriedenia porastu do správneho stupňa biodiverzity sa dosiahla pomocou indexov druhovej vyrovnanosti (81% pri porastovej veličine $M.ha^{-1}$, a 74% pri porastovej veličine $G.ha^{-1}$ a 70% pri $V.ha^{-1}$). Najvhodnejšie sa z indexov vyrovnanosti javí index $E1$, pri ktorom bola úspešnosť správneho zatriedenia najvyššia. Indexy druhovej bohatosti a vyrovnanosti pravdepodobne reagujú iba na jednu zo zložiek biodiverzity (v podstate to vyplýva aj z ich názvu) a sú menej vhodné na určovanie biodiverzity v samostatnom použití ako indexy druhovej diverzity. Z tohto rozboru môžeme tiež usúdiť, že z globálneho hľadiska je vhodnejšou porastovou veličinou pri určovaní stupňa biodiverzity $M.ha^{-1}$.

Tabuľka 6. Posúdenie správnosti odhadu biodiverzity (počet správne *S* a nesprávne *N* zatriedených PM do stupňa biodiverzity, PM 5 sa z hodnotenia vynechal).

Porastová veličina	Hodnotenie	Druhovú bohatosť			Druhovú diverzitu				Druhovú vyrovnanosť			Spolu	%
		<i>N</i> ₀	<i>R</i> ₁	<i>R</i> ₂	λ	<i>H'</i>	<i>N</i> ₁	<i>N</i> ₂	<i>E</i> ₁	<i>E</i> ₃	<i>E</i> ₅		
<i>M.ha</i> ⁻¹	S	8	8	9	9	9	9	9	8	7	7	83	92
	N	1	1	0	0	0	0	0	1	2	2	7	8
<i>G.ha</i> ⁻¹	S				9	9	9	9	7	6	7	56	89
	N				0	0	0	0	2	3	2	7	11
<i>V.ha</i> ⁻¹	S				9	9	9	9	7	6	6	55	87
	N				0	0	0	0	2	3	3	8	13
Spolu													
<i>M.ha</i> ⁻¹	S	25	93	%	27	100	%		22	81	%		
	N	2	7	%	0	0	%		5	19	%		
<i>G.ha</i> ⁻¹	S				27	100	%		20	74	%		
	N				0	0	%		7	26	%		
<i>V.ha</i> ⁻¹	S				27	100	%		19	70	%		
	N				0	0	%		8	30	%		

5.2.2. POSÚDENIE PRESNOSTI URČOVANIA BIODIVERZITY

Jedným z ďalších dôležitých predpokladov použitia metódy, resp. pomôcky je, aby popri tom, že poskytujú správne hodnoty, boli tieto hodnoty aj dostatočne presné, čo značí, že variabilita výsledkov pri opakovaných meraniach by mala byť malá. V našom prípade to znamená, že čím menej varíruje hodnota indexu biodiverzity po ploche porastu, tým presnejšie je výberovým postupom stanovená výsledná priemerná hodnota indexu. Presnosť indexov biodiverzity s ohľadom na použitú porastovú veličinu sme určili tak, že sa posudzoval výskyt maximálnych a minimálnych hodnôt variability indexov pri tom istom druhu indexu, ale rôznej porastovej veličine. Toto posúdenie sa vykonalo na základe relatívnej miery variability ($\sigma_x\%$), pretože, ako je známe, variačný koeficient eliminuje vplyv mernej jednotky a veľkosti hodnôt znaku na veľkosť ich rozptylu. Napr. index N_1 , ktorý sa kvantifikoval z porastovej veličiny *M.ha*⁻¹ mal v 3 PM minimálnu a v 4 PM maximálnu hodnotu $\sigma_x\% = 3/4$ (z deviatich PM; PM 5 vynechal). Pri použití *G.ha*⁻¹ mal tento index minimálnu variabilitu v 3 PM, pričom maximálna variabilita sa pri tejto veličine nevyskytla = 3/0. Pomôckou pre stanovenie vhodnosti porastovej veličiny boli vypočítané rozdiely medzi početnosťou výskytu minimálnych a maximálnych hodnôt. Najvyššia kladná hodnota predurčila porastovú veličinu ako najvhodnejšiu k výpočtu indexu z hľadiska jeho presnosti.

Výsledky posúdenia presnosti indexov biodiverzity sú uvedené v tabuľke 7. Z nich vyplýva, že porastová veličina *G.ha*⁻¹ je vhodná pre kvantifikáciu indexov N_1 a N_2 , kým porastová veličina *M.ha*⁻¹ je najvhodnejšou pre výpočet indexov λ , *H'*, *E*₁, *E*₃ a *E*₅. Pri komplexnom posudzovaní vhodnosti porastovej veličiny z hľadiska ich vplyvu na presnosť indexov biodiverzity vyplýva, že najvhodnejšou veličinou k ich výpočtu je *M.ha*⁻¹ a najmenej vhodnou je *V.ha*⁻¹. Pri *V.ha*⁻¹ malo až

83% variačných koeficientov vyššie hodnoty ako variačné koeficienty pri ostatných porastových veličinách.

Tabuľka 7. Posúdenie presnosti indexov biodiverzity (PM 5 sa z hodnotenia vynechal).

Porast. veličina	λ	H^*	N_1	N_2	$E1$	$E3$	$E5$
počet MIN / počet MAX / Δ kde Δ = počet MIN – počet MAX							
$G.ha^{-1}$	1/1/0	2/0/2	3/0/3	2/0/2	1/0/1	1/0/1	2/0/2
$V.ha^{-1}$	3/5/-2	0/9/-9	3/5/-2	3/6/-3	0/9/-9	0/9/-9	0/9/-9
$M.ha^{-1}$	5/3/2	7/0/7	3/4/-1	4/3/1	8/0/8	8/0/8	7/0/7
Najvhod. por. velič.	M	M	G	G	M	M	M
Spolu							
MIN _G =12 (19%) MAX _G =1 (2%)							
MIN _V =9 (14%) MAX _V =52 (83%)							
MIN _M =42 (67%) MAX _M =10 (15%)							

5.2.3. DIFERENCIÁCIA BIODIVERZITY PRI POUŽITÍ PORASTOVÝCH VELIČÍN $G.ha^{-1}$, $V.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$

Dôležitou požadovanou vlastnosťou indexov pri určovaní biodiverzity je aj to, aby citlivo reagovali na prípadné malé rozdiely v štruktúre skúmaných spoločenstiev, čo je dôležité pri vzájomnom porovnávaní biodiverzity medzi nimi. Jedným z faktorov, ktorý môže ovplyvniť väčšiu, resp. menšiu diferenciáciu je voľba porastovej veličiny, z ktorej sa indexy kvantifikujú. Je logické, že čím citlivejšie indexy zareagujú, tým väčšie rozdiely v biodiverzite nastanú medzi posudzovanými spoločenstvami a tým jednoduchšia a správnejšia bude jej klasifikácia. Túto problematiku sme riešili tak, že sa pre jednotlivé indexy vypočítali samostatne z rôznych porastových veličín rozdiely medzi hodnotou indexu biodiverzity v i -tom PM a hodnotou indexu v najviac diverzifikovanom reálnom PM (PM 2). Vypočítané rozdiely sa potom posudzovali tak, že sa určovala početnosť výskytu maximálnych a minimálnych hodnôt rozdielov v rámci porastovej veličiny a indexu biodiverzity. Napr. v PM 1 pri indexe λ sa maximálny rozdiel určil pri $G.ha^{-1}$ a minimálny pri $M.ha^{-1}$ a po zhodnotení ostatných PM (3, 4, 6, 7, 8 a 9) to celkovo predstavuje tieto hodnoty (tabuľka 8): 2 maximá pri $G.ha^{-1}$, 5 miním pri $V.ha^{-1}$ a 5 maximá a 2 minímá pri $M.ha^{-1}$. Podobne ako v štádiu 5.2.2. sa potom vypočítali rozdiely medzi početnosťou výskytu maximálnych a minimálnych hodnôt ako pomôcka (najvyššia kladná hodnota) pre určenie vhodnosti porastovej veličiny z hľadiska schopnosti diferencovať rozdiely v biodiverzite.

Pri globálnom hodnotení (bez ohľadu na druh indexu) je najvhodnejšou porastovou veličinou $M.ha^{-1}$, pri ktorej až 76% rozdielov predstavovalo maximálne hodnoty. Naopak, použitie porastovej veličiny $V.ha^{-1}$ pre kvantifikáciu indexov biodiverzity spôsobuje, že rozdiely medzi porastami sa vyrovnávajú, čo môže spôsobiť väčšie ťažkosti správnej klasifikácie stupňa

biodiverzity. Z hodnotenia jednotlivých indexov vyplýva, že z tohto pohľadu sa ako najvhodnejšia javí porastová veličina $M.ha^{-1}$ a to pre všetky posudzované indexy.

Tabuľka 8. Posúdenie diferenciácie biodiverzity pri rôznych porastových veličinách (PM 5 a 10 sa z hodnotenia vynechali).

Porast. veličina	λ	H'	N_1	N_2	$E1$	$E3$	$E5$
počet MAX / počet MIN / Δ kde Δ = počet MAX – počet MIN							
$G.ha^{-1}$	2/0/2	1.5/0/1.5	2/0/2	1/0/1	1.5/0/1.5	2/3.5/-1.5	1/0/1
$V.ha^{-1}$	0/5/-5	0.5/5/-4.5	0/5.5/-5.5	0/6/-6	0.5/5/-4.5	0/2/-2	0/7/-7
$M.ha^{-1}$	5/2/3	5/2/3	5/1.5/3.5	6/1/5	5/2/3	5/1.5/3.5	6/0/6
Najvhod. por. vel.	M	M	M	M	M	M	M
Spolu							
MAX _G =11 (22%) MIN _G =3.5 (7%) MAX _V =1 (2%) MIN _V =35.5 (72%) MAX _M =37 (76%) MIN _M =10 (21%)							

5.2.4. KOMPLEXNÉ POSÚDENIE URČOVANIA BIODIVERZITY

Komplexným zhrnutím poznatkov o vhodnosti použitia porastových veličín rozhodneme, ktorú porastovú veličinu je najlepšie použiť k výpočtu indexov, na základe ktorých biodiverzitu hodnotíme. Z dosiahnutých výsledkov môžeme konštatovať:

- pre správne určovanie biodiverzity sú najviac vyhovujúce indexy druhovej diverzity, pri ktorých nezáleží na tom, akú porastovú veličinu použijeme;
- z hľadiska presnosti určovania biodiverzity je porastová veličina $G.ha^{-1}$ najviac vhodná pre kvantifikáciu indexov N_1 a N_2 a porastová veličina $M.ha^{-1}$ pre ostatné indexy, t.j. λ , H' , $E1$, $E3$ a $E5$. Použitie zásoby $V.ha^{-1}$ pre výpočet indexov spôsobuje zvyšovanie variability indexov, teda menšiu presnosť, čo má v konečnom dôsledku negatívny vplyv pri kalkulácii výberového merania (je potrebný väčší počet skusných plôch pre dosiahnutie stanovenej presnosti), čím sa zvyšujú náklady. Inými slovami to znamená, že po ploche porastu v rámci toho istého spoločenstva (vnútroporastová variabilita) sú väčšie rozdiely v zastúpení druhov počítaného z $V.ha^{-1}$ ako z $G.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$;
- pri posudzovaní citlivosti diferencovať rozdiely v biodiverzite medzi porastami, rôznymi spoločenstvami sa jednoznačne pri všetkých indexoch ako najvhodnejšia porastová veličina javí $M.ha^{-1}$. Opäť aj tu ako najmenej vhodná veličina vystupuje $V.ha^{-1}$, pretože indexy počítané z nej v odlišných porastoch (medziporastová variabilita) majú vyrovnanejšie hodnoty, čo môže spôsobiť väčšie ťažkosti správnej klasifikácie stupňa biodiverzity;

- výber porastovej veličiny pre výpočet indexov biodiverzity by sa mal zakladať aj na akceptácii ekologického hľadiska, teda mala by byť zohľadnená veľkosť jedincov, ktoré tvoria spoločenstvo. Ak vylúčime zásobu $V.ha^{-1}$ pre jej negatívne vplyvy na presnosť a diferenciáciu určovania biodiverzity, zostáva nám ako kompromisné riešenie použiť $G.ha^{-1}$, v ktorej je veľkosť jedinca zakomponovaná prostredníctvom hrúbky. V čírej podstate je výber porastovej veličiny iba filozofia, s ktorou sa k riešeniu problému postavíme, pretože hodnota indexu pri rovnakom pomere zastúpenia pri všetkých porastových veličinách bude rovnaká. Ale práve to, že každá z porastových veličín v inej miere zohľadňuje resp. ignoruje veľkosť jedincov spoločenstva, mení sa aj zastúpenie druhov, čo priamo ovplyvňuje hodnoty indexov biodiverzity.

Vychádzajúc z tohto komplexného zhrnutia založíme ďalší výskum určovania biodiverzity indexami biodiverzity na základe porastovej veličiny $G.ha^{-1}$.

5.3. VPLYV VYBRANÝCH FAKTOROV NA VEĽKOSŤ INDEXOV BIODIVERZITY

Indexy biodiverzity sú druhotné kvantitatívne veličiny, preto je oprávnené sa domievať, že ich veľkosť bude závisieť od ich primárnych veličín. Do nasledujúcej analýzy, ktorou sme sa chceli presvedčiť o vplyve vybraných veličín na veľkosť hodnôt indexov biodiverzity sme vybrali nasledujúce veličiny: veľkosť skusnej plochy, porastové veličiny G , V , $M.ha^{-1}$ a zastúpenie druhu na skusnej ploche. K overeniu vplyvu vybraných faktorov na veľkosť hodôt indexov biodiverzity sme použili bežné štatistické metódy t.j. analýzu variancie a korelačnú analýzu.

5.3.1. VEĽKOSŤ SKUSNEJ PLOCHY

Vplyv veľkosti skusnej plochy na hodnotu indexov biodiverzity sme už čiastočne rozoberali v úvodných kapitolách. Testovať vplyv tohto faktora by bolo zbytočné, pretože je zrejmý, ale nás zaujímalo hlavne to, do akej miery sa prejavia rozdiely vo veľkostiach v súčasnosti pri monitoringu a inventarizácii lesa bežne používaných skusných plôch na indexy biodiverzity. Analýzu sme zamerali na šesť druhov veľkostí skusných plôch t.j. 1, 2, 3, 4, 5 a 10 árov. Pre tento účel sme rozčlenili všetky porastové modely na plôšky o uvedených veľkostiach a na týchto plôškach boli určené všetky porastové charakteristiky, ako aj indexy podľa už vyššie uvedeného postupu. Rozdiely v hodnotách indexov pri jednotlivých veľkostiach skusných plôch sme testovali analýzou

variance samostatne po jednotlivých PM. Keďže PM reprezentujú učitú štruktúru lesa, určitý stupeň biodiverzity, získali sme prehľad o tom, ako vplýva veľkosť skusnej plochy na veľkosť hodnôt indexov biodiverzity v určitých konkrétnych podmienkach. V prípade štatisticky významných rozdielov v hodnotách indexov biodiverzity medzi veľkosťami skusných plôch sme v ďalšom kroku pristúpili k podrobnému rozboru rozdielov pomocou viacnásobného Duncanovho testu. Výsledky súhrnných i podrobných testov uvádzame v tabuľke 9. Do tabuľky sme zaradili aj testy vplyvu veľkosti skusných plôch na základné plošné porastové veličiny ako dôkaz, že pri ich zisťovaní nezáleží na tom, akú veľkosť skusnej plochy použijeme. Veľkosť skusnej plochy tu ovplyvňuje iba variabilitu zisťovanej veličiny, ale na veľkosť, polohu priemernej hodnoty vplyv nemá. Pri indexoch biodiverzity je situácia iná, čo sme aj predpokladali, pretože vo väčšine prípadov sa štatisticky významne prejavil vplyv veľkosti skusnej plochy na veľkosť hodnoty indexov. V takmer rovnorodých porastoch (PM 4) sú ovplyvňované iba indexy druhovej bohatosti (N_0 , $R1$ a $R2$), ktoré sú vo funkčnom vzťahu k počtu druhov a jeden index druhovej vyrovnanosti $E5$. Jeho významnosť súvisí pravdepodobne s tým, že aj keď ide o index pomerne stabilný, veľmi citlivo reaguje na zmenu v zastúpení pri nízkych hodnotách sumárneho zastúpenia vedľajších druhov. Písali sme už o tom pri jeho charakteristike. Tejto hypotéze nasvedčuje aj to, že pri zvyšovaní druhovej bohatosti sa prejavuje jeho signifikancia len medzi 1 a viac árovými skusnými plochami. Pri hodnotení vplyvu veľkosti skusnej plochy v porastoch s veľmi veľkým stupňom biodiverzity prichádzame k záveru, že až na index $E1$ a čiastočne $E5$, ktorý sme už komentovali, sa potvrdili štatisticky signifikantné rozdiely v hodnotách indexov medzi skúmanými veľkosťami skusných plôch pri všetkých ostatných indexoch. V prevažnej väčšine sú tieto rozdiely štatisticky významné aj medzi plochami, ktoré sa od seba odlišujú aj o 1-árovú veľkosť. Index $E1$ sa javí ako jeden z viac liberálnych indexov, pretože v 3 PM sa nepreukázal štatisticky významný vplyv veľkosti skusnej plochy na jeho veľkosť. V zvyšných 6 PM sa tento vplyv potvrdil len medzi 1 a viac árovými skusnými plochami. Dá sa to vysvetliť tým, že pri zmene výmery skusnej plochy z 1 na 2 áre pravdepodobne dôjde ešte k významnému vplyvu druhovej bohatosti (nastane veľká zmena v zastúpení druhov, teda aj vo vyrovnanosti), čo ovplyvní hodnoty indexu a táto zmena sa prejavuje ako štatisticky významná. Obdobne to platí aj pre index $E3$, ktorého veľkosť výmera skusnej plochy štatisticky ovplyvnila v 5 PM, ale pri podrobnejšom prieskume zistíme, že tieto rozdiely nastali len medzi skusnými plochami, ktoré sa od seba líšia vo väčšej výmere skusnej plochy. V ostatných PM, teda v porastoch v 2 a 3 stupni biodiverzity, sa veľkosť skusnej plochy na zmenu hodnôt indexov biodiverzity prejavila v rozmädzí vplyvu medzi PM 4 a 10. Závisí to hlavne od vplyvu druhovej bohatosti.

Do tejto analýzy sme zapojili aj vplyv veľkosti skusnej plochy na zastúpenie druhu na skusnej ploche, pričom sme hodnotili iba extrémny a to maximálnu a minimálnu hodnotu zastúpenia

druhu na skusnej ploche. Veličina „maximálne zastúpenie (MAX)“ sa správa obdobne ako indexy vyrovnanosti, čo je dosť logické, pretože vo veľkej miere ovplyvňuje vyrovnanosť zastúpenia druhov. Na veličinu „minimálne zastúpenie (MIN)“ veľkosť skusných plôch v takmer rovnorodých porastoch nevlplyva (PM 4), ale s narastajúcou druhovou bohatosťou tento vplyv naberá čoraz väčšiu intenzitu (PM 10).

Tabuľka 9. Analýza variancie vplyvu veľkosti skusných plôch (1, 2, 3, 4, 5 a 10 árov) na veľkosť hodnôt indexov biodiverzity.

Veličina	Fischerova štatistika $F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	Štatisticky významné rozdiely medzi výmerami skusných plôch (v ároch) stanovené Dunkanovým viacnásobným testom	Fischerova štatistika $F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	Štatisticky významné rozdiely medzi výmerami skusných plôch (v ároch) stanovené Dunkanovým viacnásobným testom	Fischerova štatistika $F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	Štatisticky významné rozdiely medzi výmerami skusných plôch (v ároch) stanovené Dunkanovým viacnásobným testom
	$F_{(5,972)}$	Porastový model 1	$F_{(5,773)}$	Porastový model 2	$F_{(5,701)}$	Porastový model 3
$G.ha^{-1}$	0.00	∅	0.01	∅	0.06	∅
$V.ha^{-1}$	0.00	∅	0.01	∅	0.08	∅
$N.ha^{-1}$	0.00	∅	0.01	∅	0.01	∅
MAX	11.08 **	1a3-10;2a4-10;3a10;4a10	10.65 **	1a2-10;2a10	5.39 **	1a3-10;2a10
MIN	12.80 **	1a3-10;2a5-10;3a10;4a10;5a10	25.67 **	1a2-10;2a3-10;3a10;4a10;5a10	23.95 **	1a2-10;2a4-10;3a10;4a10
N_0	77.61 **	All	88.50 **	1a2-10;2a3-10;3a5-10;4a10;5a10	68.84 **	1a2-10;2a3-10;3a5-10;4a10;5a10
$R1$	81.55 **	All	96.83 **	1a2-10;2a3-10;3a5-10;4a10;5a10	72.80 **	1a2-10;2a3-10;3a5-10;4a10;5a10
$R2$	80.20 **	All	83.69 **	1a2-10;2a3-10;3a5-10;4a10;5a10	57.30 **	1a2-10;2a3-10;3a5-10;4a10;5a10
λ	17.23 **	1a3-10;2a4-10;3a10;4a10;5a10	28.31 **	1a2-10;2a5-10;3a10	12.31 **	1a2-10;2a5-10
N_2	14.24 **	1a3-10;2a4-10;3a10;4a10;5a10	26.77 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10;4a10	10.42 **	1a2-10;2a10
H'	23.87 **	1a2-10;2a4-10;3a10;4a10;5a10	41.33 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10;4a10	17.45 **	1a2-10;2a5-10
N_1	22.60 **	1a2-10;2a4-10;3a10;4a10;5a10	40.43 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10;4a10	16.07 **	1a2-10;2a5-10
$E1$	3.90 **	1a4-10	6.90 **	1a2-10	1.56	∅
$E3$	0.64	∅	2.59 *	∅	0.86	∅
$E5$	12.47 **	1a3-10;2a5-10;3a10;4a10	8.52 **	1a2-10	6.32 **	1a2-10
	$F_{(5,1223)}$	Porastový model 4	$F_{(5,1436)}$	Porastový model 6	$F_{(5,1531)}$	Porastový model 7
$G.ha^{-1}$	0.09	∅	0.14	∅	0.53	∅
$V.ha^{-1}$	0.09	∅	0.12	∅	0.46	∅
$N.ha^{-1}$	0.04	∅	0.09	∅	0.54	∅
MAX	0.06	∅	13.10 **	1a2-10;2a10;3a10;4a10;5a10	4.00 **	1a4-10
MIN	0.10	∅	4.19 **	1a4-10;2a4-10	30.63 **	1a2-10;2a4-10;3a4-10;4a10;5a10
N_0	24.39 **	1a3-10;2a4-10;3a5-10;4a10;5a10	53.31 **	1a2-10;2a4-10;3a4-10;4a10;5a10	111.14 **	All (mimo 4a5)
$R1$	24.15 **	1a3-10;2a4-10;3a5-10;4a10;5a10	56.28 **	1a2-10;2a4-10;3a4-10;4a10;5a10	112.58 **	All (mimo 4a5)
$R2$	15.07 **	1a2-10;2a4-10;3a10;4a10;5a10	41.86 **	1a2-10;2a4-10;3a4-10;4a10	95.43 **	All (mimo 4a5)
λ	0.01	∅	15.49 **	1a2-10;2a5-10;3a10;4a10;5a10	24.00 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10
N_2	0.07	∅	15.23 **	1a2-10;2a5-10;3a10;4a10;5a10	17.59 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10
H'	0.43	∅	19.61 **	1a2-10;2a5-10;3a10;4a10;5a10	35.77 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10
N_1	0.20	∅	19.22 **	1a2-10;2a5-10;3a10;4a10;5a10	31.52 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10
$E1$	0.35	∅	6.52 **	1a3-10	5.67 **	1a2-5
$E3$	0.13	∅	3.87 **	1a5-10	2.44 *	2a10;3a10;4a10;5a10
$E5$	13.80 **	1a3-10;2a5-10;3a10;4a10;5a10	14.92 **	1a2-10;2a5-10	13.10 **	1a2-10
	$F_{(5,1538)}$	Porastový model 8	$F_{(5,1529)}$	Porastový model 9	$F_{(5,1456)}$	Porastový model 10
$G.ha^{-1}$	0.02	∅	0.48	∅	1.94	∅
$V.ha^{-1}$	0.01	∅	0.47	∅	1.95	∅
$N.ha^{-1}$	0.02	∅	0.24	∅	1.80	∅
MAX	3.16	1a10	4.14 **	1a4-10	55.64 **	1a2-10;2a4-10;3a10;4a10
MIN	31.93 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10;4a10;5a10	28.99 **	1a3-10;2a4-10;3a5-10;4a10;5a10	348.60 **	All (mimo 4a5)
N_0	112.37 **	All (mimo 4a5)	110.98 **	all (mimo 4a5)	511.70 **	All
$R1$	114.64 **	All (mimo 4a5)	112.90 **	all (mimo 4a5)	586.06 **	All
$R2$	98.52 **	All (mimo 4a5)	92.62 **	all (mimo 4a5)	640.52 **	All
λ	23.30 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10	31.05 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10	114.62 **	1a2-10;2a3-10;3a5-10;4a10
N_2	15.70 **	1a2-10;2a4-10;3a5	24.05 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10	191.49 **	All (mimo 4a5)
H'	35.03 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10	44.70 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10;4a10	235.03 **	All (mimo 4a5)
N_1	30.25 **	1a2-10;2a4-10;3a5-10	41.18 **	1a2-10;2a4-10;3a4-10;4a10	284.18 **	All
$E1$	6.06 **	1a2-5	9.74 **	1a2-10	1.68	∅
$E3$	2.91 *	2a10;3a10;4a10;5a10	4.68 **	1a2-4;2a10;3a10;4a10;5a10	21.69 **	1a3-10;2a4-10;3a5-10;4a10;5a10
$E5$	12.45 **	1a2-10	15.62 **	1a2-10	2.72 *	1a10

Záverom môžeme konštatovať, že:

- veľkosť skusnej plochy hrá významnú úlohu pri hodnotení biodiverzity výberovými metódami pri použití indexových metód. Jedná sa hlavne o metódu priemeru. Musíme si teda uvedomiť,

že ak chceme porovnávať biodiverzitu dvoch rozdielnych spoločenstiev, mali by sme dodržať túto podmienku a pokus plánovať tak, aby výberové jednotky boli v oboch záujmových oblastiach (porastoch) rovnako veľké, čo je možné zabezpečiť tým, že použijeme buď skusné plochy o konštantnej výmere, alebo už spomínaný relatívny typ skusných plôch tzv. optimálne veľké skusné plochy, na ktorých zachytíme približne rovnaký počet jedincov;

- vplyv veľkosti skusných plôch sa v najväčšej miere prejavil pri indexoch druhovej bohatosti. Môžeme sa teda domievať, že počet druhov je limitujúcim faktorom, ktorý ovplyvňuje hodnoty indexov biodiverzity pri zmene veľkosti skusnej plochy;
- potvrdil sa predpoklad o indexoch druhovej vyrovnanosti, že sú takmer nezávislé na druhovej bohatosti (je to jedna z podmienok, ktorá sa kladie na tieto indexy).

5.3.2. PORASTOVÉ VELIČINY G , V , $M.HA^{-1}$

Prieskumom vplyvu porastovej veličiny na veľkosť hodôt indexov biodiverzity sme sa chceli presvedčiť, či existuje najaká závislosť medzi veľkosťou hodnoty konkrétnej porastovej veličiny a veľkosťou hodnoty indexu. Túto analýzu sme vykonali samostatne po PM ako aj súhrne, kde sme zlúčili skusné plochy zo všetkých PM do jedného súboru. Pre vyšetrenie vzťahov sme použili korelačnú analýzu a vplyv porastových veličín sme testovali Studentovým t -testom významnosti regresného koeficienta voči nule $H_0: b_1=0$ proti $H_1: b_1 \neq 0$ (ide o štandardný výstup v softvare STATISTICA). Týmto testom, ktorý je alternatívnou metódou na testovanie korelačného koeficienta, alebo koeficienta determinácie, štatisticky preukážeme vplyv faktora (G , V , $M.ha^{-1}$) na veľkosť hodnôt indexov biodiverzity. Výsledky tejto analýzy obsahuje tabuľka 10.

Z rozboru výsledkov nie je možné vyvodit' jednoznačný záver. Jednak preto, že tieto vzťahy sú veľmi slabé, ale aj preto, že medzi porastovými modelmi sa mení aj zmysel závislosti (záporná vs. kladná). Najväčší vplyv na veľkosť indexov biodiverzity z troch posudzovaných porastových veličín má $M.ha^{-1}$, čo vyplýva z najväčšieho počtu signifikantne preukázaných výsledkov. Koeficient determinácie R_{xy}^2 , ktorý vyjadruje koľko % rozptylu sme vysvetlili použitím danej regresnej rovnice, má najvyšiu hodnotu 31% a je pri indexe N_2 v PM 6. Odhliadnúc od tohto PM, kde sa štatisticky signifikantne prejavil vplyv všetkých porastových veličín na všetky indexy (pravdepodobne to je spôsobené formou zmiešania), najvyšia hodnota R_{xy}^2 je 19%. Je to naozaj nízka hodnota indikujúca, že tieto vzťahy sú slabé. Najmenej vplyvnou porastovou veličinou je veličina $G.ha^{-1}$, pri ktorej najvyšia hodnota R_{xy}^2 je pri vzťahu s N_0 v PM 10 (14%). Porastová veličina $V.ha^{-1}$ sa z hľadiska vplyvu nachádza medzi $G.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$.

dva rozhodujúce komponenty na ktorých sú indexy biodiverzity závislé, t.j. počet a vyrovnanosť zastúpenia druhov. Veľmi jednoducho povedané, ak je zastúpenie jedného druhu vysoké, je veľká pravdepodobnosť, že na danej skusnej ploche sa bude vyskytovať malý počet druhov a vyrovnanosť bude nízka. Účelom tejto analýzy nie je dokázať, že tento predpoklad platí, ale pomocou štatistickej analýzy ide o bližšie objasnenie tohto vplyvu v rôznych štruktúrach porastov, ako aj to, do akej miery na tento faktor reagujú jednotlivé indexy. Výsledky analýzy (korelačná analýza) sú uvedené v tabuľke 11. Z nich vyplýva, že „maximálne zastúpenie“ štatisticky signifikantne vplyva na hodnoty takmer všetkých skúmaných indexov biodiverzity bez ohľadu na štruktúru porastu (výnimku tvoria dva indexy E3 a E5 v PM 2). Tento vplyv je maximálny v porastoch s prevažne rovnorodou štruktúrou (PM 4) a s pribúdajúcou druhovou rôznorodosťou klesá. Veľmi dobre túto zmenu odzrkadľuje veľkosť Studentovej t štatistiky a hodnota koeficienta determinácie.

Hodnota „minimálneho zastúpenia“ druhu na skusnej ploche neovplyvňuje na indexy tak významne, ako maximálne zastúpenie. Svedčí o tom 28% štatisticky nevýznamných výsledkov, ktoré sme v analýze získali. Avšak štruktúra porastu aj tu zohráva rozhodujúcu úlohu, pretože v takmer rovnorodých porastoch (PM 4) tento faktor štatisticky významne ovplyvňuje všetky indexy a naopak, podobne ako v predchádzajúcom prípade, pri vyššej druhovej bohatosti klesá. Súvisí to s tým, že ak je hodnota minimálneho zastúpenia malá a počet druhov veľký, vzniká veľké množstvo kombinácií medzi druhovou početnosťou a vyrovnanosťou. Táto skutočnosť sa pravdepodobne podpísala aj pod to, že nie je možné jednoznačne interpretovať vplyv skúmaného faktora (*MAX*, *MIN*) na jednotlivé indexy. Existuje určitý náznak toho, že v málo diverzných porastoch má veličina „maximálne zastúpenie“ najväčší vplyv na indexy druhovej diverzity a najmenší na indexy druhovej bohatosti. S pribúdajúcou diverzitou stúpa vplyv na indexy druhovej bohatosti a slabne pri indexoch druhovej vyrovnanosti. Pri hodnotení vplyvu „minimálneho zastúpenia“ môžeme badať určitý trend, ktorý naznačuje, že táto veličina najviac ovplyvňuje v porastoch v 1 a 2 stupni biodiverzity indexy druhovej vyrovnanosti a najmenej indexy druhovej bohatosti. S pribúdajúcou diverzitou vzrastá vplyv na indexy druhovej bohatosti.

Tabuľka 11. Korelačná analýza vplyvu maximálneho (MAX) a minimálneho (MIN) zastúpenia druhu na skusnej ploche na indexy biodiverzity.

Index	Zastúpenie druhu											
	MAX			MIN			MAX			MIN		
	$R_{x,y}$	$R^2_{x,y}$	$t_{(n-2)}$ *95% **99%	$R_{x,y}$	$R^2_{x,y}$	$t_{(n-2)}$ *95% **99%	$R_{x,y}$	$R^2_{x,y}$	$t_{(n-2)}$ *95% **99%	$R_{x,y}$	$R^2_{x,y}$	$t_{(n-2)}$ *95% **99%
	Porastový model 1 - $f = 101$						Porastový model 2 - $f = 76$					
N_0	-0.73	0.53	-10.76 **	-0.16	0.02	-1.60	-0.38	0.14	-3.56 **	-0.55	0.30	-5.70 **
$R1$	-0.73	0.54	-10.84 **	-0.14	0.02	-1.45	-0.45	0.20	-4.40 **	-0.49	0.24	-4.91 **
$R2$	-0.70	0.50	-9.99 **	-0.09	0.01	-0.94	-0.54	0.30	-5.64 **	-0.21	0.04	-1.88
λ	0.89	0.78	19.17 **	-0.30	0.09	-3.17 **	0.34	0.12	3.18 **	0.22	0.05	1.99 *
N_2	-0.87	0.76	-17.75 **	0.26	0.07	2.71 **	-0.24	0.06	-2.16 *	-0.28	0.08	-2.52 *
H^t	-0.91	0.83	-21.85 **	0.23	0.05	2.34 *	-0.38	0.14	-3.56 **	-0.32	0.10	-2.91 **
N_7	-0.90	0.81	-20.57 **	0.18	0.03	1.88	-0.33	0.11	-3.01 **	-0.35	0.12	-3.26 **
$E1$	-0.75	0.57	-11.51 **	0.60	0.36	7.59 **	-0.23	0.05	-2.07 *	0.08	0.01	0.73
$E3$	-0.64	0.41	-8.44 **	0.70	0.49	9.85 **	-0.12	0.02	-1.08	0.17	0.03	1.52
$E5$	-0.73	0.54	-10.79 **	0.50	0.25	5.79 **	-0.12	0.01	-1.06	0.05	0.00	0.42

Porastový model 3 - $f = 97$						Porastový model 4 - $f = 256$						
N_0	-0.49	0.24	-5.57 **	-0.51	0.26	-5.84 **	-0.88	0.77	-29.55 **	0.86	0.74	27.00 **
$R1$	-0.50	0.25	-5.71 **	-0.49	0.24	-5.57 **	-0.89	0.79	-31.42 **	0.87	0.76	28.58 **
$R2$	-0.45	0.20	-4.94 **	-0.34	0.11	-3.53 **	-0.88	0.77	-29.45 **	0.86	0.75	27.48 **
λ	0.77	0.60	12.01 **	-0.11	0.01	-1.11	0.93	0.86	39.36 **	-0.93	0.86	-40.00 **
N_2	-0.76	0.58	-11.46 **	0.05	0.00	0.52	-0.92	0.85	-38.20 **	0.92	0.86	38.89 **
H'	-0.79	0.62	-12.54 **	0.01	0.00	0.06	-0.94	0.88	-42.63 **	0.94	0.87	42.23 **
N_1	-0.78	0.60	-12.15 **	-0.03	0.00	-0.27	-0.94	0.87	-42.19 **	0.93	0.87	41.90 **
$E1$	-0.61	0.37	-7.62 **	0.47	0.22	5.28 **	-0.93	0.87	-40.88 **	0.94	0.88	42.69 **
$E3$	-0.53	0.28	-6.10 **	0.56	0.31	6.58 **	-0.93	0.86	-39.55 **	0.93	0.87	42.04 **
$E5$	-0.65	0.42	-8.33 **	0.36	0.13	3.82 **	-0.91	0.82	-34.72 **	0.91	0.83	34.85 **
Porastový model 6 - $f = 202$						Porastový model 7 - $f = 320$						
N_0	-0.62	0.38	-11.23 **	-0.07	0.01	-1.06	-0.59	0.35	-13.00 **	-0.30	0.09	-5.57 **
$R1$	-0.62	0.39	-11.31 **	-0.06	0.00	-0.81	-0.59	0.35	-13.16 **	-0.29	0.08	-5.39 **
$R2$	-0.48	0.23	-7.74 **	0.00	0.00	0.05	-0.56	0.31	-11.99 **	-0.23	0.05	-4.29 **
λ	0.87	0.76	25.53 **	-0.44	0.19	-6.99 **	0.48	0.23	9.71 **	-0.04	0.00	-0.71
N_2	-0.78	0.61	-17.81 **	0.31	0.10	4.65 **	-0.41	0.17	-8.15 **	-0.06	0.00	-1.16
H'	-0.84	0.71	-22.35 **	0.34	0.11	5.12 **	-0.54	0.29	-11.33 **	-0.05	0.00	-0.91
N_1	-0.80	0.64	-18.75 **	0.26	0.07	3.83 **	-0.50	0.25	-10.38 **	-0.12	0.01	-2.12 *
$E1$	-0.83	0.69	-21.30 **	0.68	0.46	13.18 **	-0.37	0.14	-7.23 **	0.32	0.10	6.04 **
$E3$	-0.80	0.64	-19.05 **	0.72	0.52	14.91 **	-0.29	0.09	-5.46 **	0.35	0.13	6.77 **
$E5$	-0.84	0.71	-22.14 **	0.62	0.38	11.23 **	-0.39	0.15	-7.56 **	0.32	0.10	6.10 **
Porastový model 8 - $f = 322$						Porastový model 9 - $f = 216$						
N_0	-0.59	0.35	-13.16 **	-0.26	0.07	-4.77 **	-0.57	0.32	-10.07 **	-0.33	0.11	-5.09 **
$R1$	-0.60	0.36	-13.42 **	-0.24	0.06	-4.53 **	-0.56	0.31	-9.81 **	-0.33	0.11	-5.04 **
$R2$	-0.57	0.32	-12.40 **	-0.18	0.03	-3.33 **	-0.47	0.22	-7.83 **	-0.30	0.09	-4.68 **
λ	0.43	0.19	8.66 **	-0.04	0.00	-0.76	0.36	0.13	5.73 **	-0.01	0.00	-0.14
N_2	-0.37	0.14	-7.22 **	-0.06	0.00	-1.00	-0.28	0.08	-4.26 **	-0.09	0.01	-1.35
H'	-0.50	0.25	-10.37 **	-0.04	0.00	-0.75	-0.44	0.19	-7.14 **	-0.09	0.01	-1.34
N_1	-0.47	0.22	-9.50 **	-0.11	0.01	-1.97	-0.40	0.16	-6.31 **	-0.15	0.02	-2.26 *
$E1$	-0.33	0.11	-6.21 **	0.31	0.10	5.84 **	-0.25	0.06	-3.81 **	0.32	0.10	4.98 **
$E3$	-0.24	0.06	-4.43 **	0.34	0.11	6.42 **	-0.15	0.02	-2.22 *	0.36	0.13	5.61 **
$E5$	-0.35	0.12	-6.68 **	0.33	0.11	6.18 **	-0.26	0.07	-3.98 **	0.31	0.09	4.70 **
Porastový model 10 - $f = 205$						Porastový model: Spolu - $f = 1809$						
N_0	-0.30	0.09	-4.56 **	-0.49	0.24	-8.02 **	-0.82	0.67	-60.91 **	-0.13	0.02	-5.66 **
$R1$	-0.35	0.12	-5.30 **	-0.38	0.14	-5.89 **	-0.82	0.68	-62.02 **	-0.13	0.02	-5.43 **
$R2$	-0.38	0.15	-5.96 **	0.04	0.00	0.55	-0.81	0.66	-58.93 **	-0.10	0.01	-4.13 **
λ	0.74	0.55	15.94 **	0.10	0.01	1.39	0.82	0.67	59.97 **	-0.16	0.03	-6.97 **
N_2	-0.68	0.46	-13.30 **	-0.15	0.02	-2.21 *	-0.78	0.60	-52.28 **	-0.05	0.00	-1.93
H'	-0.63	0.39	-11.52 **	-0.26	0.07	-3.85 **	-0.85	0.73	-69.44 **	0.05	0.00	1.99 *
N_1	-0.60	0.36	-10.83 **	-0.27	0.07	-3.96 **	-0.80	0.64	-56.81 **	-0.06	0.00	-2.75 **
$E1$	-0.62	0.39	-11.42 **	0.31	0.10	4.70 **	-0.67	0.45	-38.28 **	0.45	0.20	21.37 **
$E3$	-0.55	0.31	-9.53 **	0.37	0.13	5.64 **	-0.60	0.36	-31.78 **	0.49	0.24	23.61 **
$E5$	-0.59	0.35	-10.42 **	0.27	0.07	4.00 **	-0.65	0.42	-36.23 **	0.46	0.21	21.96 **

$R_{x,y}$ – korelačný koeficient, $R^2_{x,y}$ – koeficient determinácie, t – Studentova t štatistika, $f = n - 2$

5.4. INTEGROVANÝ VPLYV VEĽKOSTI SKUSNEJ PLOCHY A POČTU DRUHOV NA VARIABILITU INDEXOV BIODIVERZITY PO PLOCHE PORASTU

Relatívne miery vyjadrujúce variabilitu veličín zohrávajú vo výberovej štatistike dôležitú úlohu. Zvlášť významné su poznatky o nich pri plánovaní pokusov, keď sa rozhodujeme, koľko skusných plôch musíme založiť, aby sme zisťovanú veličinu určili s požadovanou presnosťou. Všeobecná forma kalkulačného vzorca, na základe ktorého veľkosť výberu n určujeme, je (ŠMELKO 1991):

$$n = \left(\frac{z_{\alpha/2} \cdot \sigma_x \%}{\Delta_{\bar{x}} \%} \right)^2 \quad [87]$$

kde:

$z_{\alpha/2}$ - kritická hodnota normálneho rozdelenia, ktorú si volíme na základe požadovanej spoľahlivosti, na ktorej hladine chceme interpretovať výsledky

- $\sigma_x\%$ - variačný koeficient zisťovanej veličiny. Odhadujeme ho na základe výberového variačného koeficienta $s_x\%$
- $\Delta_{\bar{x}}\%$ - požadovaná presnosť, s ktorou chceme výsledok dosiahnuť

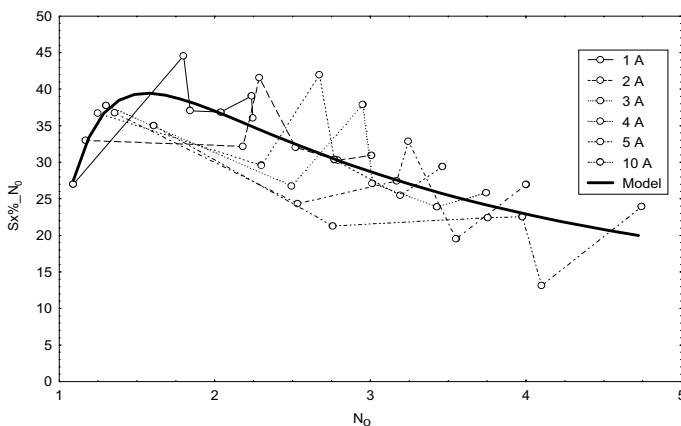
Hodnotu variačného koeficienta zvyčajne nepoznáme a odhadujeme ju na základe našich skúseností, prípadne poznatkov z literatúry, ktorá sa danou problematikou zaoberá. Správny odhad jeho veľkosti má významnú úlohu, pretože priamo ovplyvňuje výsledok pokusu. Ak ho podhodnotíme, založíme menší počet skusných plôch a výsledky budú menej presné. Naopak, ak ho nadhodnotíme, pôjde to na vrub ekonomiky, pretože investujeme nadbytočné financie na založenie prebytočných skusných plôch. Na Slovensku je táto problematika veľmi dobre rozpracovaná a výsledky o variabilite hlavných porastových veličín sú publikované v prácach ŠMELKA (1968, 86, 97). Keďže problematikou inventarizácie biodiverzity indexovými metódami sa u nás z tohto pohľadu ešte nikto nezaoberal a aj v zahraničnej literatúre sme takéto výsledky nenašli, považovali sme za vhodné túto oblasť podrobne rozpracovať.

V úvode výskumu tejto problematiky sme analyzovali vplyv veľkosti skusnej plochy na veľkosť variačných koeficientov jednotlivých indexov biodiverzity, ale ako sa neskôr ukázalo v rozhodujúcej miere variabilitu indexov ovplyvňoval aj počet druhov. Preto sme v ďalšej etape integrovali vplyv oboch faktorov a výskum variability indexov pokračoval v tejto forme. Výsledkom je konštrukcia modelov variability pre všetky indexy biodiverzity, kde je variačný koeficient indexu funkciou počtu druhov, ktorý sa na skusnej ploche očakáva. Prehľad jednotlivých modelov, ako aj ich matematickú charakteristiku uvádzame na obrázkoch 58-67 a v tabuľke 12. Vo všeobecnosti môžeme uplatnené matematické modely rozdeliť na dva druhy a to model polynomickej (3 stupňa), ktorý sme aplikovali na indexy N_0 , $R1$, $R2$, H' , $E1$, $E3$ a $E5$ a model exponenciálny použitý pri indexoch λ , N_1 a N_2 . Z hľadiska priebehu závislosti môžeme opäť vylíšiť dva spôsoby správania sa. Prvá skupina je tvorená indexami λ , N_1 , N_2 , N_0 a $R2$. Ich variabilita najprv prudko stúpa do bodu kulminácie pri priemernom počte 2.2 až 2.5 druhov, odkiaľ pozvoľne klesá. Hodnota variačného koeficientu v bode kulminácie sa pohybuje okolo 30%. Pri indexoch N_0 a $R2$ variačný koeficient v bode kulminácie dosahuje hodnotu okolo 40%, pričom jeho kulminácia je posunutá k nižšej priemernej druhovej početnosti, t.j. pri počte cca 1.5 druhu. Druhú skupinu tvoria indexy $R1$, H' , $E1$, $E3$ a $E5$, pri ktorých má spomínaná závislosť typický exponenciálny tvar, teda ich variabilita s pribúdajúcou druhovou početnosťou klesá. Tento pokles je najprv veľmi prudký, ale pri priemernom počte 2.0 druhov pokles ustáva. Zaujímavosťou pri týchto indexoch je, že v takmer rovnorodých porastoch je ich variabilita veľmi vysoká a dosahuje hodnotu až 300%, čo súvisí s ich matematickou podstatou.

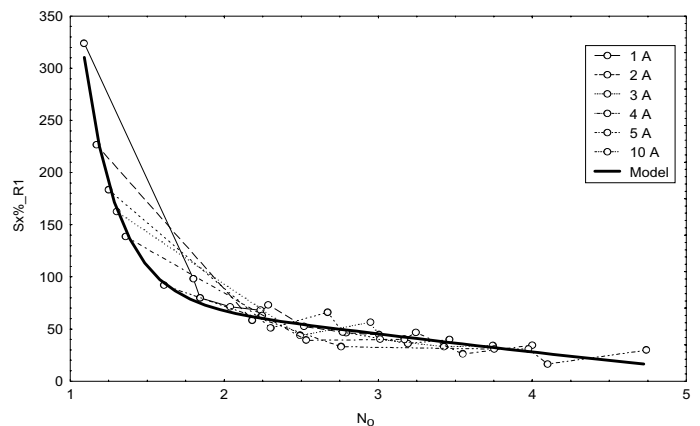
Tabuľka 12. Matematicko – štatistická charakteristika modelov variability indexov biodiverzity.

Model		n = 36				l_{xy}	l^2_{xy}	Suma štvorcov odchylok	Stredná chyba modelu	Relatívna chyba modelu
A	B									
		Regresné koeficienty								
Index	Model	a	b	c	d					
N_0	A	-1.79	139.91	-152.34	46.52	0.75	56.01	761.46	3.25	10.65
R1	A	-116.37	987.99	-2045.20	1609.71	0.99	98.05	2728.91	6.16	8.66
R2	A	-1.79	139.91	-152.34	46.52	0.78	60.27	456.08	2.52	8.07
S	B	8.94	-14.61	0.33		0.95	89.66	412.41	2.39	9.64
H'	A	-108.12	913.16	-1840.64	1489.52	0.99	98.81	1948.37	5.20	6.83
N_1	B	9.32	-13.87	0.26		0.91	82.25	611.26	2.91	11.86
N_2	B	9.41	-14.78	0.27		0.93	87.38	506.12	2.65	10.79
E1	A	-101.91	859.68	-1769.73	1468.95	0.99	98.83	1979.93	5.24	7.27
E3	A	-97.89	923.60	-1961.57	1605.03	0.99	98.51	2385.16	5.76	7.24
E5	A	-94.79	751.21	-1549.79	1317.06	0.99	98.49	2453.91	5.84	9.40

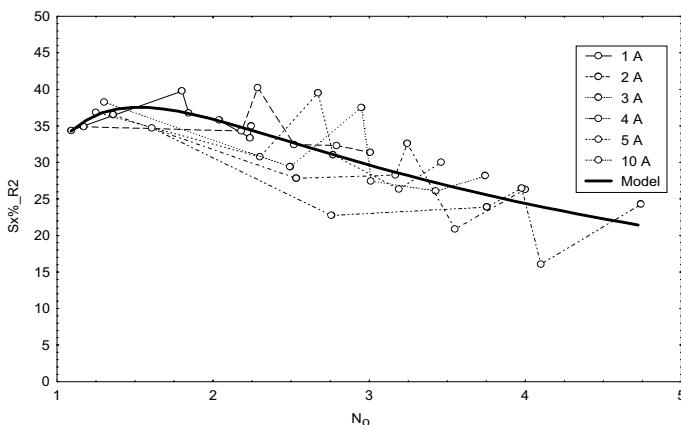
Obrázok 58. Priebieha variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity N_0 v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).



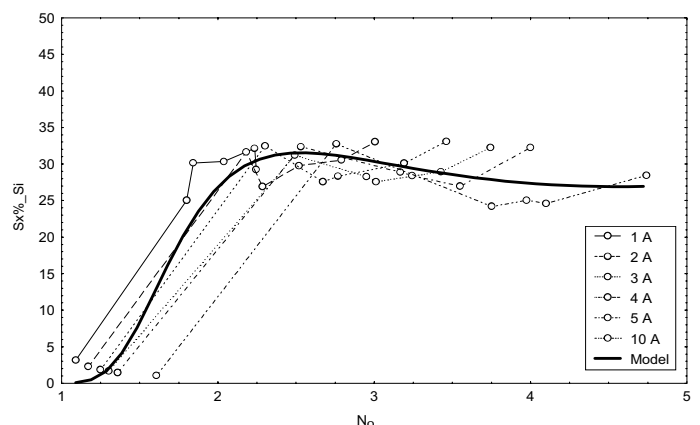
Obrázok 59. Priebieha variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity R1 v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).



Obrázok 60. Priebieha variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity R2 v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).

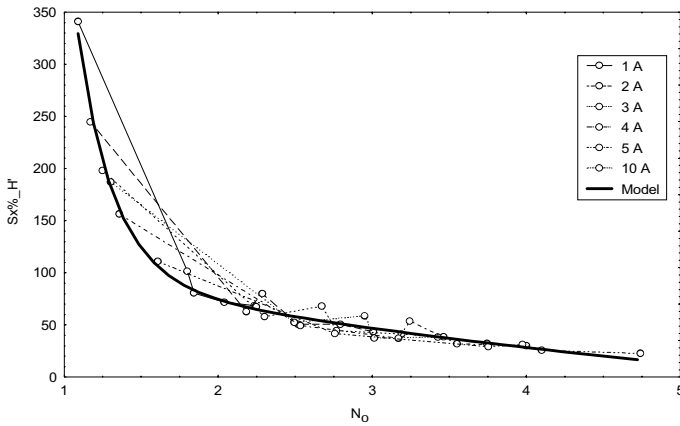


Obrázok 61. Priebieha variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity λ v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).

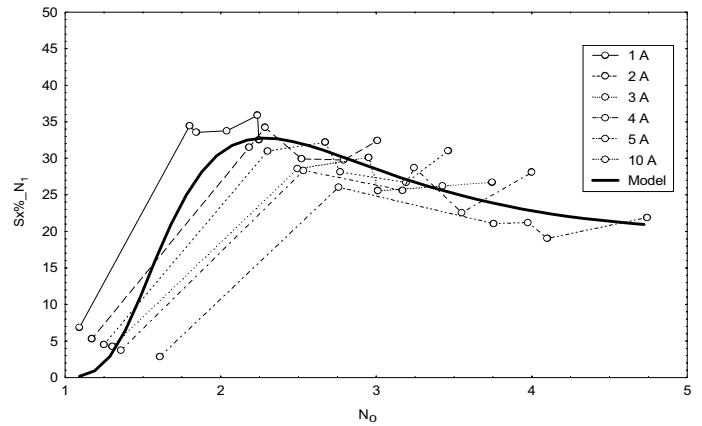


Na základe uvedeného rozboru odporúčame v prípade výberového plánu, ktorý je založený na inventarizácii alebo monitorovaní biodiverzity iba jedným z posudzovaných indexov uprednostniť indexy λ , N_1 , N_2 , N_0 alebo R2. Ich variabilita sa pohybuje v rozpätí hodnôt, ktoré sú podobné hodnotám variability hlavných porastových taxačných veličín, takže je možné prepojiť tieto inventarizácie do jedného cyklu, čo je aj v intenciách integrovaných metód.

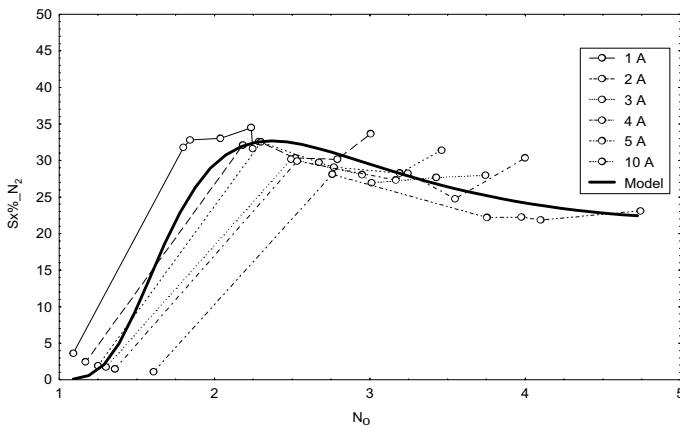
Obrázok 62. *Priebeh variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity H' v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).*



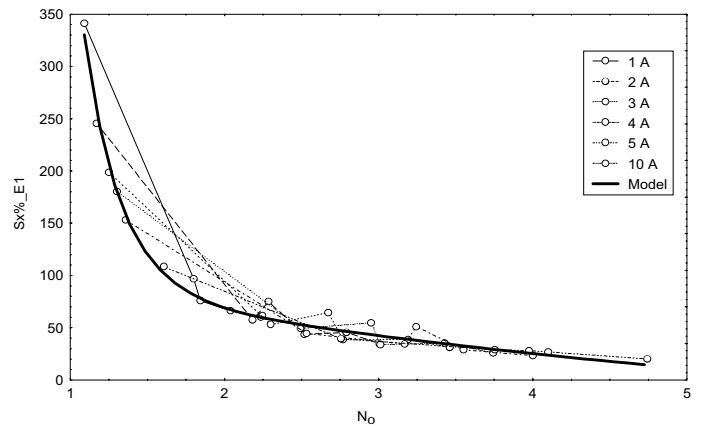
Obrázok 63. *Priebeh variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity N_1 v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).*



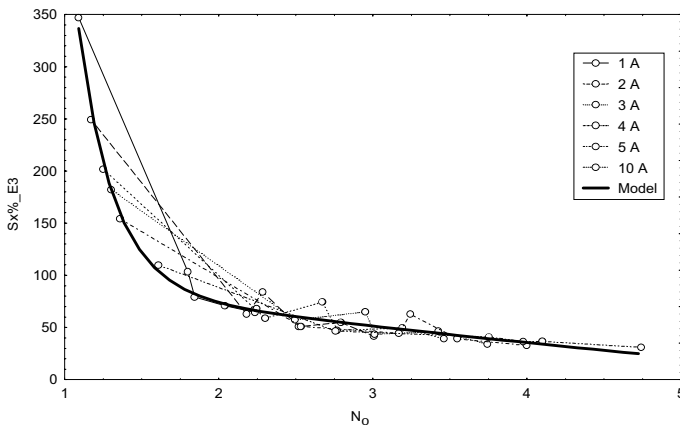
Obrázok 64. *Priebeh variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity N_2 v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).*



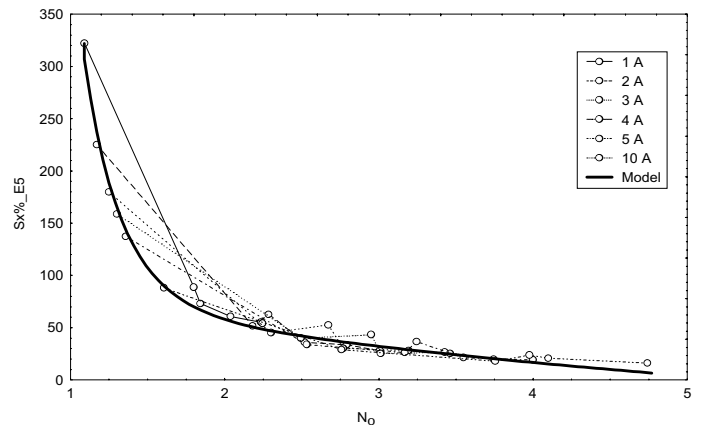
Obrázok 65. *Priebeh variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity $E1$ v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).*



Obrázok 66. *Priebeh variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity $E3$ v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).*



Obrázok 67. *Priebeh variačného koeficientu ($S_x\%$) indexu biodiverzity $E5$ v integrovanej závislosti na priemernom počte druhov na skusnej ploche (N_0) a veľkosti skusnej plochy (A - ár).*



Vlastný odhad variačného koeficienta pre kalkuláciu výberového plánu spočíva v odhade druhovej bohatosti, ktorá sa vzťahuje na veľkosť výberovej jednotky. Inými slovami, ide o odhad priemerného počtu druhov, ktorý v danej inventarizovanej oblasti zachytíme na skusnej ploche o stanovenej optimálnej veľkosti. Nasleduje jednoduché odčítanie hodnoty variačného koeficienta v príslušnom nomograme (obrázok 68-69), kde je jeho hodnota v priesečníku priemerného počtu druhov a krivky modely variability vybraného indexu. Odhadovaný variačný koeficient indexu

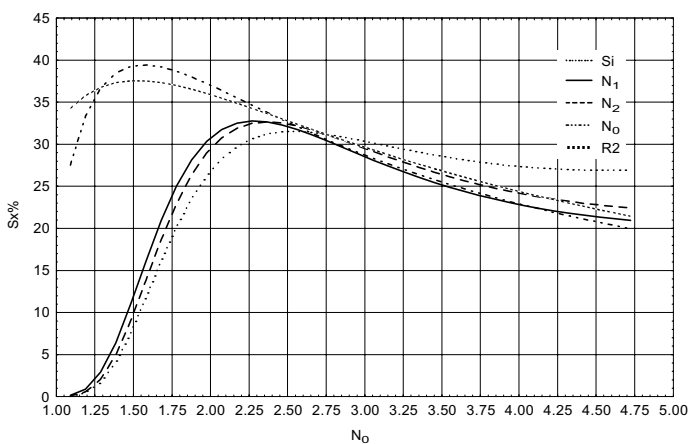
biodiverzity určíme s nomogramu s presnosťou uvedenou v tabuľke 12. Napr. pri predpokladanom zachytení 3 druhov na skusnej ploche je hodnota variačného koeficientu indexu N_2 28%. Skutočná hodnota variačného koeficienta sa bude nachádzať s 95% pravdepodobnosťou v rozmedzí:

$$IS \rightarrow \sigma_x \% = s_x \% \pm z_{\alpha/2} \cdot \frac{s_{s_x} \%}{\sqrt{2 \cdot n}} \quad [88]$$

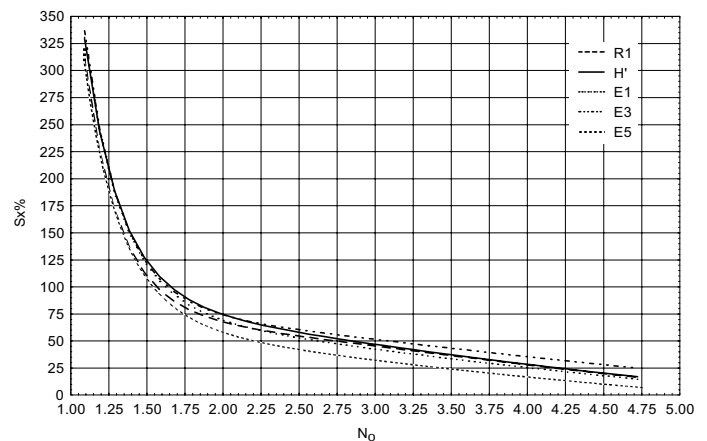
$$IS \rightarrow \sigma_x \% = 28 \pm 1.96 \cdot \frac{28}{\sqrt{2 \cdot 36}} = 28 \pm 1.96 \cdot 2.7 \text{ (Tabuľka 12: } 2.65 \cong 2.7)$$

$$22.7 < \sigma_x \% < 33.3$$

Obrázok 68. Nomogram pre odhad hodnoty variačného koeficienta pri spoľahlivosti 68% pre indexy biodiverzity λ , N_1 , N_2 , N_0 a R_2 .



Obrázok 69. Nomogram pre odhad hodnoty variačného koeficienta pri spoľahlivosti 68% pre indexy biodiverzity R_1 , H' , E_1 , E_3 a E_5 .



Pre kalkuláciu výberového plánu odporúčame použiť hornú hranicu intervalového rozpätia, teda vyššiu hodnotu variačného koeficienta (poistíme sa). Jednou z možných ciest je aj to, že pri integrovanom prístupe budeme hľadať kompromis medzi variabilitou produkčných charakteristík ako aj charakteristík biodiverzity.

5.5. METODIKA KVANTIFIKÁCIE BIODIVERZITY PRE STROMOVÚ VRSTVU NA PORASTOVEJ ÚROVNI

Z rozboru biodiverzity v úvodných kapitolách vieme, že biodiverzita sa skladá z troch základných zložiek a to druhovej bohatosti, diverzity a vyrovnanosti. V týchto intenciách sme pristúpili ku konštrukcii modelu kvantifikácie biodiverzity pre stromovú vrstvu. Pri jeho tvorbe sme sa snažili uplatniť všetky dosiahnuté poznatky získané v predošlých kapitolách. K riešeniu danej problematiky je možné pristupovať na dvoch úrovniach:

1. biodiverzitu určitej lokality, porastu charakterizujeme jedným číslom, alebo
2. biodiverzitu určitej lokality, porastu charakterizujeme relatívnym podielom jednotlivých zastúpených stupňov biodiverzity.

V tejto práci sme uplatnili prvý prístup, pričom cieľom bolo vypracovať model určovania biodiverzity na maloplošnej (porastovej) úrovni, pretože takýto model v súčasnosti na Slovensku

neexistuje. Druhý prístup je bežným štatistickým prístupom pri vyhodnocovaní kvalitatívnej veličiny zisťovanej výberovým spôsobom. Stupeň biodiverzity je síce kvalitatívna veličina, ale umožňuje použiť aj prvý prístup, pretože jeho určenie vychádza z kvantitatívnych veličín (indexy biodiverzity) a tie môžeme určovať buď jednotlivo na skusných plochách alebo ako priemer z viacerých skusných plôch.

Ťažiskovou metódou konštrukcie modelu bola diskriminačná analýza (COOLEY & LOHNES 1971). Na základe PM 2, 4, 7 a 10 (parametrizačná vzorka) sme odvodili štyri diskriminačné rovnice, pomocou ktorých klasifikujeme príslušnosť inventarizovaného objektu do jedného zo štyroch stupňov biodiverzity. V navrhovanom diskriminačnom modeli (BIODIVERSS) sme použili nasledovných päť indexov biodiverzity: $R1$, $R2$, λ , H' a $E1$. Z veľkého množstva odskúšaných kombinácií dávala práve táto kombinácia indexov najlepšie výsledky správnej klasifikácie stupňa biodiverzity. Indexy diverzity a vyrovnanosti sú odvodzované zo zastúpenia určovaného z $G.ha^{-1}$. Výsledný diskriminačný model má nasledovný všeobecný tvar:

$$\text{Diskriminačné skóre } j = R1 \cdot b_{j1} + R2 \cdot b_{j2} + \lambda \cdot b_{j3} + H' \cdot b_{j4} + E1 \cdot b_{j5} + b_{j6} \quad [89]$$

kde: j - 1 až 4 stupeň biodiverzity

Hodnoty regresných koeficientov jednotlivých diskriminačných rovníc obsahuje tabuľka 13.

Tabuľka 13. Parametre regresných koeficientov diskriminačného modelu BIODIVERSS.

Index biodiverzity	Regresný koeficient	Stupeň biodiverzity			
		1	2	3	4
$R1$	b_1	-625.54	-599.78	-623.08	-653.02
$R2$	b_2	623.89	616.99	737.29	779.46
λ	b_3	2376.13	2383.77	2362.28	2486.22
H'	b_4	1208.42	1194.35	1196.97	1282.84
$E1$	b_5	404.61	436.94	422.71	426.60
	b_6	-1201.47	-1216.76	-1205.33	-1352.92

Vlastná kvantifikácia stupňa biodiverzity spočíva v tom, že po dosadení aktuálnych hodnôt indexov biodiverzity do diskriminačných rovníc vypočítame diskriminačné skóre pre príslušné stupne biodiverzity (1-4). Hodnotená lokalita, porast atď. patrí do toho stupňa biodiverzity, v ktorom je jeho hodnota diskriminačného skóra maximálna. Na prvý pohľad sa môže zdať táto procedúra veľmi komplikovaná, ale ak si uvedomíme, že je zvládnuteľná aj na vreckovej kalkulačke, opak je pravdou. Výsledky klasifikačnej matice parametrizačnej vzorky sú uvedené v tabuľke 14. V ďalšej tabuľke (15) uvádzame testovacie charakteristiky modelu. Na základe Fischerovej štatistiky F a Willkinsovej štatistiky lambda môžeme s 99.9% pravdepodobnosťou tvrdiť, že navrhovaný diskriminačný model je vysoko štatisticky významný. Willkinsovu štatistiku lambda interpretujeme tak, že ak sa jej hodnota blíži k 0, model je vhodný a naopak ak sa blíži k 1, je nevyhovujúci. V ďalšom stĺpci tabuľky sú uvedené parciálne hodnoty Willkinsovej lambdy, na základe ktorých môžeme posúdiť príspevok jednotlivých vstupných veličín ku diskriminácii

závislej veličiny. Všetky použité indexy sú štatisticky významné, čo značí, že všetky implementované indexy prispievajú ku diskriminácii stupňa biodiverzity, ale najväčší vplyv majú indexy H' , $E1$ a $R2$. Pre lepšie a názornejšie objasnenie klasifikácie sme použili kanonickú analýzu. Na obrázku 70 uvádzame umiestnenie jednotlivých skupín stupňov biodiverzity s ich približným ohraničením. Vidíme, že najlepšia klasifikácia sa dosahuje v okrajových triedach stupňov biodiverzity, pretože ich prelínanie je v porovnaní s prostrednými stupňami minimálne.

Tabuľka 14. Klasifikačná matica parametrizačnej vzorky modelu BIODIVERSS.

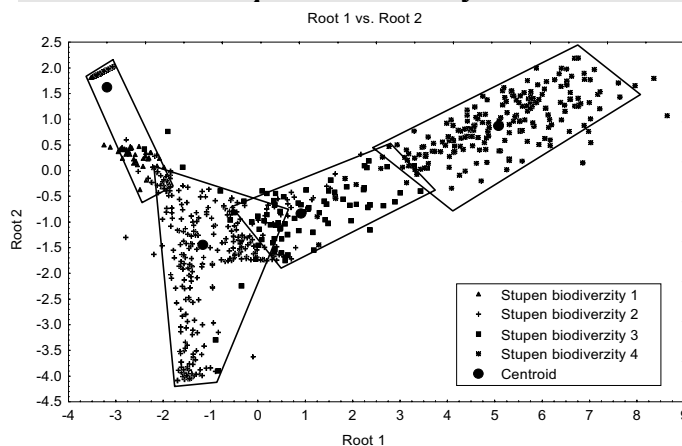
Stupeň biodiverzity	Percento správneho zatriedenia	Stupeň biodiverzity			
		1	2	3	4
		Absolútne počty skusných plôch			
1	95.74	247.00	11.00	0.00	0.00
2	86.34	25.00	278.00	18.00	1.00
3	73.08	4.00	30.00	114.00	8.00
4	95.17	0.00	0.00	10.00	197.00
Celkovo	88.65	276.00	319.00	142.00	206.00

Tabuľka 15. Štatistická charakteristika diskriminačného modelu BIODOVERSS.

Model BIODIVERSS			
Počet premenných: 5	Počet skupín: 4		
Wilks' Lambda: 0.02591	$F_{(15,2581)}=474.25^{***}$		
Jednotlivé vstupné premenné			
Index biodiverzity	Wilks' Lambda	Partial Lambda	$F_{(3,935)}$ ***99.9%
$R1$	0.03	0.85	53.43 ***
$R2$	0.03	0.75	105.51 ***
λ	0.03	0.79	82.66 ***
H'	0.04	0.67	151.66 ***
$E1$	0.04	0.70	135.10 ***

Aby sme overili a potvrdili kvalitu navrhovaného diskriminačného modelu BIODIVERSS, odskúšali sme jeho použitie na všetkých PM, teda aj na modeloch mimo parametrizačnej vzorky. Ako uvádza VANCLAY *et al.* (1996), kvalitný model sa prejaví až vtedy, ak jeho validáciu vykonáme aj na nezávislej vzorke, nepoužitej pri parametrizácii modelu. Pokus sme opakovali 70- krát, pričom sme zároveň skúmali vplyv intenzity výberu na pravdepodobnosť správnej klasifikácie. Výsledky sú uvedené v

Obrázok 70. Grafická interpretácia klasifikácie stupňov biodiverzity.



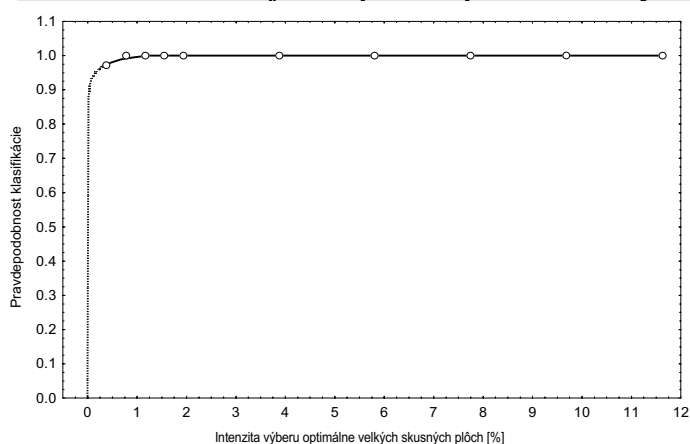
tabuľke 16 a sú prekvapujúco dobré. Už pri založení 4 – 5 skusných plôch sa pravdepodobnosť správnej klasifikácie stupňa biodiverzity pohybuje okolo 90%.

Tabuľka 16. Pravdepodobnosť správnej klasifikácie stupňa biodiverzity v jednotlivých PM 1-10.

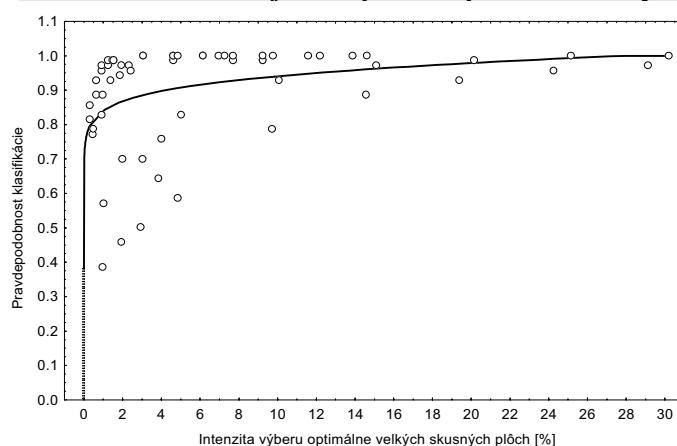
Počet opakovaní pokusu: 70 krát							
PM	Optimálna veľkosť skusnej plochy [ha]	Počet skusných plôch vo výbere	Intenzita výberu [%]	Stupeň biodiverzity			
				Pravdepodobnosť klasifikácie			
				1	2	3	4
1	0.04	1	0.97	20.00	38.57	41.43	0.00
		2	1.94	20.00	45.71	34.29	0.00
		3	2.91	15.71	50.00	34.29	0.00
		4	3.88	10.00	64.29	25.71	0.00
		5	4.85	14.29	58.57	27.14	0.00
		10	9.71	1.43	78.57	20.00	0.00
		15	14.56	0.00	88.57	11.43	0.00
		20	19.42	1.43	92.86	5.71	0.00
		25	24.27	0.00	95.71	4.29	0.00
		30	29.13	0.00	97.14	2.86	0.00
2	0.04	1	1.28	2.86	20.00	72.86	4.29
		2	2.56	0.00	11.43	88.57	0.00
		3	3.85	0.00	8.57	91.43	0.00
		4	5.13	0.00	4.29	95.71	0.00
		5	6.41	0.00	1.43	98.57	0.00
		10	12.82	0.00	0.00	100.00	0.00
		15	19.23	0.00	0.00	100.00	0.00
		20	25.64	0.00	0.00	100.00	0.00
		25	32.05	0.00	0.00	100.00	0.00
		30	38.46	0.00	0.00	100.00	0.00
3	0.03	1	1.01	1.43	57.14	41.43	0.00
		2	2.01	1.43	70.00	28.57	0.00
		3	3.02	0.00	70.00	30.00	0.00
		4	4.03	0.00	75.71	24.29	0.00
		5	5.03	1.43	82.86	15.71	0.00
		10	10.07	0.00	92.86	7.14	0.00
		15	15.10	0.00	97.14	2.86	0.00
		20	20.13	0.00	98.57	1.43	0.00
		25	25.17	0.00	100.00	0.00	0.00
		30	30.20	0.00	100.00	0.00	0.00
4	0.02	1	0.39	97.14	2.86	0.00	0.00
		2	0.78	100.00	0.00	0.00	0.00
		3	1.16	100.00	0.00	0.00	0.00
		4	1.55	100.00	0.00	0.00	0.00
		5	1.94	100.00	0.00	0.00	0.00
		10	3.88	100.00	0.00	0.00	0.00
		15	5.81	100.00	0.00	0.00	0.00
		20	7.75	100.00	0.00	0.00	0.00
		25	9.69	100.00	0.00	0.00	0.00
		30	11.63	100.00	0.00	0.00	0.00
6	0.03	1	0.49	15.71	78.57	5.71	0.00
		2	0.97	10.00	88.57	1.43	0.00
		3	1.46	1.43	98.57	0.00	0.00
		4	1.95	2.86	97.14	0.00	0.00
		5	2.44	4.29	95.71	0.00	0.00
		10	4.87	0.00	100.00	0.00	0.00
		15	7.31	0.00	100.00	0.00	0.00
		20	9.74	0.00	100.00	0.00	0.00
		25	12.18	0.00	100.00	0.00	0.00
		30	14.61	0.00	100.00	0.00	0.00
7	0.02	1	0.31	7.14	85.71	7.14	0.00
		2	0.62	7.14	92.86	0.00	0.00
		3	0.93	2.86	97.14	0.00	0.00
		4	1.23	2.86	97.14	0.00	0.00
		5	1.54	1.43	98.57	0.00	0.00
		10	3.09	0.00	100.00	0.00	0.00
		15	4.63	0.00	100.00	0.00	0.00
		20	6.17	0.00	100.00	0.00	0.00
		25	7.72	0.00	100.00	0.00	0.00
		30	9.26	1.43	98.57	0.00	0.00
8	0.02	1	0.31	7.14	81.43	11.43	0.00
		2	0.62	8.57	88.57	2.86	0.00
		3	0.93	1.43	95.71	2.86	0.00
		4	1.23	1.43	98.57	0.00	0.00
		5	1.54	1.43	98.57	0.00	0.00
		10	3.09	0.00	100.00	0.00	0.00
		15	4.63	0.00	100.00	0.00	0.00
		20	6.17	0.00	100.00	0.00	0.00
		25	7.72	1.43	98.57	0.00	0.00
		30	9.26	1.43	98.57	0.00	0.00

9	0.03	1	0.46	2.86	77.14	18.57	1.43
		2	0.93	4.29	82.86	12.86	0.00
		3	1.39	2.86	92.86	4.29	0.00
		4	1.85	2.86	94.29	2.86	0.00
		5	2.31	0.00	97.14	2.86	0.00
		10	4.63	1.43	98.57	0.00	0.00
		15	6.94	0.00	100.00	0.00	0.00
		20	9.26	0.00	100.00	0.00	0.00
		25	11.57	0.00	100.00	0.00	0.00
30	13.89	0.00	100.00	0.00	0.00		
10	0.03	1	0.48	0.00	0.00	5.71	94.29
		2	0.96	0.00	0.00	1.43	98.57
		3	1.44	0.00	0.00	0.00	100.00
		4	1.92	0.00	0.00	0.00	100.00
		5	2.40	0.00	0.00	0.00	100.00
		10	4.80	0.00	0.00	0.00	100.00
		15	7.20	0.00	0.00	0.00	100.00
		20	9.60	0.00	0.00	0.00	100.00
		25	12.00	0.00	0.00	0.00	100.00
		30	14.40	0.00	0.00	0.00	100.00

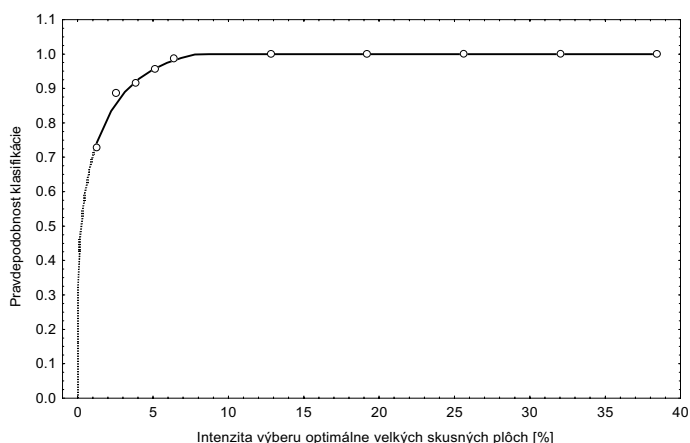
Obrázok 71. Model pravdepodobnosti správnej klasifikácie pre 1 stupeň biodiverzity.



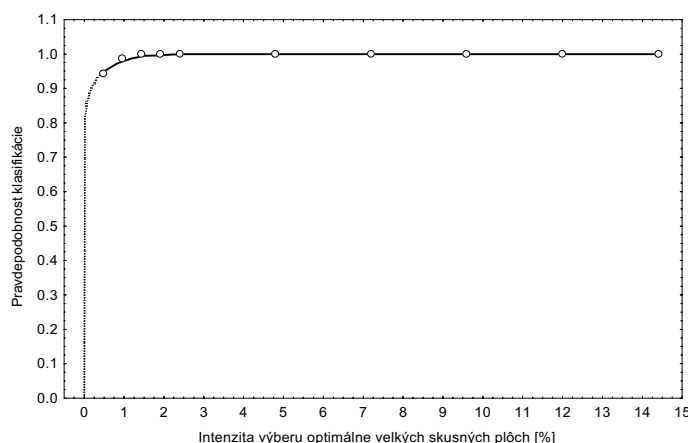
Obrázok 72. Model pravdepodobnosti správnej klasifikácie pre 2 stupeň biodiverzity.



Obrázok 73. Model pravdepodobnosti správnej klasifikácie pre 3 stupeň biodiverzity.



Obrázok 74. Model pravdepodobnosti správnej klasifikácie pre 4 stupeň biodiverzity.



Stredná chyba určenia pravdepodobnosti správnej klasifikácie je zložená z dvoch chýb a to z chyby modelu pravdepodobnosti (z vyrovnania) a chyby vyplývajúcej z teórie rozdelenia výberových podielov, nakoľko pravdepodobnosť je vlastne podiel výskytu skusných plôch v správnom stupni biodiverzity. Toto rozdelenie je binomické a pri jeho určovaní musíme rozlišovať dva prípady (ŠMELKO 1991):

1. ak rozsah výberu n a podiel p je dostatočne veľký, tak že platí $n \cdot p \cdot (1-p) > 9$, binomické rozdelenie výberového podielu w sa dá nahradiť približne normálnym rozdelením. Potom $P\%$ interval spoľahlivosti je definovaný nerovnosťou:

$$P(w - z_{\alpha/2} \cdot s_w \leq p \leq w + z_{\alpha/2} \cdot s_w) = 1 - \alpha \quad [90]$$

alebo v skrátenej tvare

$$IS \rightarrow p = w \pm z_{\alpha/2} \cdot s_w = w \pm z_{\alpha/2} \cdot \sqrt{\frac{w \cdot (1-w)}{n}} \quad [91]$$

2. keď podiel p je menší ako 0.3 alebo väčší ako 0.7 alebo ak je rozsah výberu n malý, rozdelenie výberových podielov w je výrazne ľavo – alebo pravostranné, preto sa používa transformácia výberového podielu na veličinu φ , ktorú navrhol R.A. Fischer

$$\varphi = 2 \cdot \arcsin \cdot \sqrt{w} \quad [92]$$

Táto veličina má približne normálne rozdelenie so smerodajnou odchýlkou

$$s_\varphi = \frac{1}{\sqrt{n}} \quad [93]$$

a chybou

$$s_{\varphi} = \frac{z_{\alpha/2}}{\sqrt{n}} \quad [94]$$

Určenie intervalu spoľahlivosti (podľa vzťahu 90) pre skutočný podiel p , v ktorom sa bude s určitou pravdepodobnosťou nachádzať, sa potom robí tak, že sa najprv pre transformovanú veličinu vypočíta spodná φ_1 a horná φ_2 hranica a z nich sa spätnou transformáciou odvodí spodná a horná hranica intervalu pre podiel p .

Na základe toho celková stredná chyba pravdepodobnosti správnej klasifikácie s_{p_K} potom bude:

$$s_{p_K} = \sqrt{s_{p_M}^2 + s_{p_R}^2} \text{ resp. } s_{p_{K_1}} = \sqrt{s_{p_M}^2 + s_{p_{R_1}}^2} \text{ a } s_{p_{K_2}} = \sqrt{s_{p_M}^2 + s_{p_{R_2}}^2} \quad [95]$$

kde: s_{p_M} - stredná chyba vyplývajúca z modelu

s_{p_R} - stredná chyba vyplývajúca z teórie rozdelenia výberových podielov

a interval spoľahlivosti, v ktorom sa s pravdepodobnosťou $P=0.68$ bude nachádzať skutočná hodnota správnej klasifikácie p_{KL} sa určí na základe vzťahu:

$$IS \rightarrow p_{KL} = p_K \pm s_{p_K} \text{ resp. } IS \rightarrow p_{KL} = p_K - s_{p_{K_1}} \text{ a } IS \rightarrow p_{KL} = p_K + s_{p_{K_2}} \quad [96]$$

Tabuľka 17. Matematicko – štatistická charakteristika modelov pre odhad pravdepodobnosti správnej klasifikácie stupňa biodiverzity.

Model: $p_{M_j} = A_j \cdot (f^{B_j}) \cdot (e^{(C_j \cdot f)}) + D_j \cdot f + K_j$ [97]										
Stupeň biodiverzity	p_M - pravdepodobnosť klasifikácie j - stupeň biodiverzity f - intenzita výberu (v %)					Podmienka	Suma štvorcov odchýlok	I_{xy}	I^2_{xy}	Stredná chyba modelu
	Regresné koeficienty									
	A	B	C	D	E					
1	1.0115247	0.0318998	-0.0481008	0.0326230	-0.0003600	$Ak f > 1.23 \Rightarrow p = 1.00$	0.0110	0.9999	99.98	0.032
2	0.8389785	0.0447016	-0.0015998	0.0024629	0.0005690	$Ak f > 27.96 \Rightarrow p = 1.00$	1.1761	0.6712	45.05	0.139
3	0.7168116	0.2490838	-0.0408289	0.0166147	-0.0003032	$Ak f > 7.79 \Rightarrow p = 1.00$	0.1053	0.9992	99.83	0.098
4	0.9988134	0.0582806	-0.0498621	0.0301747	-0.0000053	$Ak f > 1.87 \Rightarrow p = 1.00$	0.0167	0.9999	99.97	0.039

Navrhovaný diskriminačný model BIODIVERSS je aj návrhom metodiky tvorby modelu, ktorý by platil pre celoslovenské pomery. Pre jeho odvodenie by bolo potrebné spracovať údaje z viacerých porastov, kde by parametrizačnú vzorku pre každý stupeň biodiverzity tvorilo niekoľko porastov, ktoré by zároveň reprezentovali aj jednotlivé vývojové štádiá lesa. Je totiž možné, že aplikácia tohto modelu mimo územia školského lesného podniku Zvolen, kde boli PM zakladané, by mohla ovplyvniť správnosť klasifikácie stupňa biodiverzity. Na druhej strane sa domnievame, že biologická diverzita je veličinou, ktorá je nezávislá na regionálnych vplyvoch. Napr. porasty s malou diverzitou sú rovnako na Východnom Slovensku ako aj na Západnom, v nížinách ako aj pri hornej hranici lesa. Mení sa iba druhové zloženie, čo priamo model neovplyvňuje. Navyše, navrhovaný diskriminačný model BIODIVERSS je konštruovaný so širokou valenciou a hoci je tvorený iba na báze štyroch reprezentatívnych porastov, musíme si uvedomiť, že je zostavený na podklade 865 skusných plôch.

Na koniec by sme ešte raz chceli zdôrazniť, že navrhovaný diskriminačný model určovania stupňa biologickej diverzity stromovej vrstvy BIODIVERSS je možné použiť iba vtedy, ak je biodiverzita zisťovaná indexovými metódami na optimálne veľkých skusných plochách metódou priemeru. Kvantifikáciu stupňa biodiverzity použitím navrhovaného modelu BIODIVERSS ukážeme na nasledujúcom príklade.

Príklad 2. Kvantifikácia stupňa biodiverzity modelom BIODIVERSS na porastovej úrovni.

V dielci 33 bola vykonaná inventarizácia produkčných charakteristík ako aj charakteristík biodiverzity. Ide o porast, ktorý by sme z hľadiska variability produkčných charakteristík zaradili do prvého stupňa rozrôznenia. V rámci inventarizácie boli v danom dielci založené štyri skusné plochy, ktorých základné charakteristiky sú uvedené v nasledujúcej tabuľke. Na základe podkladových údajov určíme stupeň biodiverzity stromovej vrstvy dielca 33 použitím diskriminačného modelu BIODIVERSS.

Dielec: 33									Výmera dieľa: 3.2 ha									
Optimálna výmera skusnej plochy: 3 áre									Počet skusných plôch: 4				Intenzita výberu: 3.75 %					
Sk. pl.	Druhy drevín / zastúpenie drevín								Spolu		Produkčné charakteristiky		Indexy biodiverzity					
	BK		HB		DB		JV		$\Sigma G.ha^{-1}$	Σp_i	$V.ha^{-1}$	$N.ha^{-1}$	N_0	$R1$	$R2$	λ	H'	EI
1	16.83	0.45	4.49	0.12	7.85	0.21	8.23	0.22	37.40	1.00	379.40	700.00	4.00	0.46	0.15	0.31	1.27	0.92
2	9.63	0.30	8.35	0.26	11.24	0.35	2.89	0.09	32.10	1.00	318.40	650.00	4.00	0.46	0.16	0.29	1.30	0.93
3	15.54	0.60	6.22	0.24	4.14	0.16	0.00	0.00	25.90	1.00	253.70	500.00	3.00	0.32	0.13	0.44	0.94	0.86
4	11.97	0.38	6.62	0.21	9.14	0.29	3.78	0.12	31.50	1.00	309.30	550.00	4.00	0.48	0.17	0.29	1.31	0.94
1-4	Aritmetický priemer veličín =								31.73		315.20	600.00	3.75	0.43	0.15	0.33	1.21	0.91

Stupeň	b_1	$R1$	b_2	$R2$	b_3	λ	b_4	H'	b_5	EI	b_6	Skóre	Výsledok
1	-625.54	· 0.43	+ 623.89	· 0.15	+ 2376.13	· 0.33	+ 1208.42	· 1.21	+ 404.61	· 0.91	+(-1201.47)	= 1240.44	
2	-599.78	· 0.43	+ 616.99	· 0.15	+ 2383.77	· 0.33	+ 1194.35	· 1.21	+ 436.94	· 0.91	+(-1216.76)	= 1250.30	
3	-623.08	· 0.43	+ 737.29	· 0.15	+ 2362.28	· 0.33	+ 1196.97	· 1.21	+ 422.71	· 0.91	+(-1205.33)	= 1253.16	***
4	-653.02	· 0.43	+ 779.46	· 0.15	+ 2486.22	· 0.33	+ 1282.84	· 1.21	+ 426.60	· 0.91	+(-1352.92)	= 1247.36	

Pravdepodobnosť správnej klasifikácie bude:

1. chyba modelu (tabuľka 17) = 0.098 → pri $P=95\% = 1.96 \cdot 0.098 = 0.192$.

2. chyba z teórie rozdelenia: keďže $n.p.(1-p) = 70 \cdot 0.917 \cdot (1-0.917) = 5.32 < 9$ musíme uvažovať s asymetrickým rozdelením a pri výpočte chyby uplatniť postup založený na Fischerovej transformácii. Teda:

$$\varphi = 2 \cdot \arcsin \cdot \sqrt{w} = 2 \cdot \arcsin \cdot \sqrt{0.917} = 2.557 \rightarrow p = 0.917$$

$$\varphi_1 = 2.557 - \frac{1.96}{\sqrt{70}} = 2.323$$

$$\varphi_2 = 2.557 + \frac{1.96}{\sqrt{70}} = 2.791$$

Po spätnej transformácii φ_1 a φ_2 budú hranice pravdepodobnosti $p_{R1}=0.842$ a $p_{R2}=0.970$. Z nich odvodíme chyby:

$$s_{p_{R1}(0.95)} = 0.917 - p_{R1} = 0.075$$

$$s_{p_{R2}(0.95)} = p_{R2} - 0.917 = 0.053$$

Celková chyba bude:

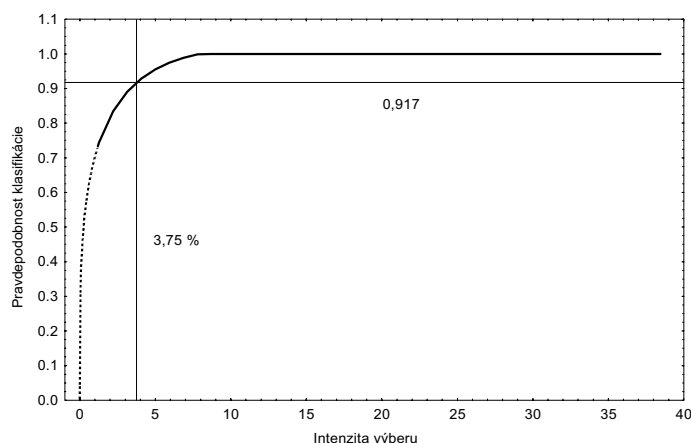
$$\text{Spodná hranica: } s_{p_{K1}(0.95)} = \sqrt{s_{p_M(0.95)}^2 + s_{p_{R1}(0.95)}^2} = \sqrt{0.192^2 + 0.075^2} = 0.21$$

$$\text{Horná hranica: } s_{p_{K2}(0.95)} = \sqrt{s_{p_M(0.95)}^2 + s_{p_{R2}(0.95)}^2} = \sqrt{0.192^2 + 0.053^2} = 0.20$$

$$IS \rightarrow p_{KL} = (p_K - s_{p_{K1}(0.95)}) < p_{KL} < (p_K + s_{p_{K2}(0.95)}) = (0.917 - 0.21) < p_{KL} < (0.917 + 0.20) = 0.71 < p_{KL} < 1.00.$$

Na hladine spoľahlivosti 95% môžeme teda tvrdiť, že dielec 33 patrí s pravdepodobnosťou 71 až 100% do 3. stupňa biodiverzity.

Obrázok 75. Pravdepodobnosť klasifikácie tretieho stupňa biodiverzity v dieleci 33.



6. ZALOŽENIE A ZHODNOTENIE POKUSU S ROZŠÍRENÝM INFORMAČNÝM SPEKTRUM MONITOROVANIA PRODUKCIE, ZDRAVOTNÉHO STAVU A BIODIVERZITY LESA

Navrhované metódy a získané poznatky z oblasti hodnotenia a kvantifikácie biodiverzity sme pokladali za vhodné aplikovať na reálny pokusný objekt predstavujúci jednotku priestorového rozdelenia lesa s vlastnosťami LUC. Pre tento účel sme použili objekt školského lesného podniku Technickej univerzity vo Zvolene a zároveň aj existujúcu sieť traktov založenú pri výskume veľkoplošnej inventarizácie lesa (ŠMELKO *et al.* 1986, 88). Informačné spektrum regionálnej inventarizácie lesa (RIL 98) bolo navrhnuté tak, aby užívateľ inventarizovanej oblasti získal komplexný prehľad nielen o stave produkčných charakteristík, ale aj charakteristík kvantifikujúcich biodiverzitu. Vyhodnotenie výsledkov, pri ktorom sme použili moderné informačné technológie (GIS) a geoštatistické metódy (Kriging) (BURROUGH 1986, HEINE 1986, MCBRATNEY & WEBSTER 1986, OLIVER 1990, ROYLE *et al.* 1981, CLARK 1979, SCHEER 1999, 2000), je zamerané len na biologickú diverzitu. Zároveň sme využili široké spektrum získaných informácií na doplnenie výskumu ich vplyvu na indexy biodiverzity, ako aj na výsledný stupeň biodiverzity.

6.1. PODKLADOVÝ MATERIÁL

6.1.1. POKUSNÝ OBJEKT – OPIS PRÍRODNÝCH A PRODUKČNÝCH POMEROV

Školský lesný podnik (ŠLP) (charakteristika platná k roku 1993) Technickej univerzity Zvolen sa rozprestiera na ploche 8043.59 ha, z čoho lesný pôdny fond tvorí 7743.74 ha. Lesnatosť územia je 54%. Najväčšiu časť územia zaberajú lesy osobitného určenia (44%), za nimi nasledujú lesy hospodárske (31%), lesy ochranné (21%) a ostatné plochy (4%).

Lesný hospodársky celok leží v dvoch orografických celkoch: Kremnické vrchy (85% územia- Sielnica, Kováčová, Budča) a Zvolenská kotlina (15% územia – Sliač, Veľká Lúka, Sampor, Lukavica, Zolná), ktoré sú oddelené riekou Hron. Najnižšie položené miesto na území ŠLP je pri Jalnej (280 m.n.m) a najvyšším bodom je vrchol Laurin v závere Sielnickej doliny (1150 m.n.m). V tomto veľkom výškovom rozpätí sa z pohľadu vegetačných pomerov nachádza 6 vegetačných lesných stupňov (VLS):

1. dubový
2. bukovo-dubový
3. dubovo-bukový
4. bukový

5. jedľovo-bukový
6. smrekovo-jedľovo-bukový.

Výskyt takéhoto počtu vegetačných lesných stupňov svedčí o veľkej pestroste prírodných a porastových pomerov (obr. P 3 zobrazuje relatívne zastúpenie lesných typov, P - príloha).

Z hľadiska hodnotenia porastových pomerov v drevinovej skladbe prevládajú listnaté (72.9%) nad ihličnatými (27.1%) drevinami. Zastúpenie jednotlivých drevín a vekovú štruktúru porastov zachytávajú obrázky P 4 a P 5. Vcelku ide o vyrovnanú štruktúru, kde najväčší podiel zaberá 2. vekový stupeň a najmenej sú zastúpené holiny.

Produkčné pomery porastov ŠLP môžeme charakterizovať priemernou zásobou 236.46 m³.ha⁻¹ a celkovou zásobou 1 831 091 m³. Plán obnovnej ťažby na decénium 1993-2002 predstavuje 499.05 ha, čo činí 225 113 m³. Objem prebierok je plánovaný na 79 385 m³.

Z pohľadu geologických a pôdnych pomerov sa v geologickom podloží Kremnických vrchov nachádzajú prevažne andezity. Zvýšený obsah sopečného skla v základnej hmote za priaznivých klimatických a petrografických podmienok vytvára v tejto časti hnedé pôdy andosolové až andosoly, ktorých podstatným znakom sú vysoké zásoby humusu (350 t.ha⁻¹). Takéto pôdy sa tu nachádzajú prevažne v 4. a 5. VLS pod živnejšími a aceróznejšími spoločenstvami. V oblasti Zvolenskej kotliny pestrá zmes jej výplne a jej charakteristický reliéf podmienili vývoj a vznik väčšieho počtu pôdnych jednotiek. Veľmi hojne sú v tejto časti rozšírené pôdy illimerizované a širšia škála ich subtypov ako aj pôdy charakteru pseudoglejov. Celkové zastúpenie pôdnych typov je na území ŠLP nasledovné:

- hnedé lesné pôdy 70.0%
- illimerizované pôdy 24.3%
- pseudogleje 5.7%.

Klimatické pomery sú závislé predovšetkým od zemepisnej polohy, orografických pomerov, vegetačného krytu a podobne. Priemerné zrážky predstavujú 700 až 1200 mm za rok. Pribúdajú od juhu na sever a od nižších polôh k vyšším. Podľa Končekovej klasifikácie sa územie ŠLP rozprestiera v troch klimatických oblastiach: teplá, mierne vlhká s chladnou zimou, mierne teplá s miernou zimou a chladná klimatická oblasť.

6.1.2. VÝBEROVÝ DIZAJN

Výberový dizajn sa týka rozhodnutí o druhu výberových jednotiek (skusných plôch), ich rozmiestnení a počte, čo má rozhodujúci vplyv na presnosť, náklady a organizáciu inventarizácie.

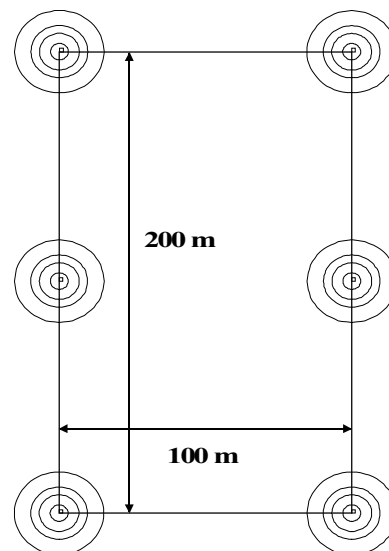
6.1.2.1. VÝBEROVÝ SYSTÉM

Pod pojmom výberový systém sa rozumie usporiadanie výberových jednotiek (skusných plôch) po inventarizovanom objekte.

Pri riešení úlohy sa využila sieť traktov obdĺžnikového tvaru o rozmeroch 100 x 200 m rozložených systematicky v štvorcovej sieti 2 x 2 km, ktoré boli na ŠLP založené v roku 1986 v rámci návrhu veľkoplošnej inventarizácie lesa pre podmienky Slovenska (ŠMELKO *et al.* 1986, 88). Na celej výmere ŠLP bolo celkovo založených 27 traktov. Každý trakt obsahuje 6 neviditeľne fixovaných skusných plôch (P 13) v odstupe 100 m. Výberový systém teda predstavuje systematický jednostupňový skupinový výber.

Výhodou traktov je ich dobrá pracovná zvládnuteľnosť ako aj fakt, že pri minimálnej chôdzi sa po skončení práce vráti pracovná skupina k východiskovému bodu. V porovnaní s jednotlivým rozmiestnením skusných plôch po celom území by sa rovnakým rozsahom výberu dosiahla vyššia presnosť, ale náklady na inventarizáciu by boli podstatne vyššie.

Obrázok 76. Výberový systém.



6.1.2.2. VÝBEROVÁ JEDNOTKA

Ako výberová jednotka sa aplikovali koncentrické kruhové skusné plochy. Princíp koncentrických kruhov spočíva v tom, že okolo spoločného stredu sa vytýči 3 alebo viac kruhov o zvolených polomeroch a v každom sa meria iný súbor stromov odstupňovaný podľa výšky alebo hrúbky stromu v $d_{1,3}$. Metóda sa zaraďuje do skupiny výberových metód s nerovnakými pravdepodobnosťami a umožňuje znížiť prácnosť merania a zároveň poskytuje rovnako presné výsledky ako iné výberové metódy. Koncentrické kruhy sa používajú samostatne alebo v kombinácii s inými skusnými plochami.

Vzhľadom k tomu, že ide o veľmi úzko špecializovanú oblasť a považovali sme za potrebné uviesť aspoň stručný prierez v minulosti i súčasnosti používaných skusných plôch koncentrických kruhov v zahraničí i u nás, zaradili sme tento prehľad pred vlastnou charakteristikou použitých skusných plôch koncentrických kruhov v pokuse RIL 98.

Vo Francúzsku v rámci národnej inventarizácie lesa používajú skusné plochy s tromi koncentrickými kruhmi s nasledovným odstupňovaním (PELZ & CUNIA 1985):

- | | | |
|----|-----------------------------|-------------|
| 1. | 7.5 – 22.5 cm ($d_{1,3}$) | $r = 6$ m |
| 2. | 22.6 – 37.5 cm | $r = 9$ m |
| 3. | nad 37.6 cm | $r = 15$ m. |

V DDR boli v roku 1953 zavedené tiež skusné plochy s tromi koncentrickými kruhmi a to:

- | | | |
|----|----------------------------|--------------------------------------|
| 1. | 7.0 – 9.9 cm ($d_{1,3}$) | $r = 2.82$ m (25 m ²) |
| 2. | 10.0 – 24.9 cm | $r = 5.64$ m (100 m ²) |
| 3. | nad 25.0 cm | $r = 11.28$ m (400 m ²). |

Neskôr sa v rámci nemeckej národnej inventarizácie lesov 1986 – 89 použili skusné plochy v kombinácii - koncentrické kruhy a relaskopické skusné plochy nasledovne (Bundeswaldinventur 1990):

- koncentrické kruhy

1.	20.0 – 50.0 cm výšky	$r = 1$ m
2.	0.5 – 1.3 m výšky	$r = 2$ m
3.	1.3 m – 9.9 cm v $d_{1,3}$	$r = 4$ m
- relaskopická skusná plocha (zámerná úsečka $c = 4$) - nad 10.0 cm hrúbky v $d_{1,3}$.

V pokusoch po roku 1992 použili v Nemecku tri koncentrické kruhy v členení (SABOROWSKI 1993):

- | | | |
|----|-----------------------------|--------------------------------------|
| 1. | 7.0 – 20.0 cm ($d_{1,3}$) | $r = 5.64$ m (100 m ²) |
| 2. | 20.1 – 30.0 cm | $r = 7.98$ m (200 m ²) |
| 3. | nad 30.1 cm | $r = 12.65$ m (500 m ²). |

V Nórsku boli, ako uvádza KLEIN & TOMTER (1993), v šiestej národnej inventarizácii (NFI 1986–93) použité skusné plochy s dvoma koncentrickými kruhmi v kombinácii s relaskopickými:

- | | | |
|----|-----------------------------|-------------------------------------|
| 1. | 5.0 – 20.0 cm ($d_{1,3}$) | $r = 5.64$ m (100 m ²) |
| 2. | nad 20.0 cm | $r = 8.92$ m (250 m ²). |

Stromy, na ktorých sa merali ďalšie znaky ako výška, výška nasadenia koruny atď. sa vybrali relaskopom so zámernou úsečkou $c = 6$.

V Rumunských pokusoch aplikovali dva koncentrické kruhy (GIURGIU 1979):

- | | | |
|----|--------------------------|-------------------------------------|
| 1. | do 24.0 cm ($d_{1,3}$) | $r = 5.64$ m (100 m ²) |
| 2. | nad 24.1 cm | $r = 9.77$ m (300 m ²). |

V Španielskej veľkoplošnej inventarizácii zaviedli skusné plochy so štyrmi koncentrickými kruhmi s odstupňovaním (PELZ & CUNIA 1985):

- | | | |
|----|-----------------------------|-------------|
| 1. | 7.5 – 12.5 cm ($d_{1,3}$) | $r = 5$ m |
| 2. | 12.5 – 22.5 cm | $r = 10$ m |
| 3. | 22.5 – 42.5 cm | $r = 15$ m |
| 4. | nad 42.5 cm | $r = 25$ m. |

V Bavorskej regionálnej (podnikovej) inventarizácii lesa 1984 – 90 sa aplikovali skusné plochy s piatimi koncentrickými kruhmi (FUCHS 1993):

- | | | |
|----|--------------------------|--|
| 1. | 0 – 1.3 m výšky | $r = 1.26 \text{ m } (5 \text{ m}^2)$ |
| 2. | 0 – 5.0 cm ($d_{1,3}$) | $r = 1.26 \text{ m } (5 \text{ m}^2)$ |
| 3. | 6.0 – 10.0 cm | $r = 2.82 \text{ m } (25 \text{ m}^2)$ |
| 4. | 11.0 – 30.0 cm | $r = 5.64 \text{ m } (100 \text{ m}^2)$ |
| 5. | nad 30.0 cm | $r = 12.62 \text{ m } (500 \text{ m}^2)$. |

V pokusoch veľkoplošných fínskych inventarizácií, ktoré opisuje NYSSÖNEN (in LOETSCH & HALLER 1973) na zisťovanie dendrometrických veličín použili tri koncentrické kruhy, kde veľkosť tretieho koncentrického kruhu mení sa v závislosti na veku porastu.

- | | | |
|----|------------------------|--|
| 1. | do 10 cm ($d_{1,3}$) | $r = 2.82 \text{ m } (25 \text{ m}^2)$ |
| 2. | 10.1 – 20.0 cm | $r = 5.64 \text{ m } (100 \text{ m}^2)$ |
| | nad 20.1 cm | $r = 7.98 \text{ m } (200 \text{ m}^2)$ |
| 3. | nad 20.1 cm | $r = 11.36 \text{ m } (400 \text{ m}^2)$ |
| | nad 20.1 cm | $r = 16.93 \text{ m } (900 \text{ m}^2)$ |

SCHMID–HAAS & BAUMANN & WERNER (1993) v inštrukciách pre Švajčiarsku permanentnú inventarizáciu lesov odporúčajú v prípade použitia koncentrických kruhov iba dva koncentrické kruhy a to:

- | | | |
|----|-----------------------------|--|
| 1. | 12.0 – 36.0 cm($d_{1,3}$) | $r = 7.98 \text{ m } (200 \text{ m}^2)$ |
| 2. | nad 36.0 cm | $r = 12.62 \text{ m } (500 \text{ m}^2)$. |

Tvrdia, že viac koncentrických kruhov, resp. dlhšie polomery spôsobujú väčšiu pravdepodobnosť vzniku chyby. Ako uvádza MAHREN (1985) (in PELZ & CUNIA 1985), v národnej inventarizácii sa preskúšali a navzájom porovnali konštantné, relaskopické a koncentrické kruhy z hľadiska dosiahnutej presnosti a časových nákladov. Z ich výsledkov vyplýva, že stredná chyba zásoby ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) je pri koncentrických kruhoch o 10% menšia ako pri konštantných (300 m^2) resp. o 9% menšia ako pri relaskopických skusných plochách ($c=4$). Stredná chyba počtu stromov na ha je v porovnaní s konštantnými kruhmi takmer rovnaká, ale pri porovnaní s relaskopickými skusnými plochami je o 33% menšia. Z hľadiska časových nákladov je metóda koncentrických kruhov o 35% úspornejšia ako metóda konštantných kruhov. Pri metóde relaskopických skusných plôch boli náklady na čas rovnaké ako pri koncentrických kruhoch.

ŠMELKO (1988) preskúmal v rámci návrhu veľkoplošnej inventarizácie lesa pre podmienky Slovenska viac výberových dizajnov a metódu koncentrických kruhov aplikoval nasledovne. Použil tri koncentrické kruhy osobitne pre nižšie a vyššie vývojové štádiá porastov s týmto členením:

Rastový stupeň

- | | | | |
|-------|----|--------------------------|---|
| • 5,6 | 1. | 8.0-15.9 cm($d_{1,3}$) | $r = 3.99 \text{ m } (50 \text{ m}^2)$ |
| | 2. | 16.0-27.9 cm | $r = 5.64 \text{ m } (100 \text{ m}^2)$ |
| | 3. | nad 28.0 cm | $r = 7.98 \text{ m } (200 \text{ m}^2)$ |

- 7,8,9
 1. 8.0-15.9 cm ($d_{1.3}$) $r = 5.64$ m (100 m²)
 2. 16.0-27.9 cm $r = 7.98$ m (200 m²)
 3. nad 28.0 cm $r = 12.62$ m (500 m²).

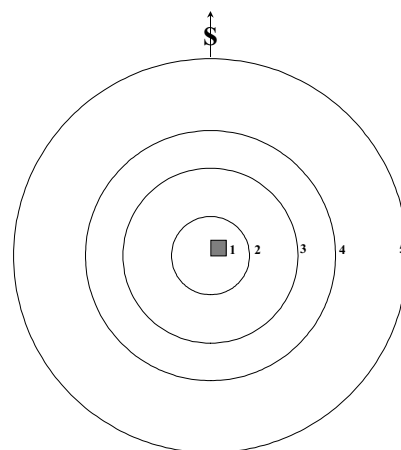
Experimenty a matematicko – štatistické testy ukázali, že koncentrické kruhy poskytujú rovnako presné výsledky ako klasické konštantné kruhy, ale sú hospodárnejšie. V mladších porastoch vyžadujú iba 63% a v starších porastoch okolo 90% časových nákladov. Vyplýva to z toho, že na koncentrických kruhoch sa meria všeobecne menší počet stromov, ale väčšia váha sa dáva hrubším stromom, ktoré sú pre presnosť zistenia zásoby rozhodujúce. Praktické meranie však vyžaduje väčšiu pozornosť, čo je určitá nevýhoda.

V pokuse RIL 98 boli založené skusné plochy s piatimi koncentrickými kruhmi v nasledovnom členení (ŠMELKO 2000):

- | | | |
|----|--------------------------------|---|
| 1. | $h < 1.3$ m | 1 m ² (štvorec) |
| 2. | $h > 1.3$ m a $d_{1.3} < 8$ cm | $r = 2.52$ m (20 m ²) |
| 3. | 8.1-16.0 cm ($d_{1.3}$) | $r = 5.64$ m (100 m ²) |
| 4. | 16.1-28.0 cm | $r = 7.98$ m (200 m ²) |
| 5. | nad 28.1 cm | $r = 12.62$ m (500 m ²). |

Ich stanovenie vychádzalo z doterajších skúseností, z rozboru danej problematiky a z modelového riešenia, v ktorom sa zohľadnili porastové podmienky Slovenska na podkladoch prieskumu hrúbkovej štruktúry, ktorú vykonal HALAJ (1957). Z vykonaných rozborov a experimentov vyplýva, že navrhnutá koncepcia koncentrických kruhových skusných plôch a algoritmus spracovania výsledkov z nich sú vhodným novým variantom pre výberovú inventarizáciu a monitoring lesa vo väčších územných celkoch. Majú dobré biometrické vlastnosti, citlivo sa prispôbujú konkrétnej štruktúre lesných porastov, sú rovnako presné a pritom hospodárnejšie ako porovnateľné klasické konštantné kruhy (ŠMELKO 2000).

Obrázok 77. Výberová jednotka.



V celom pokuse boli vykonané merania na 26 traktoch s celkovým počtom 121 skusných plôch, na ktorých sa zmeralo 1728 stromov (trakt č. 24 bol zrušený, išlo o sad svalcovej brezy Širiny = 1 skusná plocha).

6.2. NÁVRH INFORMAČNÉHO SPEKTRA REGIONÁLNEJ INVENTARIZÁCIE LESA

V návrhu sa vychádzalo z potreby zachytiť dostatočný počet charakteristík pre komplexné zhodnotenie inventarizovaného územia. Tvorí ho 55 položiek, pričom súbežne sa robili časové štúdie pre ekonomickú analýzu skúmanej metódy. Výpovedná hodnota informačného spektra je široká a okrem údajov zachytených vo formulároch môžeme ich kombináciou dostať informácie napr. o ekologickej stabilite lesa, biodiverzite, fenotype, technologickom type, hustote líniových objektov a v určitej miere aj o cene porastov. Je potrebné dodať, že informačné spektrum je možné doplniť podľa špeciálnych požiadaviek vlastníka alebo užívateľa inventarizovaného územia. Údaje zachytené na skusných plochách sa zapisovali do pripravených formulárov pomocou kódového kľúča. V ďalšom texte podrobnejšie rozoberieme jednotlivé položky formulárov pokusu RIL 98.

6.2.1. CHARAKTERISTIKA SKUSNEJ PLOCHY, STANOVIŠŤA A PORASTU – FORMULÁR B/1

Vo formulári B/1 (P 15) sú zachytené charakteristiky zamerané na popis skusnej plochy (jej identifikácia), stanovišťa, na ktorom sa skusná plocha nachádza a porastu. Jednotlivé položky môžeme rozdeliť z hľadiska príslušnosti na charakteristiky viazané len na skusnú plochu a na charakteristiky zisťované s ohľadom na okolitý porast. K prvej skupine patria napr. expozícia, sklon, výstavba porastu, zápoj, zakmenenie, rastový stupeň, priechodnosť terénu, forma humusu, zrnitosť, pH, hodnotenie mladých rastových stupňov. K veličinám zisťovaným s ohľadom na okolitý porast patria charakteristiky zisťované z podkladov HÚL, stanovištná vhodnosť drevinového zloženia, Zlatníkova štruktúra porastu.

Skusná plocha č.

Trojzložkové číslo, kde prvé číslo znamená číslo traktu, druhé je číslo skusnej plochy a tretie číslo označuje časť skusnej plochy v prípade, ak skusná plocha leží na rozhraní dvoch a viac dielcov, porastov a pod.

Polesie, dielec

Údaje sa prevezmú z LHP.

Druh pôdy

Rozlišuje sa pôda lesná, porastová, nelesná a pôda mimo ŠLP. Zapiše sa relatívny plošný podiel s presnosťou na 5%.

Expozícia

Zaznamenaná sa skratkami S,SV,V,JV,J,JZ,Z,SZ.

Sklon

Odmeria sa výškomerom v stupňoch s presnosťou na 1°. Priemerný sklon na skusnej ploche sa určí ako aritmetický priemer sklonu nad stredom skusnej plochy a pod stredom skusnej plochy.

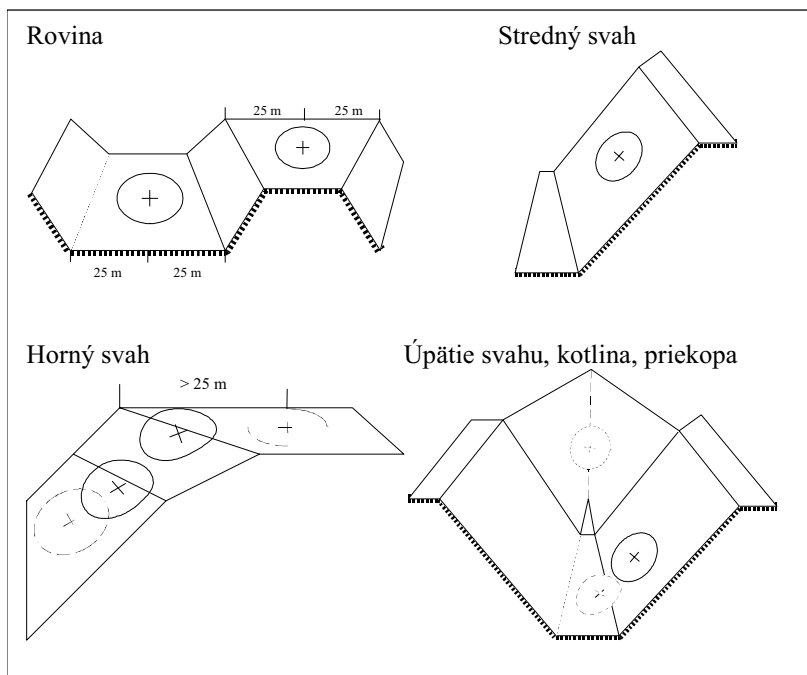
Nadmorská výška

Určí sa odčítaním z porastovej mapy s presnosťou na ± 10 m.

Reliéf (*Instruktion für die Feldarbeit der Öster. Forstinventur 1981-1985, ZINGG & BACHOFEN 1988*)

Forma terénu s rozlohou minimálne 25 m od stredu skusnej plochy, t.j. v minimálnej šírke 50 m.

- 1 - *rovná plocha*: sklon žiadny alebo do 10% (5°): rovina, planina, terasa, základ doliny
- 2 - *vrchol, horný svah*: konvexná forma, prevažuje odtok vody: kopec, horný svah, chrbát, rebro, násyp
- 3 - *stredný svah*: naklonená plocha, odtok a prítok vody vyrovnaný: stredný svah, rozvalený a naplavený kužeľ, blok haldy, príkry svah
- 4 - *úpätie svahu, kotlina, priekopa*: konkávna forma, prevažuje prítok vody: úpätie svahu, spodný svah, žľab terasy, svahová kotlina, kotlina, priekopa, rozvalina
- 5 - *neurčitý*: nedá sa jednoznačne priradiť k 1 – 4, terén s častým striedaním sklonu a expozície



Kategória lesa (*Vyhláška MP SR č. 5/1995 Z.z. o hospodárskej úprave lesov*)

Určí sa z LHP, pričom sa rozlišuje:

- 1 - les hospodársky
- 2 - les osobitného určenia
- 3 - les ochranný.

Tvar lesa (*Vyhláška MP SR č. 5/1995 Z.z. o hospodárskej úprave lesov*)

Určí sa z LHP, pričom sa rozlišuje:

- 1 - les vysoký
- 2 - les nízky
- 3 - stredný.

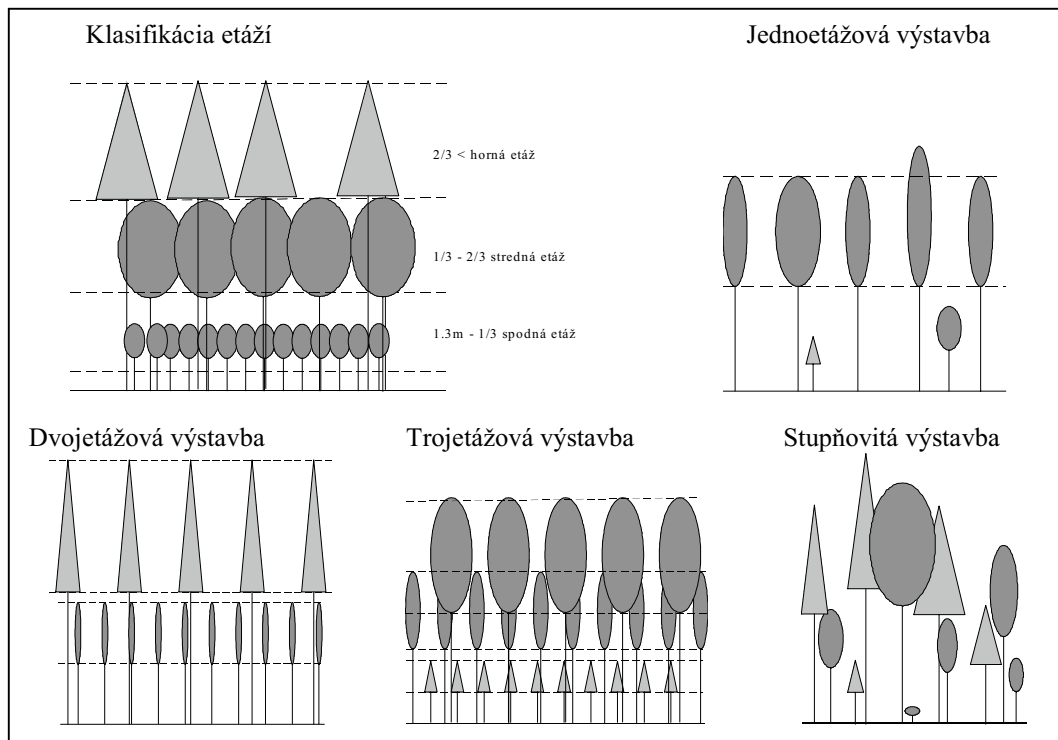
Lesný typ, HSLT (*ZLATNÍK 1978, HANČINSKÝ 1977*)

Číslo lesného typu určíme z mapových podkladov (mapa lesných typov) a HSLT z podkladov LHP.

Výstavba porastu (*Instr. für die Feldarb. der Öster. Forstinventur 1981-1985, ZINGG & BACHOFEN 1988*)

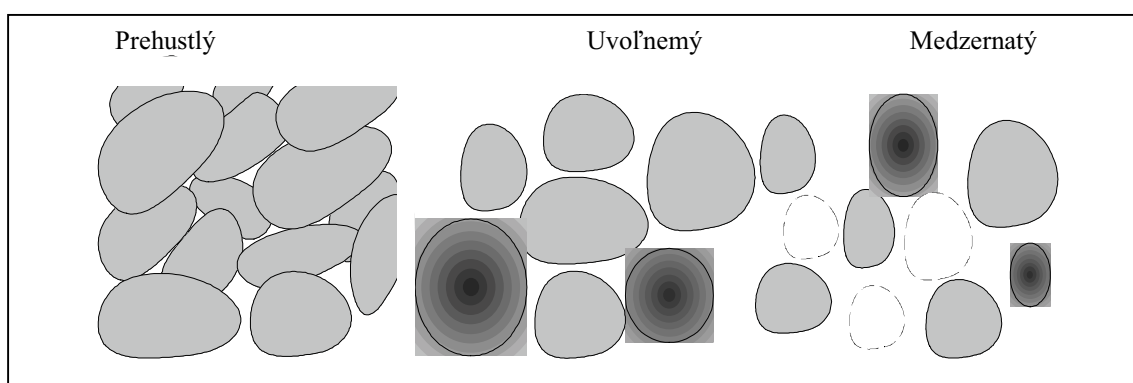
Rozlišujú sa 3 vrstvy: horná, stredná a spodná. Odvodenie rozpätia vychádza zo strednej výšky porastu a jednotlivé vrstvy zaberajú tretinové podiely.

- 1 - *jednovrstvová*: porast má len jednu výraznú korunovú vrstvu (spravidla je rovnoveký)
- 2 - *dvojvrstvová*: má dve výrazné horizontálne korunové úrovne, pod hlavnou úrovňou je ďalšia, ktorá patrí inej drevine alebo vekovej triede, je vitálna a vývojaschopná. Zakmenenie druhej vrstvy musí byť väčšie ako 2. V nevychovávaných porastoch a porastoch vychovávaných úrovňovou prebierkou sa za vrstvu nepovažujú stromy v 4. a 5. stromovej triede podľa klasifikácie KRAFTA, KONŠELA.
- 3 - *viacvrstvová*: porast má viac korunových vrstiev, je rôznoveký a rôznorodý
- 4 - *stupňovitá*: ide o výberkové porasty a porasty s charakterom výberkových lesov.



Zápoj (SMELKO et al. 1988)

- 1 - *prehustlý*, dochádza k vzájomnému prenikaniu vrstiev korún hodnotených stromov
- 2 - *uvoľnený*, vetvy stromov sa nedotýkajú, ale vzájomne sa ešte ovplyvňujú
- 3 - *medzernatý*, do medzier medzi korunami bolo by možné umiestniť niekoľko stromov príslušnej etáže
- 4 - *riedina*, medzery väčšie ako pri 3.



Zakmenenie

Určí sa odhadom v poraste v stupnici od 0 po 10 osobitne pre všetky vrstvy - etáže porastu.

Vek, Rastový stupeň

Vek sa určí v teréne buď spočítaním ročných kruhov na čerstvých pňoch na skusnej ploche alebo v jej okolí (P), odobratím vývrtnu (V) alebo v mladších porastoch spočítaním práslenov (PR), prípadne sa prevezme z platného LHP. V rovnovekých porastoch sa vek určí osobitne pre všetky zastúpené druhy drevín na skusnej ploche, z ktorých sa vypočíta vážený aritmetický priemer. V porastoch, v ktorých môžeme jednoznačne vylíšiť viac vrstiev - etáží sa vek určí osobitne pre všetky vrstvy. V rôznovekých porastoch (výberkové štruktúry lesa) sa vek určí bez ohľadu na druh dreviny intervalovým spôsobom t.j. vek_{MIN} - vek_{MAX}. V prípade potreby sa vek jednotlivých druhov drevín uvedie do poznámky.

Rastové stupne (ŠMELKO et al. 1988):

- 0 - holina
- 11 - zmladenie, do výšky 0.5 m
- 12 - kultúra, do výšky 0.5 m
- 13 - podsadba, do výšky 0.5 m
- 21 - nárast, výška 0.51 – 1.3 m
- 22 - Odrastená kultúra, výška 0.51 – 1.3 m
 - 3 - mladina, od výšky 1.3 m do strednej hrúbky 5 cm
 - 4 - žrd'kovina, $d_s = 6 - 12$ cm
 - 5 - žrd'ovina, $d_s = 13 - 19$ cm
 - 6 - tenká kmeňovina, $d_s = 20 - 27$ cm
 - 7 - stredná kmeňovina, $d_s = 28 - 35$ cm
 - 8 - hrubá kmeňovina, $d_s = 36 - 43$ cm
 - 9 - veľmi hrubá kmeňovina, d_s nad 44 cm.

Stanovištná vhodnosť drevinového zloženia (Dočasná príručka pre prieskum ekológie lesa 1992)

- 1 - *vhodné*: podľa typologických jednotiek optimálne, s rovnomerným rozmiestnením drevín po ploche porastu
- 2 - *menej vhodné*: do 25% prímies menej vhodných drevín, ktoré sú na ploche rozmiestnené rovnomerne alebo skupinkovite – hlúčkovite
- 3 - *stredne vhodné*: kde je od 26 – 50 % stanovištne menej vhodných drevín po ploche rozmiestnených skupinovite alebo rovnomerne
- 4 - *prevažne nevhodné*: od 51 – 75 % stanovištne nevhodných drevín, stanovištne vhodné dreviny sa vyskytujú len skupinovite a nemôžu už tvoriť kostru porastu
- 5 - *nevhodné*: monokultúry a porasty s nevhodným drevinovým zložením nad 76 %.

Stanovištná vhodnosť drevinového zloženia sa určí s ohľadom na pomery v teréne a taktiež

z podkladov LHP. Pomocnou výberovou jednotkou je dielec alebo čiastková plocha, v ktorej sa skusná plocha nachádza. Zastúpenie menej vhodných drevín sa určí z LHP ako suma zastúpenia drevín v dieleci alebo čiastkovej ploche prevyšujúca cieľové zastúpenie drevín (rámcové smernice) + zastúpenie drevín, s ktorými sa v cieľovom zastúpení neuvažuje.

Napr.: Ak nám skusná plocha padne do porastu typu monokultúry, podľa stupnice by išlo o 5. stupeň stanovištnej vhodnosti drevinového zloženia, t.j. nevhodné drevinové zloženie. Ak však obhliadkou dielca – čiastkovej plochy pri prechádzaní na ďalšiu skusnú plochu a z opisu porastov v LHP zistíme, že táto časť zaberá iba malý podiel dielca – čiastkovej plochy, napr. 200 m², drevinové zloženie sa stanoví ako stredne vhodné (stupeň 3), pretože v takomto prípade ide o skupinovité zmiešanie.

Poznámka: **Formy zmiešania:**

- *jednotlivá*
- *hlúčkovitá* - stromy jedného druhu tvoria hlúčky. Výmera nepresahuje 100 m²
- *skupinovitá* - skupiny zložené z 1 dreviny o výmere 100 – 200 m²
- *ostrovčekovitá* - výmera 200 – 500 m²
- *plošné* - výmera nad 500 m².

„Zlatníková štruktúra porastu“ (Dočasná príručka pre prieskum ekológie lesa 1992, ZLATNÍK 1978)

- 1 - *vhodné*: porasty viacvrstvové a neporušené
- 2 - *menej vhodné*: porasty viacvrstvové s čiastočne narušenou stabilitou porastu vplyvom vonkajších škodlivých činiteľov
- 3 - *stredne vhodné*: porasty jednovrstvové, neporušené a porasty viacvrstvové s narušenou stabilitou porastu vplyvom vonkajších škodlivých činiteľov
- 4 - *prevažne nevhodné*: porasty jednovrstvové, čiastočne porušené a porasty viacvrstvové so silne porušenou stabilitou vplyvom vonkajších škodlivých činiteľov
- 5 - *nevhodné*: silne rozrušené porasty, resp. monokultúry.

Pásmo ohrozenia (GRÉK et al. 1991)

Určí sa z podkladov HÚL.

Kyslé imisné typy:

- 1 - *A*: plochy s výrazným imisným zaťažením, pri dlhodobej priemernej koncentrácii SO₂ pod 60 mikrogramov.m⁻³. Exponované porasty v hrebeňových polohách vystavených imisnému prúdeniu vzduchu od imisných zdrojov. Poškodenie dospelého smrekového porastu sa zvýši priemerne o 1 stupeň za obdobie 5 rokov, čo zodpovedá životnosti porastov do 20 rokov.
- 2 - *B*: plochy s rovnakými imisnými podmienkami ako v pásme A, ale s priaznivými ekologickými podmienkami, poškodenie dospelých smrekových porastov sa tu zvýši o jeden stupeň priemerne za 5 až 10 rokov, čo zodpovedá životnosti porastov 20 až 40 rokov.

- 3 - *C*: plochy v priaznivejších ekologických podmienkach s koncentráciou SO₂ nižšou ako 60 mikrogramov.m⁻³. Poškodenie dospelých smrekových porastov sa v tomto pásme zvýši o 1 stupeň priemerne za 10 až 15 rokov, čo zodpovedá životnosti porastov 40 až 60 rokov.
- 4 - *D*: chránené údolné plochy s nízkym imisným zaťažením SO₂ do 25 mikrogramov.m⁻³. Poškodenie dospelých smrekových porastov sa v tomto pásme zvýši o 1 stupeň za 15 až 20 rokov, čo zodpovedá životnosti porastov 60 až 80 rokov. Do tohto pásma sa zahŕňajú aj plochy, kde sa nepredpokladá skrátená životnosť porastov, aj keď vplyv imisií je badateľný.

Zásadité imisné typy:

- 5 - *A*: plochy s enormným imisným zaťažením v blízkosti emisného zdroja. Takmer mŕtve pásmo so súvislou povrchovou krustou, s ojedinelými stromami a krami, prípadne len s roztrúsenými skupinami rezistentných trávnatých druhov (*Agropyrum repens*, *Cares distans*, *Calamagrostis epigeos*). Povrchové vrstvy sú alkalizované v celej koreňovej vrstve (pH v H₂O v povrchovej 10 centimetrovej vrstve je nad 9.0).
- 6 - *B*: pásmo akútneho poškodenia lesa v priaznivejších podmienkach s vysokým imisným zaťažením a nesúvislou povrchovou krustou (okolo stromov), s riedkym porastom autochtónnych listnatých drevín, s ostrovčekovitými porastami trávnatých rezistentných druhov (pH v H₂O v povrchovej 10 centimetrovej vrstve je 8.0 – 9.0). Plochy sú zalesniteľné pri použití melioračných opatrení a pri znížení imisnej záťaže.
- 7 - *C*: pásmo chronického poškodenia lesa pri nižšej imisnej záťaži. Porasty tvoria autochtónne listnaté dreviny a tolerantnejšie ihličnany, najmä smrekovec (pH v H₂O v povrchovej 10 centimetrovej vrstve je 7.2 – 8.0)
- 8 - *D*: pásmo fyziologického poškodenia lesa bez viditeľných príznakov, lokality chránené, odvrátené a vzdialenejšie od zdroja (pH v H₂O v povrchovej 10 centimetrovej vrstve je pod 7.2).

Priechodnosť terénu (*Výkonové normy pre sústredovanie dreva*)

- 1 - *P*: terén na únosnom podloží, na ktorom môžu pracovať lesné kolesové traktory za každých podmienok. Veľkosť prekážok do 0.5 m (skaly, jamy) vo vzdialenosti väčšej ako 5 m od seba
- 2 - *P/N*: terén na únosnom podloží len za určitých klimatických podmienok (sucho, zima), na ktorom môžu pracovať lesné kolesové traktory, veľkosť prekážok do 0.5 m vo vzdialenosti väčšej ako 5 m od seba
- 3 - *N*: nepriechodný terén na neúnosnom podloží, na ktorom nemôžu pracovať lesné kolesové traktory, sem patrí aj únosný terén s prekážkami väčšími ako 0.5 m vo vzdialenosti menej ako 5 m od seba.

Približovacia vzdialenosť, odvozná vzdialenosť (*Výkonové normy pre sústredovanie dreva*)

Určí sa z mapových podkladov a evidenčných materiálov príslušnej organizácie. Približovacia vzdialenosť sa uvedie v m a odvozná vzdialenosť v km.

Forma humusu

Určí sa v teréne

- 1 - mor a jeho subformy
- 2 - moder a jeho subformy
- 3 - mull a jeho subformy
- 4 - rašeliny a fenmul – Anmoor

Mor:Ol – silný Of – vždy silný Oh – slabý alebo chýba	Mull:Ol – na A priamo Of – môže byť Oh – vždy chýba	Moder:Ol, Of, Oh – rovnako hrubé Oh – bez hýfov Of – bez ul'ahnutia
Typický Mor Ol, Of – vždy silné Oh – slabý alebo chýba, ak je, je bohatý na organické hmoty Mazľavý Mor Na prechodne mokrých pôdach Oh, Ac – mazľavé Plst'ový Mor Oh – nepatrný Of – hustá kráčajateľná plst', prevažne suché stanovištia	Typický Mull Of – slabý alebo chýba Kyslý Mull Of – do 1 cm Piesčité Mull v bohatších piesčitých pôdach s bohatou faunou	Surový Moder ostrý prechod Oh – A súdržnosť Of i Oh Oh – nad 3 cm Mullový Moder Oh – do 1 cm i chýba Of – nad 2 cm Typický Moder Oh – 1–2 cm Of – 2–3 cm prechod Oh – A nejasný Renzinový Moder Oh a A – prašný Of a Oh – slabý Oh – môže chýbať Smolový Moder Oh a A – dobrý prechod Oh – nad 3 cm Of a Oh – väčšia súdržnosť

Hĺbka pôdy

Zistí sa z podkladov HÚL (charakteristika HSLT podľa lesných typov) alebo priamo v teréne (pedologická sonda) (BUBLINEC 1991 (in SUPUKA 1991))

- 1 - optimálna > 60 cm
- 2 - prípustná 30 – 60 cm
- 3 - nežiadúca < 30 cm.

Zrinitosť

Pôdny druh, určí sa palpáciou z odobratej vzorky pre stanovenie pH prípadne vlkosti pôdy nasledujúcou stupnicou (BUBLINEC 1991 (in SUPUKA 1991)):

- 1 - piesočnaté pôdy (do 10% hrubého ílu)
- 2 - hlinito piesočnaté pôdy (10 – 20% h.í.)
- 3 - piesočnatohlinité a hlinité pôdy (20 – 45% h.í.)
- 4 - ílovitohlinité (45 – 60% h.í.)
- 5 - ílovité až íly (60 < h.í.)

pH

Určí sa laboratórne zo vzorky odobratej pedologickou sondírkou (BUBLINEC 1991 (in SUPUKA 1991))

- 1 - optimálne 5 – 6.5
- 2 - prípustné 3.5 – 5, 6.5 – 8.5
- 3 - nežiadúce 3.5>; >8.5.

Vlhkostné pomery – stupeň (*Instr. für die Feldarb. der Öster. Forstinventur 1981-1985*)

- 1 - *suchý*: v ročnom priemere vládne nedostatok vody, najčastejšie sú to stanovištia na chrbtoch a horných svahoch s plytkým základom, kamenité alebo ľahké a preto vodopriepustné pôdy. Z pôdnej vegetácie prevládajú ukazovatele – indikátory sucha
- 2 - *mierne čerstvý*: prechodná forma medzi 1 – 3 (oblasť horúcej klímy, nížiny, slnečné svahy na mokrých základoch pôd. Suché periódy prerušujú vyrovnaný vodný režim. Indikátory sucha vystupujú spolu s indikátormi čerstvých pôd).
- 3 - *čerstvý*: v ročnom priemere normálny vodný režim, počas pekného počasia sa môže vyskytnúť vyšší krátkodobý nedostatok vody. Pôda je počas roka prevažne dostatočne premočená. Počas topenia snehu alebo počas dlhších období daždivého počasia sa môže vyskytovať nadbytok vody. Ide o najrozšírenejšiu formu. Zaberajú prevažne stredné svahy v teplých rastových oblastiach, v nížinných polohách, na tiennych svahoch a vo vyšších polohách aj na slnečných svahoch, tiež na rovných údolných pôdach. Indikátory čerstvých pôd, indikátory sucha iba na holoruboch, presvetlených miestach.
- 4 - *veľmi čerstvý*: bez suchej fázy, prítok svahovej vody prevažuje nad odtokom, prevažne spodné svahy, kotliny na strmších svahoch a stredné svahy, kde sa vyskytujú spodné vody. Vystupujú vlhkomilné ukazovatele.
- 5 - *vlhký*: vlhké až mokré stanovištia, v ročnom priemere vodný prebytok. Suchá perióda neprichádza do úvahy. Ide prevažne o spodné svahy, kotliny, plytké premočené pôdy.

Skelet

Určí sa okulárnym odhadom podľa výskytu na povrchu alebo podľa obtiažnosti vpichu pedologickej sondírky (prípadne z pedologickej sondy)

- 1 - 0 – 60%
- 2 - 60 – 100%.

Hodnotenie mladých rastových stupňov (podľa kritérií koncentrických kruhov 1 a 2)

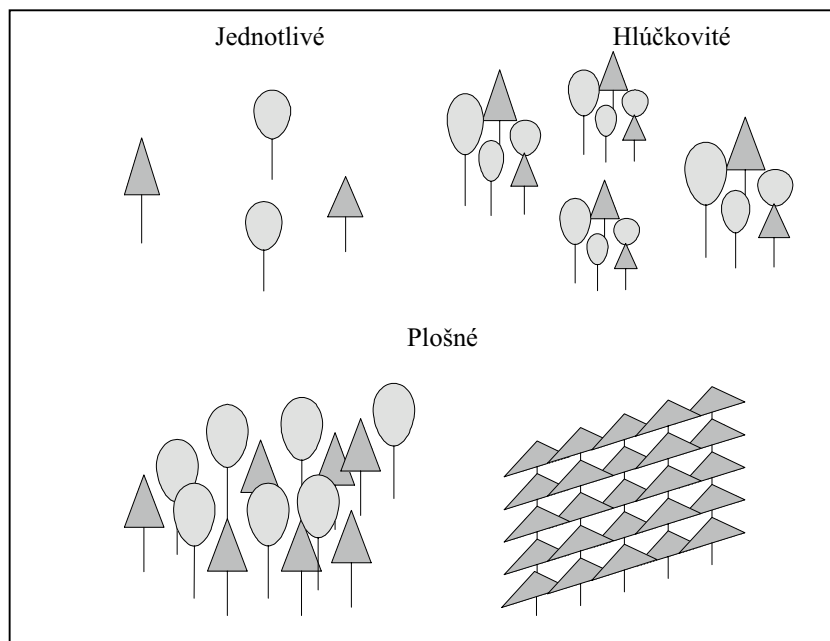
Pôvod rastových stupňov (*ZINGG & BACHOFEN 1988*)

- 1 - *chýba*, na ploche sa nevyskytuje 1. – 3. rastový stupeň
- 2 - *prírodný*, rastové stupne z prírodzenej obnovy, výmladkov, sejby. Rozmiestnenie – spon nepravidelný.
- 3 - *umelý*, sadba. Rozmiestnenie – spon pravidelný, na ploche je menej ako 20% prírodzenej obnovy.

4 - *zmiešaný*: sadba s viac ako 20% zastúpením prirodzenej obnovy alebo prirodzená obnova doplňovaná umelou sadbou.

Rozmiestnenie rastových stupňov (ZINGG & BACHOFEN 1988)

- 1 - *jednotlivé*, po celej ploche nepravidelne rozptýlené, rozostupy medzi rastlinami pomerne veľké
- 2 - *skupinkovité, hlúčkovité*: uzavreté skupinky s výraznými medzipriestormi
- 3 - *plošné*: celoplošné pokrytie s pravidelným alebo nepravidelným sponom.



Poškodenie rastových stopňov (ŠMELKO et al. 1988)

Druh

- 1 - ťažbou a približovaním (mechanické)
- 2 - zverou
- 21 - odhryz
- 22 - obhryz
- 23 - lúpanie
- 24 - ostatné
- 3 - imisiami
- 4 - hmyzom
- 5 - hubami
- 6 - burinou
- 7 - snehom a námrazou
- 8 - ostatnými škodlivými činiteľmi a pasením dobytkom.

Stupeň

- 1 - slabý, krátkodobé zdržanie vzrastu bez následkov na ďalší vývoj
- 2 - stredný, strata na prírastku
- 3 - silný, takmer úplné zničenie

Rozsah

- 1 - do 25% z celkového počtu
- 2 - 26 – 45% z celkového počtu
- 3 - nad 45% z celkového počtu

Hodnotenie fenotypových znakov rastových stupňov (prevládajúci) (VESELÝ 1977)

Uhol zakonárenia

- 1 - 0 – 30°
- 2 - 30 – 60°
- 3 - 60 – 90°
- 4 - 90°

Rast kmeňa

- 1 - priebežný
- 2 - vidlicovitý
- 3 - rozkonárený

Priebeh kmeňa

- 1 - rovný
- 2 - šabl'ovitý
- 3 - pokrivený (viacsmerná krivosť)

Hodnotenie vykonaných pestovných

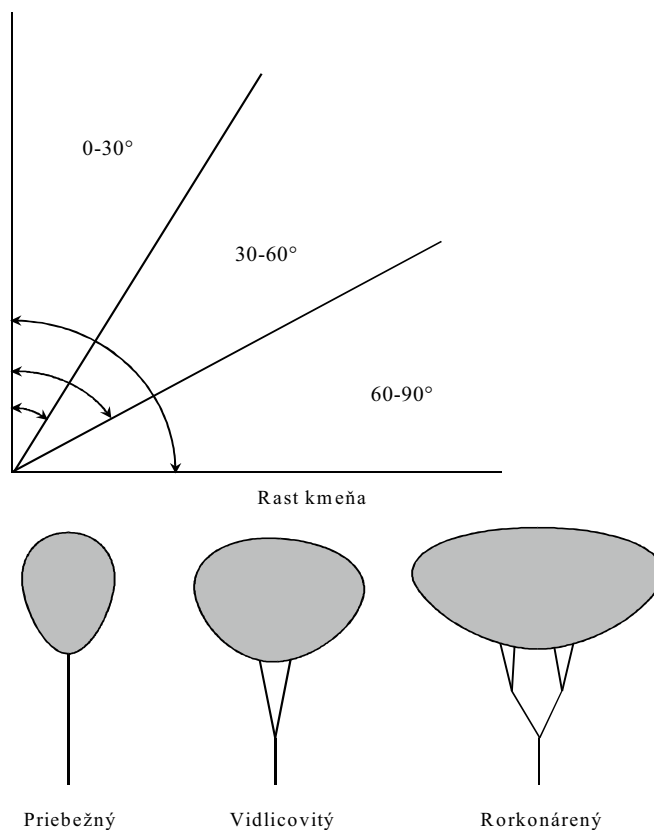
opatrení (ŠMELKO et al. 1988)

Druh

- 0 - žiadny
- 1 - zalesnenie
- 2 - ošetrovanie kultúr
- 3 - prerezávky, čistky
- 4 - prebierky
- 5 - obnova
- 6 - ochrana proti zveri

Čas vykonania

- 1 - pred 1 – 2 rokmi
- 2 - pred 3 – 5 rokmi
- 3 - pred viac ako 5 rokmi



Kvalita

- 1 - výborný
- 2 - vyhovujúci
- 3 - nevyhovujúci

6.2.2. STROMOVÉ CHARAKTERISTIKY – FORMULÁR B/2

Vo formulári B/2 (P 16) sú podchytené charakteristiky popisujúce jednotlivé stromy. Využívajú sa pri komplexnej produkčno – kvalitatívnej a ekologickej analýze.

Azimut

Odmeria sa každý strom s $d_{1,3}$ nad 8.1 cm od severu po pravý okraj hrúbky stromu.

Vzdialenosť

Meria sa kolmá vzdialenosť od stredu plochy k osi stromu (vo výške 1.3 m).

Hrúbka stromu a koncentrický kruh

Meria sa vo výške 1.3 m kolmo na stred kruhu (ramená priemerky smerujú do stredu kruhu).

$$3 - d_{1,3} = 8.1 - 16.0 \text{ cm} \quad r = 5.64\text{m} (100 \text{ m}^2)$$

$$4 - d_{1,3} = 16.1 - 28.0 \text{ cm} \quad r = 7.98\text{m} (200 \text{ m}^2)$$

$$5 - d_{1,3} > 28.1 \text{ cm} \quad r = 12.62\text{m} (500 \text{ m}^2)$$

Výška stromu a výška nasadenia koruny

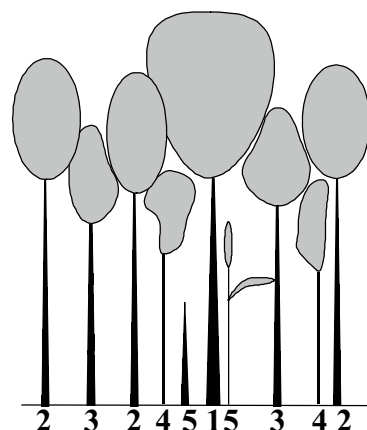
Odhadujú sa na všetkých stromoch a následne sa vykoná presné meranie na 1/3 náhodne vybratých stromoch. V prípade výskytu viacerých druhov drevín sa presné meranie výšky uskutoční na všetkých stromoch vzácnne sa vyskytujúcich druhov.

Kód

- 0 - stromy priemerované pri prvej i následnej inventúre
- 1 - stromy, na ktorých sa merajú aj výšky
- 2 - dorast, na ktorom sa pri opakovanej inventarizácii výšky nemerajú
- 3 - dorast, na ktorom sa pri opakovanej inventarizácii výšky merajú
- 4 - vyťažené stromy
- 5 - chybné predchádzajúce údaje
- 6 - stromy vyznačené do ťažby.

Biosociologické postavenie v poraste (KRAFT (in KORPEL 1991))

- 1 - nadúrovňové stromy so silne vyvinutými korunami
- 2 - úrovňové stromy tvoriace hlavný porast, koruny dobre vyvinuté
- 3 - vrastavé stromy, koruny slabšie vyvinuté, stiesnené



- 4 - podúrovňové stromy so skrátanou, jednostranne vyvinutou korunou z viacerých strán stiesnené
 5 - stromy úplne zatienené, odumierajúce

Koruna

Tvar

SM

- 1 - štíhla kužeľovitá
 2 - široká kužeľovitá
 3 - stĺpovitá
 0 - iná

BO

- 6 - metlinovitá
 7 - strapcovitá
 10 - dáždnikovitá
 0 - iná

JD

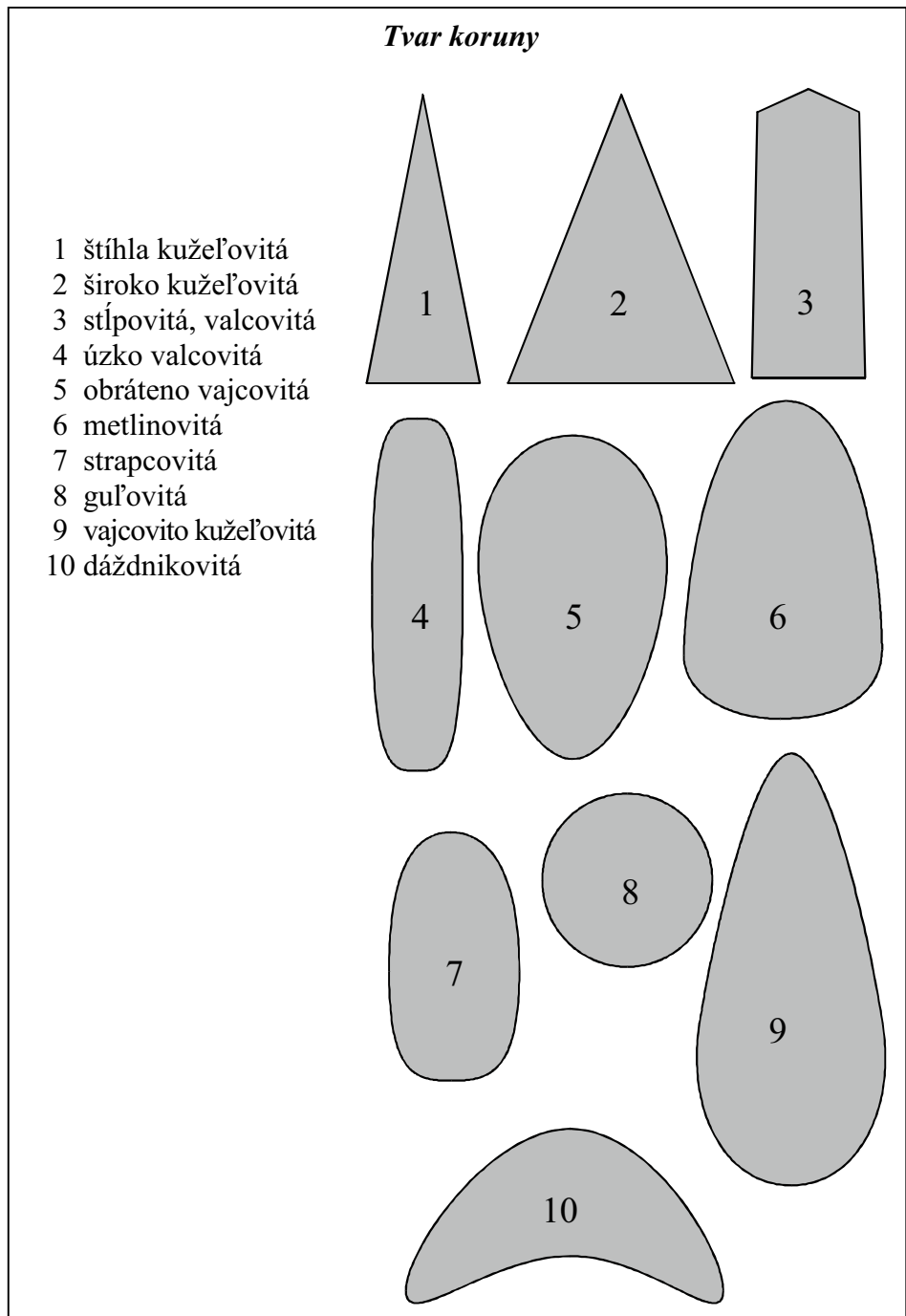
- 2 - široko kužeľovitá
 3 - valcovitá
 0 - iná

SMC

- 1 - štíhla kužeľovitá
 2 - široko kužeľovitá
 3 - stĺpovitá
 0 - iná

BK, JS, JV, DB

- 4 - úzko valcovitá
 5 - obráteno-vajcovitá
 8 - guľovitá
 9 - vajcovito-kužeľovitá
 10 - dáždnikovitá
 0 - iná



Kvalita (*Smernice pre uznávanie lesných porastov*)

- 1 - zo všetkých strán rovnako, nie príliš rozložito vyvinutá s jemnejším vetvením
 2 - z jednej strany menej vyvinutá alebo málo košatá
 3 - z jednej strany slabo vyvinutá alebo košatá

- 4 - z väčšej časti veľmi slabo alebo veľmi košato vyvinutá
- 5 - veľmi netvárna, extrémne slabo alebo extrémne košato vyvinutá

Defoliácia

Odhaduje sa na všetkých zachytených stromoch s presnosťou na 5%.

Depigmentácia (Zmena farby)

Odhaduje sa na všetkých zachytených stromoch s presnosťou na 5%.

Uhol zakonárenia (VESELÝ 1977)

- 1 - 0-30°
- 2 - 30-60°
- 3 - 60-90°
- 4 - < 90°

Hrúbka konárov (VESELÝ 1977)

- 1 - tenké (do 1/3 hrúbky kmeňa na báze koruny)
- 2 - stredné (1/3 – 2/3 h.k.n.b.k.)
- 3 - hrubé (nad 2/3 h.k.n.b.k.).

Kmeň

Rast (VESELÝ 1977)

- 1 - priebežný
- 2 - vidlicovitý
- 3 - rozkonárený.

Priebeh (VESELÝ 1977)

- 1 - rovný
- 2 - šabl'ovitý
- 3 - pokrivený (viacsmerná krivosť).

Točitosť

- 1 - žiadna
- 2 - slabá (do 4 cm na 1 m)
- 3 - výrazná (nad 4 cm na 1 m).

Obrastenosť výstrelkami

- 0 - žiadna
- 1 - slabá (1 – 2 / 1bm)
- 2 - stredná (3 – 5 / 1bm)
- 3 - silná (< 6 / 1bm).

Poškodenie (*ŠMELKO et al. 1988*)

- 0 - bez poškodenia
- 1 - mechanické
- 2 - zverou
- 21 - odhryz
- 22 - lúpanie
- 24 - ostatné
- 3 - hmyzom
- 4 - hubami
- 5 - zlomy

Kvalita (*PETRÁŠ & NOCIAR 1991*)

- 1 - *A*: kmene vysokej kvality, dobre vyčistené, rovného vzrastu, bez deformácií, bez technických chýb. Pripúšťajú sa nepatrné hrče (do 1 cm), 1 hrča do 3,5 cm na 1bm u listnáčov, u ihličnanov 1 hrča na 1bm do 3 cm a povrchové poškodenie hmyzom do hĺbky bele (ide o výrezy I. a II triedy akosti)
- 2 - *B*: kmene primeranej kvality s menšími technickými chybami. Pri listnatých drevinách sú prípustné všetky zdravé hrče a nezdravé do 4 cm. Pri SM a JD zdravé a nezdravé do 4 cm a pri BO do 6 cm. Patria sem kmene, ktoré zodpovedajú požiadavkám výrezov III/A.
- 3 - *C*: kmene nekvalitné s veľkými technickými chybami, značne zavetvené, s točitosťou do 4%. Môžu byť s určitými deformáciami a krivšie. Prípustné sú zdravé hrče bez obmedzenia veľkosti, nezdravé u ihličnatých do 6 cm a u listnatých do 8 cm (výrezy III/B a V ak. triedy)
- 4 - *D*: kmene najhoršej kvality s nezdravými hrčami nad 6 cm pri ihličnatých drevinách a nad 8 cm pri listnatých. Sú napadnuté vnútornou hnilobou a ich drevo je vhodné len ako palivo.

Sucháre (*BRUCIAMACCHIE 1996, NOVOTNÝ et al. 1997*)

Charakteristika stojacich stromov patriacich do tejto kategórie zachytených na skusnej ploche. Na zachytených stromoch (podľa kritérií koncentrických kruhov 3 – 5) sa odmeria hrúbka $d_{1,3}$ a presná výška.

- 1 - nedávno uhynuté stromy, kôra a vetvy stále na kmeni, kôra začína opadávať len výnimočne
- 2 - suché už dlhšiu dobu. Z ihličnanov zvyčajne opadla kôra a drevo začalo schnúť. Kôra sa ešte drží v nadzemnej časti pňa. Na listnáčoch kôra stále drží, ale začalo sa rozkladať drevo vo vnútri. Stromy sú takmer bez vetiev, držia sa len zvyšky najsilnejších konárov.
- 3 - ihličnaté zvonku vyschli a zvnútra vyhnívajú, listnáče sú mäkké a niekedy ich drží pokope iba kôra. Nedržia sa na nich ani zvyšky vetiev.

Ležanina (BRUCIAMACCHIE 1996, NOVOTNÝ *et al.* 1997)

Zachytí sa len na skusnej ploche. Na zaznamenaných ležiacich kmeňoch (podľa kritérií koncentrických kruhov 3 – 5 v d ½) sa odmeria hrúbka d ½ a presná dĺžka.

- 11 - strom spadol iba nedávno. Stratil iba malé časti vetiev. Kmeň je tvrdý s kôrou a epifytická vegetácia je na ňom tá istá ako na stojacich stromoch
- 12 - vcelku tvrdý kmeň, stále s kôrou. Čepel' noža do neho prenikne do hĺbky 1 – 2 cm. Len málo epifytickej vegetácie typickej pre rozkladajúce sa drevo.
- 13 - kmeň s rozkladajúcim sa mäkkým drevom. Ostrie noža prenikne do dreva celé. Je úplne bez kôry a zvyčajne ho pokrýva množstvo epifytických rastlín a húb.
- 14 - kmeň je takmer úplne rozložený a jeho drevo veľmi mäkké. Drobí sa medzi prstami. Kmeň je pokrytý epifytickou vegetáciou, často sa už z neho dá rozoznať len kontúra.

6.2.3. FYTOCENOLOGICKÉ ŠETRENIE

V spolupráci s katedrou fyto­ló­gie (KRÍŽOVÁ & OLLER) boli na každej skusnej ploche zostavené komplet­né fyto­ce­no­lo­gic­ké zápis­y. Veľkosť fyto­ce­no­lo­gic­kej plochy korešpon­do­va­la s výme­rou kon­ce­n­tri­ckých kru­hov (min. 300 m²).

6.3. ŠPECIÁLNE POSTUPY ZISŤOVANIA

6.3.1. VYHLADÁVANIE TRAKTOV A SKUSNÝCH PLÔCH

Pri vyhľadávaní traktov a skusných plôch sa vychádzalo z podkladových materiálov zostavených pri zakladaní traktov a z meračských zápisníkov z jednotlivých skusných plôch. Z celkového počtu 121 skusných plôch sme nenašli železnú rúrku v 21 prípadoch (17%). Išlo hlavne o skusné plochy, z ktorých sme nemali situačný polohopis z predchádzajúcej inventarizácie – porasty do hrúbky 8.0 cm (52%). Ďalej to boli plochy ovplyvnené ťažbou a približovaním dreva (33%) a ostatné prípady tvorili 15%. V RIL 98 sme opätovne stabilizovali všetky skusné plochy.

6.3.2. MERANIE DENDROMETRICKÝCH VELIČÍN

Výškové miery, vzdialenosti a sklon sa merali výškomerom FORESTOR Vertex, ktorý je výbornou viacfunkčnou dendrometrickou pomôckou. Pracuje na ultrazvukovom princípe.

Výrobca udáva strednú chybu merania výšky stromov ± 1.9%. Použitie výškomera FORESTOR Vertex je výhodné aj z časového hľadiska. BRENNER (1996) (in COETZEE 1996)

uvádza časovú úsporu pri meraní výšok v borovicových plantážach až 60% pri výškach do 21 m a úsporu 35% v starších borovicových porastoch s výškou do 40 m. JAKÚBEK (1998) dosiahol úsporu času oproti výškomeru Sunto v nezmiešanom smrekovom poraste 25%, v bukovom poraste 20% a v zmiešanom poraste 15%.

Pri meraní vzdialeností výrobca udáva rámeč presnosti $\pm 0.2\%$ na 10 m, t.j. 2 cm na 10 m. Jakúbek dospel k horšiemu výsledku a udáva strednú chybu merania vzdialenosti $\pm 1.04\%$. Z týchto dôvodov sa pri meraní vzdialenosti v prípadoch, keď strom bol tzv. hraničným stromom (napr. strom o hrúbke 15.5 cm stál vo vzdialenosti 5.64 m resp. ± 15 cm) táto vzdialenosť preverovala oceľovým meračským pásmom (obr. P 6).

Pri meraní výšok a hrúbok stromov sa dbalo na dodržiavanie všetkých platných zásad (obr. P7 – P12).

6.3.3. ODBER PEDOLOGICKÝCH VZORIEK

Pedologické vzorky sa odoberali pedologickou sondírkou štyrmi vpichmi v smere svetových strán 1 m od stredu plochy. Z odobratých vzoriek sa urobila priemerná vzorka bez ohľadu na pôdny horizont. Čerstvo odobraté vzorky v hliníkových navažovačkách sa vážili v deň odberu pôdnej vzorky. Rozbory pH sa analyzovali v roztoku H₂O.

6.3.4. POMÔCKY

V závere tejto kapitoly uvedieme zoznam pomôcok použitých pri terénnych prácach RIL 98.

- ARO 10 4x4
- výškomer FORESTOR Vertex
- geologická buzola s presnosťou na 0.5° (NDR)
- elektronický diaľkomer
- nekovový statív
- výtyčky
- oceľové meračské pásmo
- ľahká kovová milimetrová priemerka (Nestle)
- šablóna na meranie hrúbky stromov do 8 cm
- kalkulačka
- zápisníky z prvej inventarizácie
- mapové podklady
- písacie potreby
- pedologická sondírka
- sada hliníkových navažovačiek.

6.4. METODIKA ZHODNOTENIA ZISŤOVANÝCH VELIČÍN

V tejto kapitole popíšeme matematické modely vyhodnotenia zisťovaných veličín. Zisťované veličiny sú kvantitatívnej a kvalitatívnej povahy, čo vyžaduje osobité postupy pri ich zhodnotení. Predmetom vyhodnotenia bude v prevažnej miere určenie priemernej hodnoty, resp. relatívneho podielu zisťovanej veličiny, ktorou budeme charakterizovať inventarizované územie.

6.4.1. MODELY STANOVENIA RÁMCA PRESNOSTI PRE ODHAD STREDNEJ HODNOTY ZISŤOVANEJ VELIČINY PRI NEROVNAKOM POČTE SKUSNÝCH PLÔCH VO VÝBEROVEJ SKUPINE A NEROVNAKOM POČTE STROMOV NA SKUSNEJ PLOCHE

Podstatou inventarizácie a monitorovania lesa z biometrického hľadiska je určiť (štatisticky odhadnúť) neznámy parameter – aritmetický priemer kvantitatívneho znaku μ alebo relatívny podiel kvalitatívneho znaku π v skúmanom objekte (základnom súbore). Výberovým zisťovaním dostaneme iba výberové charakteristiky týchto parametrov \bar{x} a \bar{w} . Tie sa vždy do určitej miery odlišujú od μ a π , pretože majú charakter náhodnej premennej. Z toho dôvodu sú výberové charakteristiky zaťažené chybami (z merania, z reprezentácie) a preto je dôležitým poznatkom informácia o ich presnosti. Číselným ukazovateľom presnosti určenia parametra μ a π pomocou výberového \bar{x} , \bar{w} je chyba odhadu, ktorú možno symbolicky zapísať

$$\text{pre } \mu : \Delta\bar{x} = t_{\alpha/2} \cdot s_{\bar{x}} \quad \Delta\bar{x}\% = \frac{\Delta\bar{x}}{\bar{x}} \cdot 100 \quad [98]$$

$$\text{pre } \pi : \Delta\bar{w} = t_{\alpha/2} \cdot s_{\bar{w}} \quad \Delta\bar{w}\% = \frac{\Delta\bar{w}}{\bar{w}} \cdot 100 \quad [99]$$

Táto chyba udáva teoretický rámec, ktorý by skutočná odchýlka ($\bar{x} - \mu$), resp. ($\bar{w} - \pi$), nemala prekročiť so zvolenou pravdepodobnosťou P (pre P = 95% je $t_{\alpha/2} = 1,96$ resp. 2,0 pri $n > 30$). Stredná chyba výberového priemeru, resp. podielu $s_{\bar{x}}, s_{\bar{w}}$ je teoretický rámec pre výskyt skutočnej odchýlky ($\bar{x} - \mu = \Delta\bar{x}$) resp. ($\bar{w} - \pi = \Delta\bar{w}$) s pravdepodobnosťou 68%.

Veľkosť strednej chyby $s_{\bar{x}}, s_{\bar{w}}$ závisí od dvoch činiteľov:

- od variability (smerodajnej odchýlky s_x, s_w) zisťovanej veličiny, s ktorou sa $s_{\bar{x}}, s_{\bar{w}}$ zväčšuje;
- od rozsahu výberu n , t.j. od počtu jednotiek – stromov, skusných plôch, traktov, na ktorých sa zisťovanie uskutočnilo a s rastom ktorého $s_{\bar{x}}, s_{\bar{w}}$ klesá úmerne k \sqrt{n} .

Výsledný odhad parametra μ a π so zvolenou spoľahlivosťou P sa zapisuje zvyčajne vo forme intervalu spoľahlivosti platného pre pravdepodobnosť P%:

$$\mu = \bar{x} \pm \Delta\bar{x}; \quad \pi = \bar{w} \pm \Delta\bar{w} \quad [100]$$

Modely pre výpočet stredných chýb sú závislé od použitého dizajnu, resp. výberového systému. Výberový systém pokusu RIL 98 predstavuje systematický jednostupňový skupinový výber s nerovnakým počtom výberových jednotiek v skupine. Keďže primárna výberová jednotka je skusná plocha koncentrických kruhov, porastové i stromové veličiny x_i sa vzťahujú na variabilnú plošnú výmeru pl_i . Tie nemajú podľa najnovších výsledkov výskumu (SABOROWSKI & ŠMELKO 1998, 99, ŠMELKO 1997) rovnakú pravdepodobnosť dostať sa do výberu, preto je potrebné všetky zisťované veličiny (zásoba, počet stromov) prepočítať na 1 ha

$$V_i \cdot ha^{-1} = \frac{V_i}{pl_i} \quad N_i \cdot ha^{-1} = \frac{N_i}{pl_i} \quad \text{všeobecne } X_i = \frac{x_i}{pl_i} \quad [101]$$

Týmto krokom zároveň štandardizujeme zisťovanú charakteristiku na rovnakú jednotku, čo nám umožní ich jednoduché vzájomné porovnanie. Celkovú hodnotu porastovej veličiny na skusnej ploche dostaneme súčtom danej veličiny X_i na jednotlivých koncentrických kruhoch (i). Obdobne to platí aj pre stromové veličiny s tým rozdielom, že jeden strom, ktorý je nositeľom nejakého znaku (napr. % defoliácie) reprezentuje $1/pl_i$ stromov.

6.4.1.1. ODHAD PRIEMERU μ PORASTOVEJ KVANTITATÍVNEJ VELIČINY

Ide o prípad, keď na založenom trakte kolíše počet skusných plôch n_j . Môže nastať napr. vtedy, ak trakt padne na rozhranie lesnej a nelesnej pôdy, čo spôsobí redukciu o skusné plochy mimo lesa. Hodnoteným znakom je veličina X (napr. zásoba), ktorá na jednotlivých skusných plochách nadobúda hodnoty x_{ij} ($i = 1,2,3 \dots n_j, j = 1,2,3 \dots o$). Trakty teda predstavujú nerovnako veľké skupiny („cluster“). V zmysle teórie výberových metód je v takomto prípade nutné uvažovať s rozkladom celkového rozptylu hodnôt x_{ij} na dve zložky podľa známeho modelu $s_x^2 = s_{\bar{x}_j}^2 + s_j^2$ (ŠMELKO 1991). Prvý rozptyl charakterizuje variabilitu priemerných hodnôt \bar{x}_j na trakte okolo celkového priemeru \bar{x} a druhý označuje variabilitu jednotlivých hodnôt x_{ij} na skusných plochách v rámci jedného traktu okolo ich priemeru \bar{x}_j . Obidva rozptyly sa v plnej miere prenášajú do modelu pre stanovenie chyby odhadu $s_{\bar{x}}$, ktorý má tvar (COCHRAN 1977, ŠMELKO 1997)

$$s_{\bar{x}}^2 = \frac{1-f_1}{o \cdot \bar{n}^2} \cdot \frac{\sum_{j=1}^o n_j^2 \cdot (\bar{x}_j - \bar{x})^2}{o-1} + \frac{f_1}{o^2 \bar{n}^2} \cdot \sum_{j=1}^o \frac{n_j^2 \cdot (1-f_2) \cdot s_j^2}{n_j} \quad [102]$$

Intenzita výberu f_1 a f_2 znamená pomer počtu výberových jednotiek k ich celkovému možnému počtu v skúmanom základnom súbore:

$$f_1 = \frac{o}{O} \quad \text{a} \quad f_2 = \frac{n}{N} \quad [103]$$

Pri veľkoplošných inventarizáciách sú intenzity f_1 , f_2 zvyčajne malé (blížia sa k 0), čo umožňuje zjednodušiť predchádzajúci model do nasledovného tvaru:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{j=1}^o n_j \cdot \bar{x}_j}{\sum_{j=1}^o n_j} \quad \bar{x}_j = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} x_{ij}}{n_j} \quad [104]$$

$$s_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^o (n_j \cdot \bar{x}_j)^2 - 2 \cdot \bar{x} \cdot \sum_{j=1}^o (n_j \cdot \bar{x}_j) \cdot n_j + \bar{x}^2 \cdot \sum_{j=1}^o n_j^2}{o \cdot \bar{n}^2 \cdot (o-1)}} \quad [105]$$

kde:

- o – počet traktov
- n_j – počet skusných plôch na trakte.

6.4.1.2. ODHAD PRIEMERU μ STROMOVEJ KVANTITATÍVNEJ VELIČINY

Model odhadu priemernej hodnoty, resp. jej strednej chyby je v tomto prípade o niečo zložitejší. Celkový rozptyl skúmanej charakteristiky sa tu rozkladá na tri zložky $s_x^2 = s_{\bar{x}_j}^2 + s_{\bar{x}_j}^2 + s_i^2$, t.j.

1. rozptyl hodnôt znaku na skusnej ploche okolo ich aritmetického priemeru;
2. rozptyl aritmetických priemerov zo skusných plôch okolo ich aritmetického priemeru na trakte;
3. rozptyl aritmetických priemerov z traktov okolo celkového priemeru v celom inventarizovanom objekte.

Z rozboru rozptylu môžeme odvodiť model pre stanovenie strednej chyby $s_{\bar{x}}$, v ktorom budú vystupovať tri intenzity výberov

$$f_1 = \frac{o}{O} \quad f_2 = \frac{n}{N} \quad f_3 = \frac{m}{M} \quad [106]$$

kde f_3 je intenzita výberu stromov.

Podobne ako v predchádzajúcom prípade môžeme pri veľkoplošných inventarizáciách zjednodušiť model výpočtu, pretože všetky tri intenzity sa blížajú k nule:

$$\bar{x}_i = \frac{\sum_{k=1}^{m_i} x_{ki}}{\sum_{k=1}^{m_i} 1/pl_i} \quad \bar{\bar{x}}_j = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} \bar{x}_i}{n_j} \quad \bar{x} = \frac{\sum_{j=1}^o \bar{\bar{x}}_j \cdot n_j}{\sum_{j=1}^o n_j} \quad [107]$$

$$s_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^o (n_j \cdot \bar{\bar{x}}_j)^2 - 2 \cdot \bar{x} \cdot \sum_{j=1}^o (n_j \cdot \bar{\bar{x}}_j) \cdot n_j + \bar{x}^2 \cdot \sum_{j=1}^o n_j^2}{o \cdot \bar{n}^2 \cdot (o-1)}} \quad [108]$$

kde:

m_i -počet stromov na i -tej skusnej ploche

x_{ki} -stromová veličina na 1 ha (podľa 4), napr. defoliácia k -teho stromu na i -tej skusnej ploche

pl_i -výmera koncentrického kruhu, v ktorom stojí k -ty strom

o -počet traktov

6.4.1.3. ODHAD PODIELU π KVALITATÍVNE ZNAKU

Kvalitatívne znaky predstavujú priamo nemerateľné, slovným opisom definovateľné vlastnosti. Pri ich zisťovaní ide o číselné (relatívne) vyjadrenie podielu jedincov v súbore s danou vlastnosťou. V prípade, že sú výberovými jednotkami trakty s nerovnakým počtom skusných plôch, odvodíme priemerný relatívny podiel \bar{w} kvalitatívneho znaku analogicky ako v predchádzajúcej kapitole podľa vzťahov:

$$w_i = \frac{\sum_{k=1}^{m_i} A_{ki}}{\sum_{k=1}^{m_i} 1/pl_i} \quad \bar{w}_j = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} w_i}{n_j} \quad \bar{w} = \frac{\sum_{j=1}^o n_j \cdot \bar{w}_j}{\sum_{j=1}^o n_j} \quad [109]$$

$$s_{\bar{w}} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^o (n_j \cdot \bar{w}_j)^2 - 2 \cdot \bar{w} \cdot \sum_{j=1}^o (n_j \cdot \bar{w}_j) \cdot n_j + \bar{w}^2 \cdot \sum_{j=1}^o n_j^2}{o \cdot \bar{n}^2 \cdot (o-1)}} \quad [110]$$

kde:

$\sum A_{ki}$ – suma k stromov (na ha) na i -tej skusnej ploche, ktoré sú nositeľmi znaku A

pl_i – výmera koncentrického kruhu, na ktorom stojí k -ty strom

n_j – počet pokusných plôch na trakte

o – počet traktov

6.4.2. SPRESNENIE ODHADOVANÝCH VELIČÍN DVOJFÁZOVÝM POSTUPOM

Pri pokuse RIL 98 sa výšky stromov na skusných plochách nemerali na všetkých stromoch, ale iba na určitom menšom počte, čím sa využila možnosť jednej z efektívnych metód - metódy dvojfázového výberu.

Princíp a výhody a výhody dvojfázového výberu spočívajú v tom, že účelne využíva vzťah medzi zisťovanou veličinou Y a pomocnou veličinou X , ktorá s veličinou Y úzko koreluje. Výber sa realizuje tak, že v prvej fáze **A** sa na väčšom počte jednotiek n_1 vykoná menej presné, ale jednoduché a lacné zistenie pomocnej veličiny X_A . V druhej fáze **B** sa z uvedených n_1 jednotiek vyberie menšia časť n_2 a na nich sa uskutoční presné zmeranie hlavnej veličiny y_B . Pre počet jednotiek n_2 sa takto získajú párové hodnoty y_B , x_B a tie sa použijú na stanovenie cieľovej zisťovanej veličiny Y_{KOR} .

Najlepšie výsledky sa dosiahnu vtedy, keď sa jednotky v 2. fáze vyberú podľa princípu 3 P výberu, čiže s pravdepodobnosťami proporcionálnymi k veľkosti zisťovanej veličiny Y . Získa sa tým tzv. samovyváženie výberu.

Spresnenie cieľovej veličiny sa môže vykonať dvojakým spôsobom:

- pomocou kvocientu

$$q_i = \frac{y_B}{x_B} \quad [111]$$

- pomocou regresnej rovnice

$$\hat{y}_{KOR} = a_{yx} + b_{yx} \cdot x_B \quad [112]$$

V našom prípade sme pre spresnenie zisťovanej veličiny použili prvý postup, pretože ten umožňuje priamo posúdiť kvalitu odhadu zisťovanej veličiny a zároveň, ako bolo zistené (ŠMELKO 1990), chyba odhadu je pri použití kvocienta o niečo menšia ako je to pri spresňovaní pomocou regresnej rovnice. Spresnená hodnota y_{KOR} sa pomocou kvocientu určí podľa vzťahu:

$$\hat{y}_{KOR} = x_A \cdot \bar{q} = x_A \cdot \frac{\sum_{i=1}^{m_2} q_i}{m_2} \quad [113]$$

Stredná chyba odhadu $s_{\bar{y}_{KOR}} \%$ (v relatívnom vyjadrení) sa stanoví v závislosti od toho, či sa hodnoty X_A v prvej fáze zisťovali (odhadovali) na všetkých jednotkách základného súboru ($m_1 = M$), alebo výberovým spôsobom. Na našich skusných plochách sa výšky odhadovali na všetkých stromoch teda $m_1 = M$ a preto

$$s_{\bar{y}_{KOR}} \% = s_{\bar{q}} \% = \frac{s_q \%}{\sqrt{m_2}} \quad [114]$$

pričom $s_q \%$ je variačný koeficient jednotlivých hodnôt kvocientov q_i .

Dvojfázový a regresný výber poskytuje tým presnejšie výsledky a je tým efektívnejší, čím menší je variačný koeficient hodnôt q , ($s_q\%$) a čím tesnejšia je korelácia medzi hlavnou a pomocou veličinou (čím väčšia je hodnota r_{yx}) (ŠMELKO 1990,97).

6.5. VÝSLEDKY POKUSU A ICH ZOVŠEOBECNENIE

6.5.1. VPLYV VYBRANÝCH FAKTOROV NA INDEXY A STUPEŇ BIODIVERZITY

Výhodou veľkoplošných inventarizácií je, že užívateľ lesa získa v pomerne krátkom čase informácie o širokej palete zisťovaných premenných na veľkom území. Obdobne to platí aj pre výskum, pretože získaný podkladový materiál nám umožňuje vykonať množstvo analýz, ktorých výsledky po zavedení do praxe napomáhajú riešiť rôznorodé problémy a zjednodušujú orientáciu v tak komplikovanom systéme, akým les určite je. V predkladanej práci použijeme zo zozbieraných údajov RIL 98 účelovo iba tie, ktoré môžu napomôcť k doplneniu výskumu kvantifikácie biodiverzity stromovej vrstvy. Na tomto mieste je potrebné poznamenať, že stupeň biodiverzity na skusnej ploche resp. na trakte sa určil pomocou modelu BIODIVERSS.

6.5.1.1. RELIÉF A SKLON TERÉNU

Keďže ŠLP sa rozprestiera na pomerne členitom území, vylíšili sme v rámci pokusu RIL 98 päť typov reliéfu. Najväčšie zastúpenie pripadá na polohy charakterizované ako stredné svahy s podielom $39.2 \pm 6.3\%$ (tento ako aj nasledujúce výsledky platia so spoľahlivosťou 68%).

Z hľadiska sklonitosti môžeme ŠLP charakterizovať ako územie s priemerným sklonom $13.3 \pm 0.9^\circ$ (variačný koeficient 34.9% / relatívna stredná chyba 6.8%). Najvyšší sklon sme zaznamenali v okrajových oblastiach ŠLP na traktoch 1, 16 a 25 (číslovanie traktov je na obrázku P2, P-príloha). Smerom na juhovýchod dochádza k jeho zmenšovaniu a v časti, ktorá prechádza do Zvolenskej kotliny (v okolí traktov 23 a 27), je sklon najmenší. Dobré to korešponduje s formou reliéfu - rovina, ktorú sme popísali na traktoch 18, 23 a 27. Pomerne vysoká sklonitosť je aj vo východnej oblasti „Sampora“ (trakty 14 a 20).

Pri hodnotení vplyvu týchto faktorov na hodnoty indexov a stupňa biodiverzity sme došli k záveru, že sklonitosť je nevýznamným faktorom (test významnosti koeficienta determinácie MELOUN & MILITKÝ 1998) a reliéf štatisticky významne ovplyvňuje iba indexy druhovej bohatosti, t.j. indexy N_0 , $R1$ a $R2$ (analýza variancie).

Podrobnejšou analýzou zistíme, že najvyššia druhová bohatosť sa vyskytuje v polohách charakterizovaných ako rovina alebo v polohách s veľmi variabilnou formou reliéfu označená ako neurčitá forma. Najnižšiu druhovú bohatosť sme zaznamenali v polohách horných a stredných svahov. Vplyv formy reliéfu na stupeň biodiverzity sa štatisticky nepotvrdil.

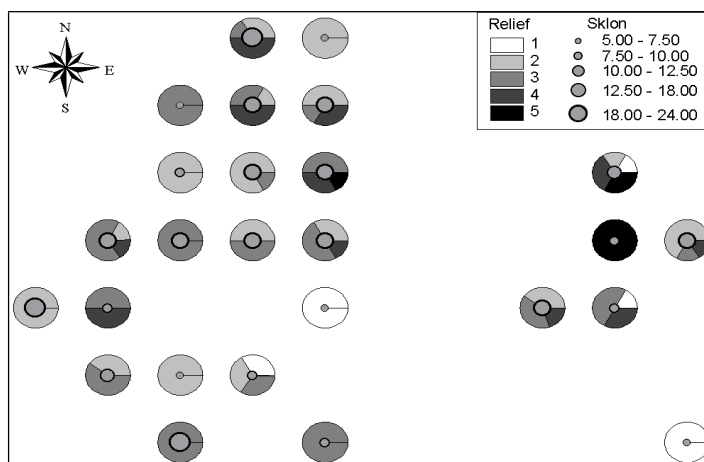
Tabuľka 18. Zastúpenie jednotlivých foriem reliéfu na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=120).

Forma reliéfu	Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
Rovná plocha	1	0.067	48.3
Horný svah, vrchol	2	0.325	20.2
Stredný svah	3	0.392	16.0
Úpätie svahu	4	0.175	23.3
Neurčitý	5	0.042	58.7

Tabuľka 19. Analýza variancie vplyvu formy reliéfu na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index	Fischerova štatistika $F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	Štatisticky významné rozdiely medzi formami reliéfu stanovené Duncanovým viacnásobným testom
	$F_{(4,115)}$	
N_0	2.62 *	1a2;1a3;1a4;2a5;3a5
$R1$	2.70 *	1a2;1a3;2a5
$R2$	2.84 *	1a2
MAX	0.60	
MIN	0.19	
λ	0.85	
H'	1.14	
N_1	1.13	
N_2	0.77	
$E1$	0.55	
$E3$	0.33	
$E5$	0.47	

Obrázok 78. Sklon terénu (v °) a zastúpenie jednotlivých foriem reliéfu na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (o=26).



Tabuľka 20. Analýza vplyvu formy reliéfu na stupeň biodiverzity (n=120).

Kontingenčná tabuľka		Stupeň biodiverzity				Riadok Celkovo	
		1	2	3	4		
Forma reliéfu	1	Abs. početnosť	0.00	3.00	4.00	1.00	8.00
		Stĺpec %	0.00	5.66	11.76	12.50	
		Riadok %	0.00	37.50	50.00	12.50	
		Celkovo %	0.00	2.50	3.33	0.83	6.67
	2	Abs. početnosť	9.00	22.00	7.00	1.00	39.00
		Stĺpec %	36.00	41.51	20.59	12.50	
		Riadok %	23.08	56.41	17.95	2.56	
		Celkovo %	7.50	18.33	5.83	0.83	32.50
	3	Abs. početnosť	12.00	18.00	13.00	4.00	47.00
		Stĺpec %	48.00	33.96	38.24	50.00	
		Riadok %	25.53	38.30	27.66	8.51	
		Celkovo %	10.00	15.00	10.83	3.33	39.17
	4	Abs. početnosť	4.00	7.00	9.00	1.00	21.00
		Stĺpec %	16.00	13.21	26.47	12.50	
		Riadok %	19.05	33.33	42.86	4.76	
		Celkovo %	3.33	5.83	7.50	0.83	17.50
	5	Abs. početnosť	0.00	3.00	1.00	1.00	5.00
		Stĺpec %	0.00	5.66	2.94	12.50	
		Riadok %	0.00	60.00	20.00	20.00	
		Celkovo %	0.00	2.50	0.83	0.83	4.17
Stĺpec		25.00	53.00	34.00	8.00		
Celkovo %		20.83	44.17	28.33	6.67		
Spearman Rank $R = 0.07$						$t=0.79$	

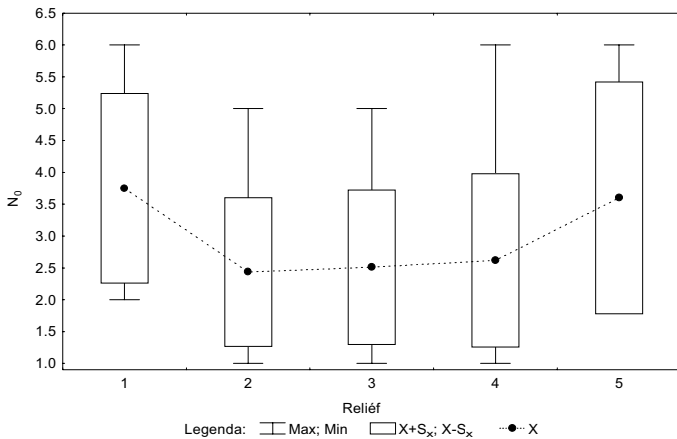
Tabuľka 21. Korelačná analýza vplyvu sklonu terénu na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index biodiverzity	I_{xy}	I^2_{xy}	$F_{(f1,f2)}$ *95% **99%
N_0	0.18	0.03	1.89
$R1$	0.18	0.03	1.86
$R2$	0.12	0.01	0.87
MAX	0.19	0.04	2.29
MIN	0.11	0.01	0.73
λ	0.19	0.04	2.13
H'	0.19	0.03	2.09
N_1	0.18	0.03	1.92
N_2	0.18	0.03	1.98
$E1$	0.16	0.03	1.58
$E3$	0.16	0.03	1.59
$E5$	0.15	0.02	1.40
$F_{0.05(2,117)}=3.072$ a $F_{0.01(2,117)}=4.791$			

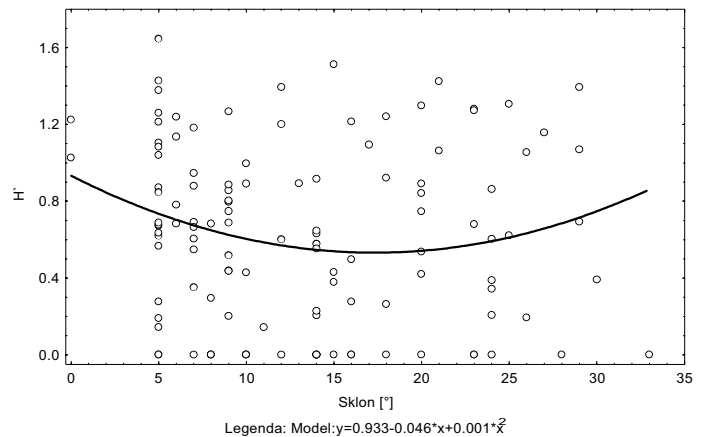
Tabuľka 22. Analýza variancie vplyvu sklonu terénu na stupeň biodiverzity (n=120).

Veličina	$F_{(f1,f2)}$ *95% **99%
Sklon	0.25
$F_{0.05(3,116)}=2.68$ a $F_{0.01(3,116)}=3.96$	

Obrázok 79. Priebeh hodnôt indexu N_0 v závislosti od formy reliéfu.



Obrázok 80. Závislosť indexu H' od sklonu terénu.



Poznámka: Pre grafickú interpretáciu výsledkov analýz sme vybrali vždy iba jeden z indexov, na ktoré faktor štatisticky významne vplýval (zvyčajne N_0 , H'), pretože závislosť pri ostatných nezobrazených indexoch je veľmi podobná.

6.5.1.2. NADMORSKÁ VÝŠKA, LESNÝ TYP A HSLT

Ďalšími ekologickými charakteristikami, ktoré sme do analýzy zahrnuli, sú nadmorská výška, lesný typ a HSLT. ŠLP môžeme charakterizovať priemernou nadmorskou výškou 522.5 ± 31.4 (30.6/6.0%) m.n.m. Najvyššia nadmorská výška je v severnej oblasti, odkiaľ klesá juhovýchodným smerom do centrálnej časti ŠLP.

V rámci inventarizácie sme zachytili 23 lesných typov a 13 HSLT. Najviac zastúpeným lesným typom je 3305 (Ostřicovo marinková živná dubová bučina) s podielom 15.0 ± 5.7 % a HSLT 311 (Živé dubové bučiny) so zastúpením 22.5 ± 7.8 %. Ich rozmiestnenie úzko korešponduje s nadmorskou výškou, teda na severe a severovýchode ŠLP, kde je nadmorská výška najväčšia, prevládajú lesné typy 4. a 5. lvs., kým v strednej časti ŠLP s nižšou nadmorskou výškou dominujú lesné typy 3. vegetačného stupňa, ktoré sa na juhu, t.j. v časti ŠLP s najnižšou nadmorskou výškou, prelínajú s typmi 2. vegetačného stupňa. Na trakte 26 sa vyskytol aj 1. vegetačný stupeň. Najbohatším traktom na počet lesných typov je trakt 15, na ktorom sa vyskytujú 4 lesné typy (2310 (Buková dúbava ťažkých pôd s ostřicou horskou), 3103 (Kostravová dubová bučina), 3305, 3311 (Chlpaňová bučina nižší stupeň)).

Táto plošná charakteristika platí obdobne aj pre HSLT. Vzhľadom na veľký počet zachytených lesných typov a HSLT, ktorých kategórie boli veľakrát reprezentované iba jednou skusnou plochou, sme pre účely štatistického zhodnotenia vytvorili menší počet tried charakterizovaných práve na základe vegetačného stupňa.

Pri sledovaní vplyvu týchto faktorov na hodnoty indexov a stupňa biodiverzity prichádzame k záveru, že uvedené faktory ovplyvňujú takmer všetky indexy. Vzťahuje sa to hlavne na nadmorskú výšku, s ktorou diverzita zo začiatku klesá, okolo 650 m.n.m. dosahuje svoje minimum

a potom opäť stúpa. Tento priebeh je možné vysvetliť pravdepodobne tým, že v nadmorskej výške okolo 600 m.n.m. dosahuje buk svoje optimum a je natoľko vitálny, že ostatné druhy nie sú schopné sa v jeho konkurencii presadiť.

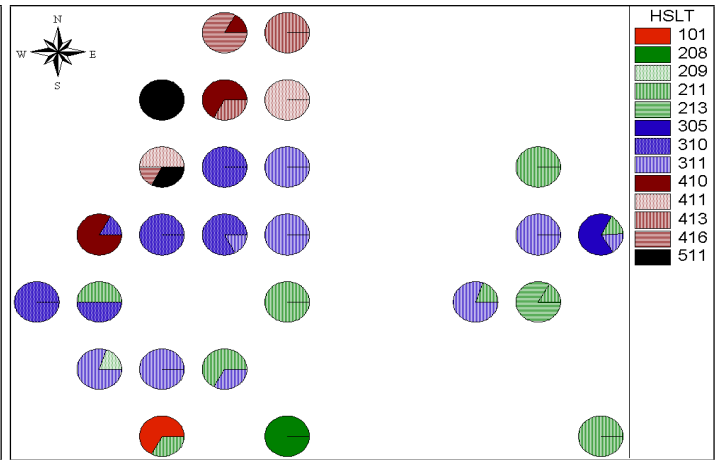
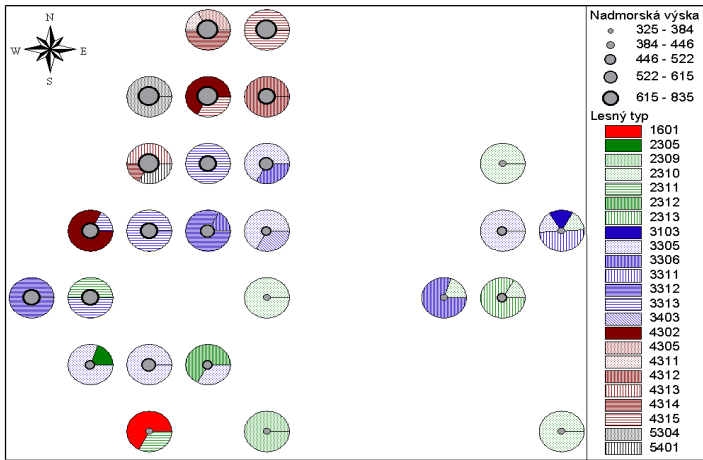
Tento predpoklad potvrdzuje aj analýza vplyvu vegetačného stupňa na hodnoty indexov biodiverzity. Najnižšiu diverzitu vykazuje 4. bukový vegetačný stupeň a najvyššiu 2. bukovo-dubový vegetačný stupeň. Nízku hodnotu diverzity v dubovom vegetačnom stupni je potrebné brať s určitou rezervou, pretože údaje pochádzajú iba z troch skusných plôch. Nízka diverzita v tomto vegetačnom stupni môže byť spôsobená aj tým, že tak ako pri buku v 4. vegetačnom stupni je tu dub natoľko dominantný, že nedovolí uplatniť sa iným druhom. Pri analýze vplyvu týchto faktorov na stupeň biodiverzity sa v prvom prípade (nadmorská výška) štatisticky významne vplyv nepotvrdil, ale vegetačný stupeň významne ovplyvňuje hodnotu stupňa biodiverzity, tým spôsobom, že s rastúcim vegetačným stupňom jeho hodnota klesá.

Tabuľka 23. Zastúpenie lesných typov a HSLT na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=120).

Lesný typ / HSLT	Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
LT 1601	0.017	0.017	101.7
LT 2305	0.008	0.008	100.0
LT 2309	0.008	0.009	103.4
LT 2310	0.108	0.056	51.4
LT 2311	0.033	0.026	77.8
LT 2312	0.033	0.033	99.1
LT 2313	0.042	0.041	99.1
LT 3103	0.008	0.008	99.1
LT 3305	0.150	0.057	38.1
LT 3306	0.058	0.037	63.1
LT 3311	0.025	0.025	99.1
LT 3312	0.058	0.044	76.0
LT 3313	0.125	0.066	52.6
LT 3403	0.017	0.017	99.1
LT 4302	0.075	0.051	68.5
LT 4305	0.017	0.017	99.1
LT 4311	0.008	0.008	99.1
LT 4312	0.050	0.050	99.1
LT 4313	0.025	0.025	99.1
LT 4314	0.033	0.026	77.0
LT 4315	0.033	0.023	70.5
LT 5304	0.050	0.050	99.1
LT 5401	0.017	0.017	99.1
HSLT 101	0.017	0.017	101.7
HSLT 208	0.008	0.009	103.4
HSLT 209	0.008	0.008	100.0
HSLT 211	0.175	0.064	36.7
HSLT 213	0.042	0.041	99.1
HSLT 305	0.033	0.033	99.1
HSLT 310	0.183	0.075	41.0
HSLT 311	0.225	0.078	34.7
HSLT 410	0.083	0.051	61.6
HSLT 411	0.075	0.054	72.2
HSLT 413	0.033	0.023	70.5
HSLT 416	0.050	0.042	83.3
HSLT 511	0.067	0.051	77.0

Obrázok 81. Nadmorská výška a zastúpenie jednotlivých lesných typov na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=26).

Obrázok 82. Zastúpenie HSLT na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=26).



Tabuľka 24. Korelačná analýza vplyvu nadmorskej výšky na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Tabuľka 25. Analýza variancie vplyvu vegetačného stupňa na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

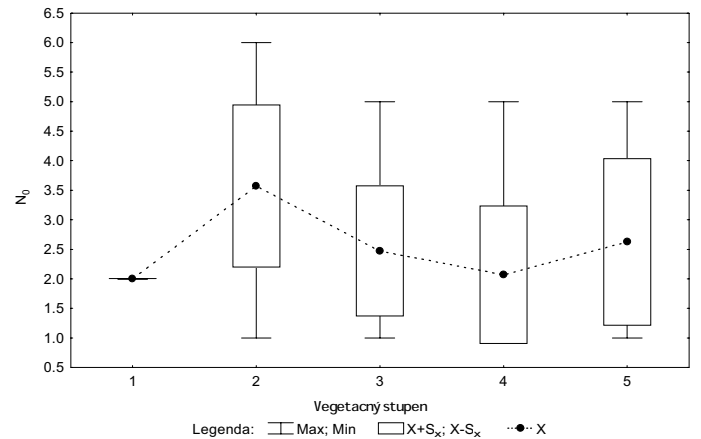
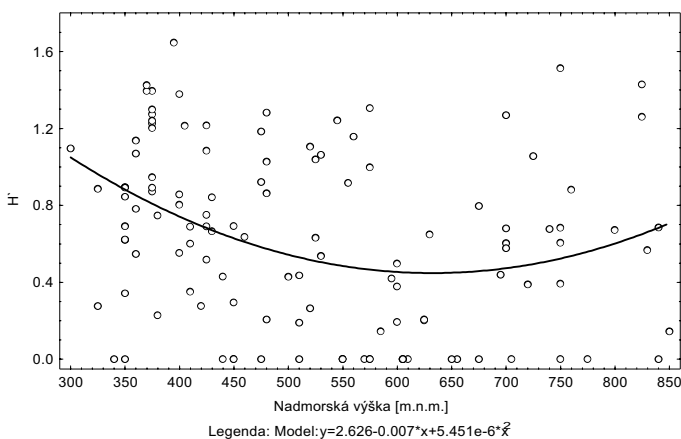
Index biodiverzity	I_{xy}	r^2_{xy}	$F_{(1,12)}$ *95% **99%
N_0	0.34	0.12	7.67 **
R1	0.33	0.11	7.12 **
R2	0.23	0.05	3.24 *
MAX	0.31	0.10	6.27 **
MIN	0.13	0.02	1.08
λ	0.33	0.11	7.36 **
H'	0.34	0.12	7.65 **
N_1	0.31	0.10	6.30 **
N_2	0.29	0.08	5.24 **
E1	0.30	0.09	5.86 **
E3	0.27	0.08	4.76 *
E5	0.28	0.08	5.16 **

$F_{0.05(3,117)}=3.072$ a $F_{0.01(3,117)}=4.791$

Index	Fischerova štatistika $F_{(1,12)}$ *95% **99%	Štatisticky významné rozdiely medzi formami reliéfu stanovené Duncanovým viacnásobným testom
	$F_{(4,115)}$	
N_0	6.25 **	1a2;2a4
R1	5.79 **	1a2;2a4
R2	3.32 *	2a4
MAX	2.55 *	2a4
MIN	0.41	
λ	3.69 **	2a3;2a4
H'	4.42 **	2a3;2a4
N_1	3.93 **	2a3;2a4
N_2	2.69 *	2a4
E1	2.37	
E3	1.57	
E5	2.06	

Obrázok 83. Závislosť indexu H' od nadmorskej výšky.

Obrázok 84. Priebeh hodnôt indexu N_0 v závislosti od vegetačného stupňa.



Tabuľka 26. Analýza variancie vplyvu nadmorskej výšky na stupeň biodiverzity (n=120).

Veličina	$F_{(1,12)}$ *95% **99%
Nadmorská výška	2.08
$F_{0.05(3,116)}=2.68$ a $F_{0.01(3,116)}=3.96$	

Tabuľka 27. Analýza vplyvu vegetačného stupňa na stupeň biodiverzity (n=120).

Kontingenčná tabuľka		Stupeň biodiverzity				Riadok Celkovo	
		1	2	3	4		
Vegetačný stupeň	1	Abs. početnosť	0.00	2.00	0.00	0.00	2.00
		Stípec %	0.00	3.77	0.00	0.00	
		Riadok %	0.00	100.0	0.00	0.00	
		Celkovo %	0.00	1.67	0.00	0.00	1.67
	2	Abs. početnosť	1.00	11.00	13.00	3.00	28.00
		Stípec %	4.00	20.75	38.24	37.50	
		Riadok %	3.57	39.29	46.43	10.71	
		Celkovo %	0.83	9.17	10.83	2.50	23.33
	3	Abs. početnosť	10.00	26.00	14.00	3.00	53.00
		Stípec %	40.00	49.06	41.18	37.50	
		Riadok %	18.87	49.06	26.42	5.66	
		Celkovo %	8.33	21.67	11.67	2.50	44.17
	4	Abs. početnosť	12.00	12.00	4.00	1.00	29.00
		Stípec %	48.00	22.64	11.76	12.50	
		Riadok %	41.38	41.38	13.79	3.45	
		Celkovo %	10.00	10.00	3.33	0.83	24.17
	5	Abs. početnosť	2.00	2.00	3.00	1.00	8.00
		Stípec %	8.00	3.77	8.82	12.50	
		Riadok %	25.00	25.00	37.50	12.50	
		Celkovo %	1.67	1.67	2.50	0.83	6.67
Stípec		25.00	53.00	34.00	8.00		
Celkovo %		20.83	44.17	28.33	6.67		
Spearman Rank $R = -0.28$						$t=3.12^{**}$	

6.5.1.3. VEK A POČET VRSTIEV - ETÁŽÍ

Vypočítaný priemerný vek porastov nachádzajúcich sa na ŠLP je 76.6 ± 5.7 (38.2/7.4%) rokov. Najstaršie porasty sa nachádzajú v oblasti „Sampora“, na východe územia a na juhu v oblasti ŠPR Boky (pri viacvrstvových porastoch sme použili vek hornej etáže). S vekom porastu súvisí výskyt viacvrstvových porastov, čo potvrdzujú aj výsledky inventarizácie lesa. Z nich vyplynulo, že viacvrstvové porasty zaberajú z celkovej plochy ŠLP 30.8 ± 6.4 % a priestorovo sú lokalizované do oblasti s výskytom starých porastov.

Analýzou vplyvu veku porastu na indexy a stupeň biodiverzity sme zistili, že vek vplyva hlavne na indexy druhovej bohatosti a druhovej diverzity. Potvrdila sa aj predpokladaná hypotéza, že s rastúcim vekom diverzita stúpa, pričom jej maximum spadá do porastov vo veku 110 - 130 rokov. Po tejto kulminácii sa zaznamenal opätovný pokles, čo však nemusí zodpovedať realite, pretože v rámci inventarizácie sme zachytili iba veľmi malý počet starých porastov. Táto

skutočnosť sa dá preveriť len v hospodárskych celkoch s veľkým množstvom porastov zatriedených do kategórie ochranných lesov, resp. v prírodných rezerváciách, kde sa porasty ponechávajú na

Tabuľka 28. Zastúpenie jedno a dvojvrstvových porastov na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=120).

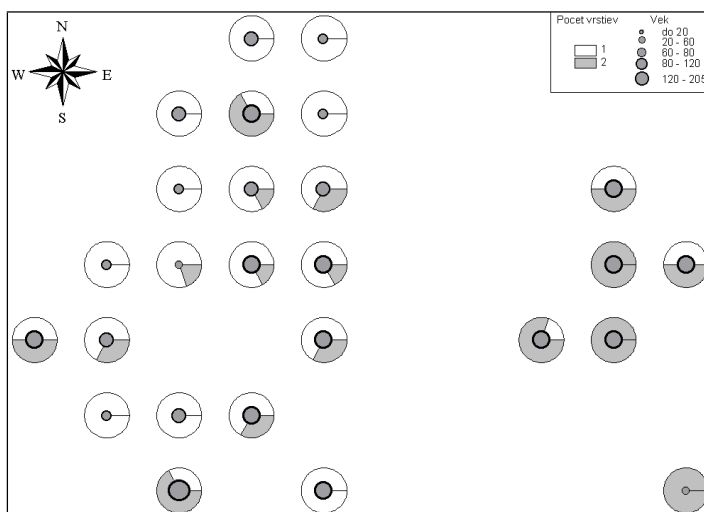
Počet vrstiev	Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
1	0.692	0.064	9.3
2	0.308	0.064	20.8

Tabuľka 29. Korelačná analýza vplyvu veku porastu na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index biodiverzity	I_{xy}	r^2_{xy}	$F_{(1,120)}$ *95% **99%
N_0	0.36	0.13	8.91 **
$R1$	0.39	0.15	10.61 **
$R2$	0.42	0.18	12.47 **
MAX	0.27	0.07	4.50 *
MIN	0.09	0.01	0.43
λ	0.29	0.08	5.38 **
H'	0.32	0.10	6.62 **
N_1	0.31	0.10	6.34 **
N_2	0.27	0.08	4.75 *
$E1$	0.21	0.04	2.73
$E3$	0.17	0.03	1.69
$E5$	0.19	0.04	2.20

$F_{0.05(3,117)}=3.072$ a $F_{0.01(3,117)}=4.791$

Obrázok 85. Vek porastu a lokalizácia viacvrstvových porastov na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=26).

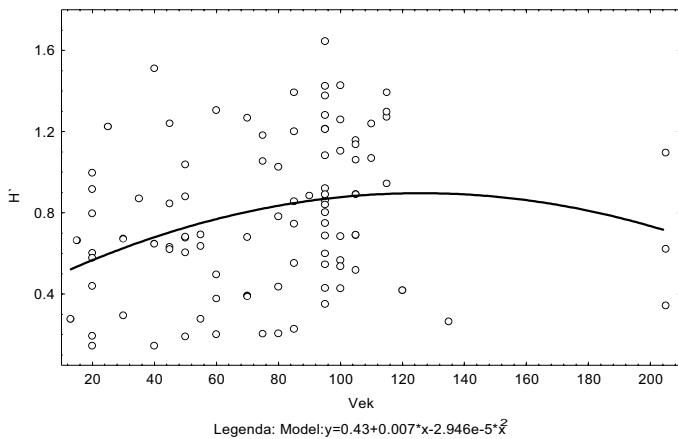


samovývoj. Vo všeobecnosti by však malo platiť, že s vekom diverzita rastie, pretože s poklesom hustoty porastu sa vytvárajú lepšie podmienky (hlavne svetelné) pre uplatnenie sa iných druhov, ktoré sú schopné prežiť aj v podúrovni. Výsledky rozboru vplyvu počtu vrstiev na hodnoty indexov biodiverzity tento predpoklad potvrdili. Pri analýze vplyvu týchto faktorov na stupeň biodiverzity sa pri veku jeho vplyv signifikantne nepotvrdil, ale počet vrstiev so spoľahlivosťou 95% ovplyvňuje hodnotu stupňa biodiverzity obdobným spôsobom ako to je pri indexoch biodiverzity.

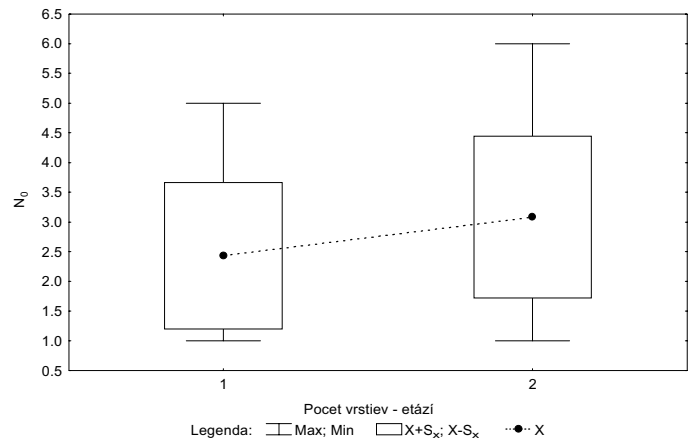
Tabuľka 30. Analýza variancie vplyvu počtu vrstiev na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index	Fischerova štatistika $F_{(1,120)}$ *95% **99%	Štatisticky významné rozdiely medzi formami reliéfu stanovené Duncanovým viacnásobným testom
	$F_{(1,118)}$	
N_0	6.62 *	1a2
$R1$	6.60 *	1a2
$R2$	5.65 *	1a2
MAX	5.37 *	1a2
MIN	0.01	
λ	6.13 *	1a2
H'	7.04 **	1a2
N_1	7.01 **	1a2
N_2	6.20 *	1a2
$E1$	3.14	
$E3$	2.60	
$E5$	2.08	

Obrázok 86. Závislosť indexu H' od veku porastu.



Obrázok 87. Priebeh hodnôt indexu N_0 v závislosti od počtu vrstiev - etáží.



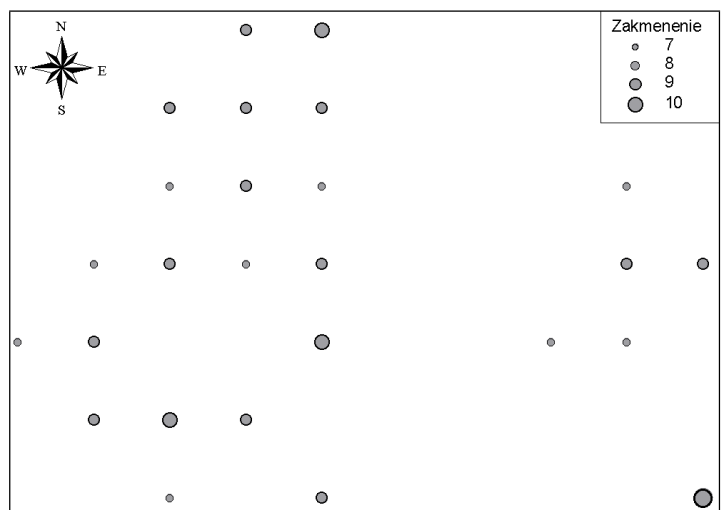
Tabuľka 31. Analýza vplyvu počtu vrstiev na stupeň biodiverzity (n=120).

Kontingenčná tabuľka		Stupeň biodiverzity				Riadok Celkovo	
		1	2	3	4		
Počet vrstiev	1	Abs. početnosť	20.00	39.00	20.00	4.00	83.00
		Stĺpec %	80.00	73.58	58.82	50.00	
		Riadok %	24.10	46.99	24.10	4.82	
		Celkovo %	16.67	32.50	16.67	3.33	69.17
	2	Abs. početnosť	5.00	14.00	14.00	4.00	37.00
		Stĺpec %	20.00	26.42	41.18	50.00	
		Riadok %	13.51	37.84	37.84	10.81	
		Celkovo %	4.17	11.67	11.67	3.33	30.83
		Stĺpec	25.00	53.00	34.00	8.00	
		Celkovo %	20.83	44.17	28.33	6.67	
		Spearman Rank $R = 0.20$				$t = 2.20^*$	

6.5.1.4. ZAKMENENIE

Porasty vyskytujúce sa na území ŠLP môžeme na základe výsledkov RIL 98 charakterizovať priemerným stupňom zakmenenia 7.8 ± 0.1 (6.7/1.3%). Najvyššie zakmenenie majú porasty na severe územia a porasty na juhovýchode. Vplyv zakmenenia na indexy a stupeň biodiverzity sa prejavil ako štatisticky nevýznamný.

Obrázok 88. Zakmenenie na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=26).



Tabuľka 32. Analýza variancie vplyvu zakmenenia na stupeň biodiverzity (n=120).

Veličina	$F_{(f_1, f_2)}$ *95% **99%
Zakmenenie	0.18
$F_{0.05(3, 116)}=2.68$ a $F_{0.01(3, 116)}=3.96$	

Tabuľka 33. Korelačná analýza vplyvu zakmenenia na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

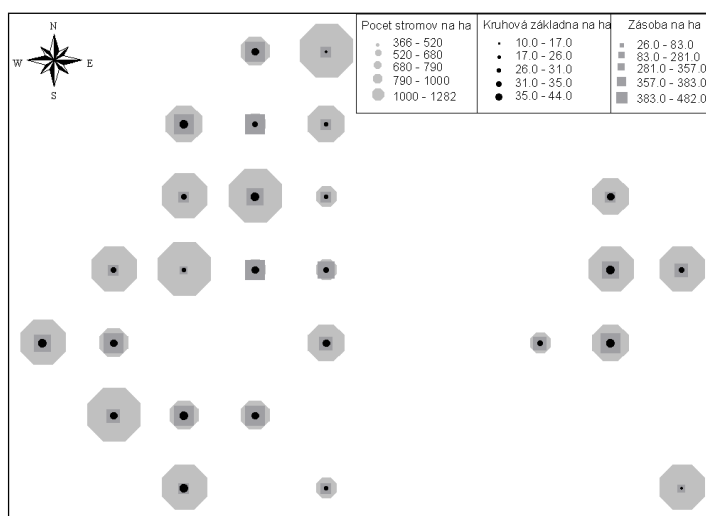
Index biodiverzity	R_{xy}	R^2_{xy}	$F_{(f_1, f_2)}$ *95% **99%
N_0	0.00	0.00	0.00
$R1$	-0.02	0.00	0.02
$R2$	-0.10	0.01	0.60
MAX	-0.04	0.00	0.09
MIN	-0.01	0.00	0.01
λ	-0.01	0.00	0.01
H'	0.01	0.00	0.00
N_1	0.01	0.00	0.00
N_2	0.03	0.00	0.04
$E1$	-0.01	0.00	0.01
$E3$	0.00	0.00	0.00
$E5$	0.01	0.00	0.01
$F_{0.05(1, 118)}=3.921$ a $F_{0.01(1, 118)}=6.855$			

6.5.1.5. PORASTOVÉ VELIČINY G , V a $M.ha^{-1}$

Vplyv týchto veličín sme už preskúmali v kapitole 5.3.2 v rámci jednotlivých modelových porastov. Preto v tomto prípade využijeme možnosť preskúmať biologickú diverzitu v podmienkach, kedy ide o väčší súbor porastov silne vekovo diferencovaných. Z charakteristiky produkčných pomerov na základe údajov RIL 98 vyplýva, že $G.ha^{-1}$ sa pohybuje v priemere okolo 30.8 ± 1.2 (20.0/3.9%) m^2 , $V.ha^{-1}$ okolo 332.0 ± 21.7 (33.3/6.5%) m^3 a $M.ha^{-1}$ okolo 750 ± 55 (37.2/7.3%) stromov. Najproduktívnejšie porasty sú v oblasti „Sampora“ a v juhozápadnom cípe ŠLP. Naopak najmenšia produkcia sa dosahuje v oblastiach v okolí traktov 2, 27, 11, 25, 8 a 13.

Z hodnotenia vplyvu porastových veličín na indexy biodiverzity vyplýva, že zásoba ovplyvňuje indexy N_0 , $R1$, λ , H' , počet stromov veľmi významne vplyva iba na index $R2$ a kruhová základňa sa prejavila ako úplne nezávislá veličina. Pri podrobnejšom rozbere sme zistili, že so spoľahlivosťou 95% vykazujú najvyššiu diverzitu porasty so zásobou okolo 400 až 500 $m^3.ha^{-1}$. Zároveň sa ukázalo, že diverzita porastu s rastúcou hustotou porastu klesá.

Obrázok 89. Prehľad produkčných veličín na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (o=26).



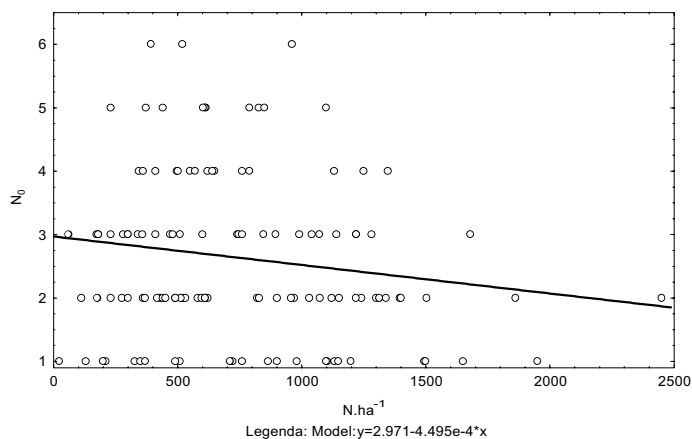
Tabuľka 34. Korelačná analýza vplyvu porastových veličín G , V a $M.ha^{-1}$ na hodnoty indexov biodiverzity ($n=120$).

Index biodiverzity	$V.ha^{-1}$			$G.ha^{-1}$			$M.ha^{-1}$		
	I_{xy}	I_{xy}^2	$F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	R_{xy}	R_{xy}^2	$F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	R_{xy}	R_{xy}^2	$F_{(f1,f2)}$ *95% **99%
N_0	0.27	0.07	4.71 *	0.23	0.05	3.25	-0.15	0.02	1.43
$R1$	0.27	0.07	4.56 *	0.19	0.04	2.20	-0.25	0.06	3.81
$R2$	0.18	0.03	1.94	0.00	0.00	0.00	-0.58	0.33	29.22 **
MAX	0.21	0.04	2.74	-0.18	0.03	1.88	0.11	0.01	0.72
MIN	0.10	0.01	0.62	-0.02	0.00	0.04	0.05	0.00	0.17
λ	0.22	0.05	3.11 *	-0.17	0.03	1.71	0.14	0.02	1.17
H'	0.23	0.05	3.25 *	0.19	0.04	2.15	-0.16	0.02	1.48
N_1	0.20	0.04	2.47	0.19	0.04	2.17	-0.15	0.02	1.42
N_2	0.18	0.03	1.90	0.18	0.03	2.02	-0.14	0.02	1.09
$E1$	0.21	0.04	2.65	0.13	0.02	0.95	-0.11	0.01	0.71
$E3$	0.18	0.03	1.86	0.10	0.01	0.61	-0.09	0.01	0.51
$E5$	0.22	0.05	3.03	0.15	0.02	1.31	-0.08	0.01	0.38
$F_{0.05(3,117)}=3.072$ a $F_{0.01(3,117)}=4.791$			$F_{0.05(1,118)}=3.921$ a $F_{0.01(1,118)}=6.855$						

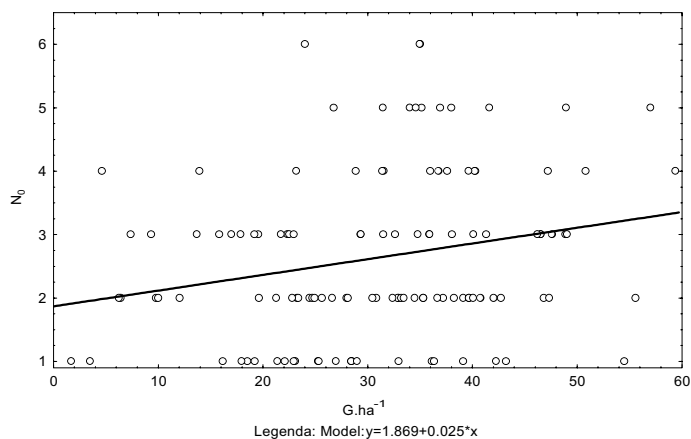
Tabuľka 35. Analýza variancie vplyvu porastových veličín na stupeň biodiverzity ($n=120$).

Veličina	$F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	Duncanov test významnosti rozdielov
$G.ha^{-1}$	1.62	
$V.ha^{-1}$	0.44	
$M.ha^{-1}$	10.70**	1a3;2a3
$F_{0.05(3,116)}=2.68$ a $F_{0.01(3,116)}=3.96$		

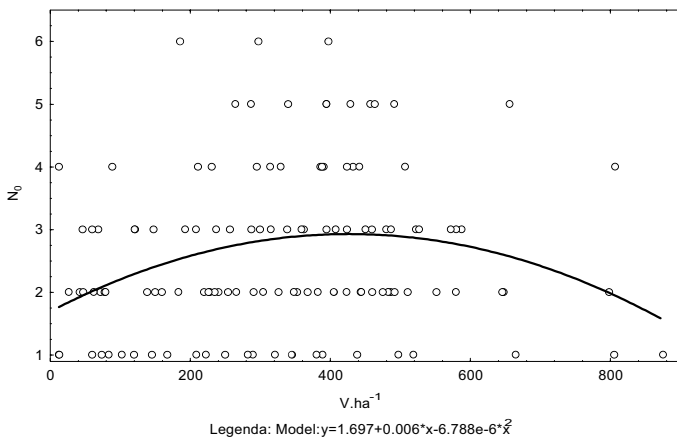
Obrázok 90. Závislosť indexu N_0 od počtu stromov na ha.



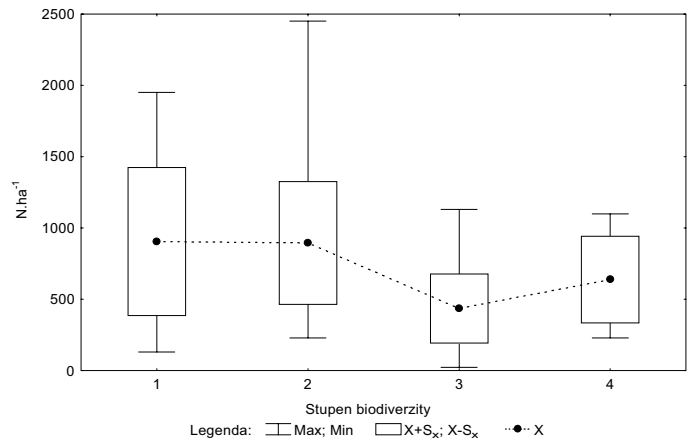
Obrázok 91. Závislosť indexu N_0 od kruhovej základne porastu.



Obrázok 92. Závislosť indexu N_0 od zásoby porastu.



Obrázok 93. Priebeh hodnôt počtu stromov na ha v závislosti na stupni biodiverzity.

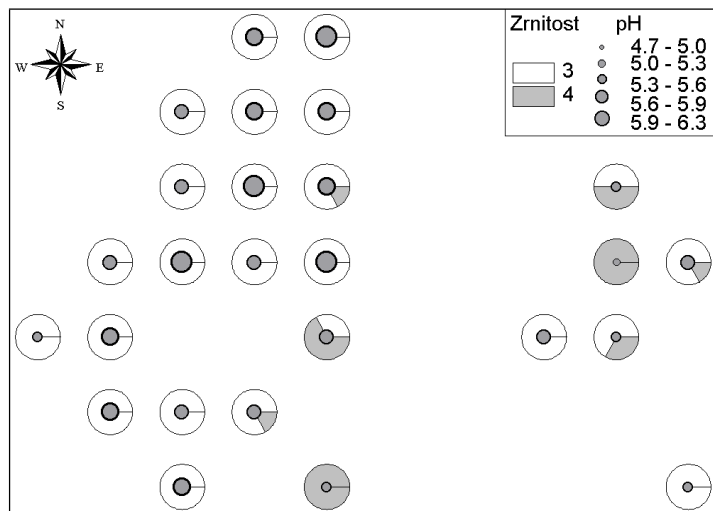


6.5.1.6. PÔDNY DRUH A pH PÔDY

Do komplexnej analýzy biodiverzity sme vybrali aj niekoľko veličín zo súboru pedologických premenných. Z rozboru ich hodnôt vyplýva, že pôdy na území ŠLP majú priemerné pH 5.6 ± 0.06 (5.9/1.2%), čo je podľa BUBLINCA 1991 (in SUPUKA 1991) optimálna hodnota pre pôdnu reakciu. Z hľadiska lokálneho umiestnenia môžeme konštatovať, že najnižšie hodnoty pôdnej reakcie sú v oblasti "Sampora" a naopak najvyššie na severe a v centrálnej časti ŠLP. Na ŠLP prevláda výskyt hlinitých pôd, pričom ílovité pôdy sme zaznamenali iba v oblasti "Sampora" a v južnej časti ŠLP.

Pri sledovaní vplyvu hodnotených pôdných charakteristík na indexy biodiverzity sme dospeli k záveru, že pH je v tomto smere indiferentnou veličinou, ale zrnitosť štatisticky významne ovplyvňuje skúmané indexy, a to hlavne indexy druhovej bohatosti a dva indexy druhovej diverzity H' a N_1 . Ílovité pôdne podklady pravdepodobne umožňujú prežiť väčšiemu počtu druhov ako je to na hlinitých pôdach.

Obrázok 94. Pôdne druhy a pH na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 ($n=26$).



Tabuľka 36. Zastúpenie pôdných druhov na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 ($n=120$).

Pôdny druh	Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
piesočnatohlinité a hlinité pôdy	3	0.892	0.038
ílovitohlinité pôdy	4	0.108	0.038
			4.2
			34.9

Tabuľka 37. Korelačná analýza vplyvu pH na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index biodiverzity	I_{xy}	I^2_{xy}	$F_{(f1,f2)}$ *95% **99%
N_0	0.18	0.03	1.91
$R1$	0.08	0.01	0.40
$R2$	0.15	0.02	1.34
MAX	0.06	0.00	0.20
MIN	0.18	0.03	1.96
λ	0.19	0.04	2.19
H^*	0.20	0.04	2.41
N_1	0.19	0.04	2.15
N_2	0.15	0.02	1.40
$E1$	0.14	0.02	1.11
$E3$	0.13	0.02	1.08
$E5$	0.13	0.02	1.08
$F_{0.05(3,117)}=3.072$ a $F_{0.01(3,117)}=4.791$			

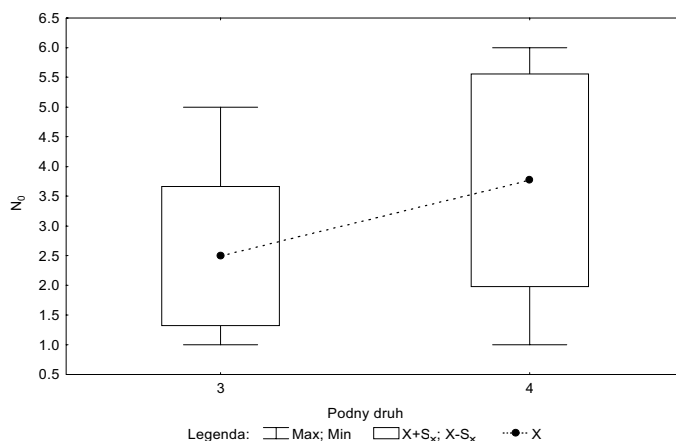
Tabuľka 38. Analýza variácie vplyvu pôdneho druhu na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index	Fischerova štatistika $F_{(f1,f2)}$ *95% **99%	Štatisticky významné rozdiely medzi formami reliéfu stanovené Duncanovým viacnásobným testom
	$F_{(1,118)}$	
N_0	12.13 **	3a4
$R1$	11.82 **	3a4
$R2$	6.68 *	3a4
MAX	1.23	
MIN	1.73	
λ	2.17	
H^*	3.96 *	3a4
N_1	5.19 *	3a4
N_2	2.67	
$E1$	0.17	
$E3$	0.00	
$E5$	0.02	

Tabuľka 39. Analýza variácie vplyvu pH na stupeň biodiverzity (n=120).

Veličina	$F_{(f1,f2)}$	*95%	**99%
pH		0.54	
$F_{0.05(3,116)}=2.68$ a $F_{0.01(3,116)}=3.96$			

Obrázok 95. Priebieh hodnôt indexu N_0 v závislosti na zrnitosti.



Tabuľka 40. Analýza vplyvu pôdneho druhu na stupeň biodiverzity (n=120).

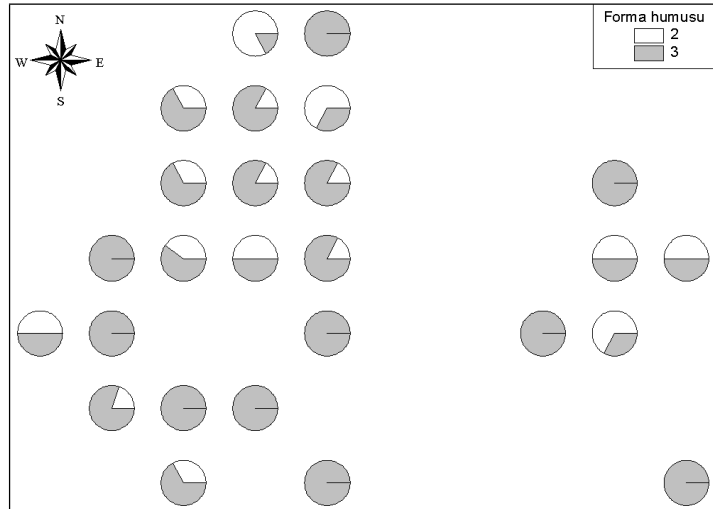
Kontingenčná tabuľka		Stupeň biodiverzity				Riadok Celkovo	
		1	2	3	4		
Pôdny druh	3	Abs. početnosť	23.00	51.00	28.00	5.00	107.00
		Stípec %	92.00	96.23	82.35	62.50	
		Riadok %	21.50	47.66	26.17	4.67	
		Celkovo %	19.17	42.50	23.33	4.17	89.17
	4	Abs. početnosť	2.00	2.00	6.00	3.00	13.00
		Stípec %	8.00	3.77	17.65	37.50	
		Riadok %	15.38	15.38	46.15	23.08	
		Celkovo %	1.67	1.67	5.00	2.50	10.83
		Stípec	25.00	53.00	34.00	8.00	
		Celkovo %	20.83	44.17	28.33	6.67	
		Spearman Rank $R=0.22$				$t=2.44^*$	

6.5.1.7. FORMA HUMUSU

V rámci pokusu RIL 98 sme na ŠLP zachytili iba dve humusové formy: moder a mull. Na území prevláda vhodnejšia mullová forma, ktorá je zastúpená podielom $72.5 \pm 5.6\%$. Moderová forma sa vyskytuje hlavne vo vyšších polohách ŠLP v oblasti okolo Laurínu (trakt 1-5) a pomerne veľké zastúpenie je aj v oblasti "Sampora", kde sme zaznamenali väčšie zastúpenie fľovitých pôd.

Vplyv formy humusu na indexy ako aj na výsledný stupeň biodiverzity sa štatisticky nepotvrdil.

Obrázok 96. Forma humusu na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=26).



Tabuľka 41. Zastúpenie humusových foriem na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=120).

Forma humusu	Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
moder a jeho subformy	2	0.275	0.056
mull a jeho subformy	3	0.725	0.056

Tabuľka 42. Analýza variancie vplyvu formy humusu na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index	Fischerova štatistika
	$F_{(1,120)}$ *95% **99%
N_0	0.59
R_1	0.51
R_2	0.39
MAX	1.77
MIN	1.25
λ	1.00
H'	1.00
N_1	1.63
N_2	2.03
E_1	0.69
E_3	0.97
E_5	0.27

Tabuľka 43. Analýza vplyvu formy humusu na stupeň biodiverzity (n=120).

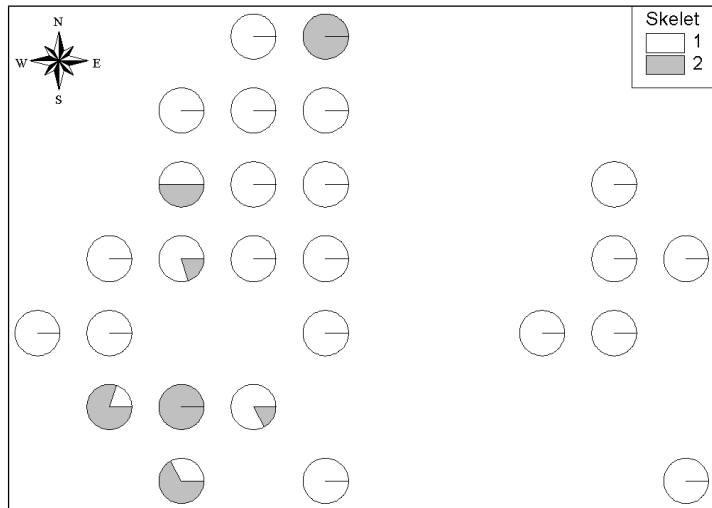
Kontingenčná tabuľka		Stupeň biodiverzity				Riadok Celkovo	
		1	2	3	4		
Forma humusu	2	Abs. početnosť	7.00	18.00	8.00	0.00	33.00
		Stípec %	28.00	33.96	23.53	0.00	
		Riadok %	21.21	54.55	24.24	0.00	
		Celkovo %	5.83	15.00	6.67	0.00	27.50
Forma humusu	3	Abs. početnosť	18.00	35.00	26.00	8.00	87.00
		Stípec %	72.00	66.04	76.47	100.0	
		Riadok %	20.69	40.23	29.89	9.20	
		Celkovo %	15.00	29.17	21.67	6.67	72.50
		Stípec	25.00	53.00	34.00	8.00	
		Celkovo %	20.83	44.17	28.33	6.67	

Spearman Rank $R = 0.12$ $t = 1.29$

6.5.1.8. SKELET

Aby sme získali aspoň hrubú informáciu o skeletnatosti pôd, hodnotili sme výskyt skeletu v pôde dvojstupňovou klasifikáciou: zastúpenie skeletu v pôde do a nad 60%. Silne skeletnaté pôdy (podiel skeletu nad 60%) sme zaznamenali predovšetkým vo vrcholových častiach v oblasti traktu 2 a v južnom ochrannom pásme ŠPR Boky. Podobne ako v predchádzajúcom prípade, ani skelet sa nepotvrdil ako štatisticky významný faktor ovplyvňujúci hodnoty indexov a stupňa biodiverzity.

Obrázok 97. Skelet na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=26).



Tabuľka 44. Zastúpenie skeletu na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 (n=120).

Skelet	Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
0 - 60 %	0.883	0.047	5.3
60 - 100 %	0.117	0.047	40.4

Tabuľka 45. Analýza variácie vplyvu skeletu na hodnoty indexov biodiverzity (n=120).

Index	Fischerova štatistika
	$F_{(1,12)}$ *95% **99%
	$F_{(1,118)}$
N_0	0.16
$R1$	0.41
$R2$	2.14
MAX	0.25
MIN	1.43
λ	0.10
H	0.01
N_1	0.00
N_2	0.05
$E1$	0.35
$E3$	0.57
$E5$	0.22

Tabuľka 46. Analýza vplyvu skeletu na stupeň biodiverzity (n=120).

Kontingenčná tabuľka		Stupeň biodiverzity				Riadok Celkovo	
		1	2	3	4		
Skelet	1	Abs. početnosť	22.00	45.00	32.00	7.00	106.00
		Stĺpec %	88.00	84.91	94.12	87.50	
		Riadok %	20.75	42.45	30.19	6.60	
		Celkovo %	18.33	37.50	26.67	5.83	88.33
	2	Abs. početnosť	3.00	8.00	2.00	1.00	14.00
Stĺpec %		12.00	15.09	5.88	12.50		
Riadok %		21.43	57.14	14.29	7.14		
Celkovo %		2.50	6.67	1.67	.83	11.67	
		Stĺpec	25.00	53.00	34.00	8.00	
		Celkovo %	20.83	44.17	28.33	6.67	
Spearman Rank $R = -0.07$			$t = 0.73$				

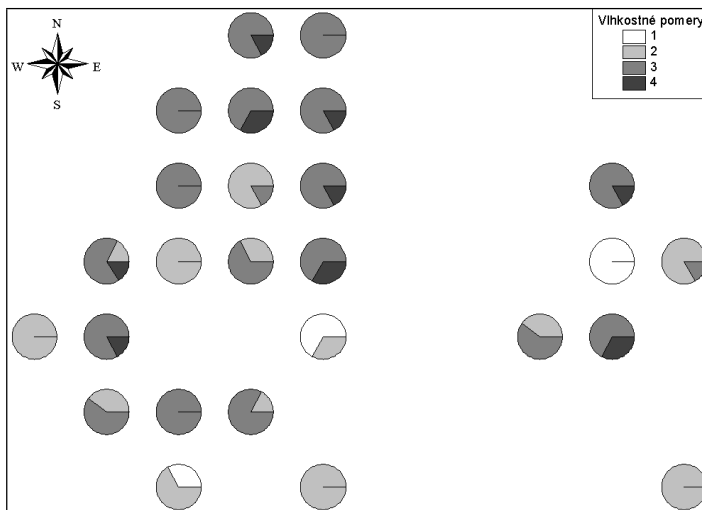
6.5.1.9. VLHKOSŤ

Na ŠLP prevláda tretí stupeň vlhkosti (čerstvý) ($60.8 \pm 6.4\%$). Jeho výskyt je takmer rovnomerne situovaný po celej ploche. Mierne čerstvý stupeň (2) je lokalizovaný prevažne do centrálnej oblasti ŠLP. Uprostred oblasti „Sampora“ (trakt 14) a v oblasti traktu 18 sme zaznamenali výskyt suchého stupňa vlhkosti (1). Stupeň vlhkosti veľmi čerstvý (4) sme zachytili hlavne na skusných plochách, ktoré padli na úpätia svahov.

Pri hodnotení vplyvu stupňa vlhkosti na indexy a stupeň biodiverzity prichádzame k záveru, že na zmenu vlhkosti reagujú iba indexy

R1 a *R2*. Z podrobnejšej analýzy vyplýva zaujímavý poznatok, že najvyššiu diverzitu vykazujú extrémne stanovištia (stupeň 1 a 4), čo by mohlo byť do určitej miery skreslené malým počtom údajov v týchto okrajových triedach. Vplyv na stupeň biodiverzity sa štatisticky nepotvrdil.

Obrázok 98. Vlhkostné pomery na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 ($n=26$).



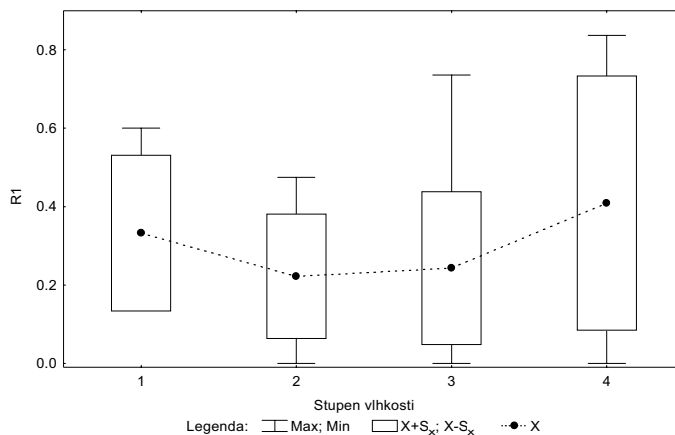
Tabuľka 47. Zastúpenie stupňa vlhkosti na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 ($n=120$).

Vlhkostné pomery - stupeň		Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
Suchý	1	0.042	0.026	61.3
Mierne čerstvý	2	0.250	0.070	28.1
Čerstvý	3	0.608	0.064	10.5
Veľmi čerstvý	4	0.100	0.027	27.0

Tabuľka 48. Analýza variancie vplyvu vlhkosti na hodnoty indexov biodiverzity ($n=120$).

Index	Fischerova štatistika $F_{(f_1, f_2)}$	Štatisticky významné rozdiely medzi formami reliéfu stanovené Duncanovým viacnásobným testom
	$*95\%$ $**99\%$	
	$F_{(3, 116)}$	
N_0	2.53	
$R1$	2.87 *	2a4
$R2$	4.27 *	1a4; 2a4; 3a4
MAX	0.21	
MIN	1.30	
λ	0.35	
H'	0.80	
N_1	1.68	
N_2	1.03	
$E1$	0.31	
$E3$	0.27	
$E5$	0.53	

Obrázok 99. Priebeh hodnôt indexu *R1* v závislosti od vlhkosti.



Tabuľka 49. Analýza vplyvu stupňa vlhkosti na stupeň biodiverzity (n=120).

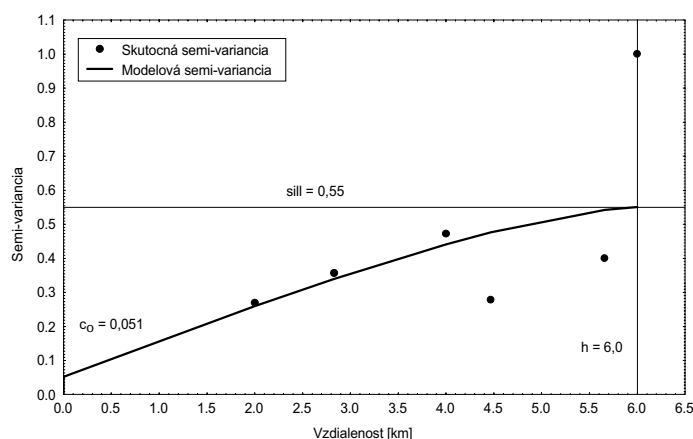
Kontingenčná tabuľka		Stupeň biodiverzity				Riadok Celkovo	
		1	2	3	4		
Vlhkostné pomery - stupeň	1	Abs. početnosť	0.00	3.00	2.00	0.00	5.00
		Stípec %	0.00	5.66	5.88	0.00	
		Riadok %	0.00	60.00	40.00	0.00	
		Celkovo %	0.00	2.50	1.67	0.00	4.17
	2	Abs. početnosť	6.00	17.00	7.00	0.00	30.00
		Stípec %	24.00	32.08	20.59	0.00	
		Riadok %	20.00	56.67	23.33	0.00	
		Celkovo %	5.00	14.17	5.83	0.00	25.00
	3	Abs. početnosť	16.00	32.00	21.00	4.00	73.00
		Stípec %	64.00	60.38	61.76	50.00	
		Riadok %	21.92	43.84	28.77	5.48	
		Celkovo %	13.33	26.67	17.50	3.33	60.83
	4	Abs. početnosť	3.00	1.00	4.00	4.00	12.00
		Stípec %	12.00	1.89	11.76	50.00	
		Riadok %	25.00	8.33	33.33	33.33	
		Celkovo %	2.50	0.83	3.33	3.33	10.00
		Stípec	25.00	53.00	34.00	8.00	
		Celkovo %	20.83	44.17	28.33	6.67	
Spearman Rank $R = 0.13$			$t = 1.44$				

6.5.2. BIODIVERZITA NA ÚZEMÍ ŠLP TU VO ZVOLENE

V závere dizertačnej práce sa zameriame na celkové zhodnotenie biodiverzity na území ŠLP vo Zvolene vychádzajúc z podkladov získaných v rámci RIL 98. Ako indikátor stavu biodiverzity použijeme charakteristiku stupeň biodiverzity. Pri jeho analýze sme využili moderné geoštatistické metódy (Kriging), ktorými sme interpolovali hodnoty stupňa biodiverzity aj na miesta, na ktorých sa reálne zisťovanie neuskutočnilo. Stupeň biodiverzity pre geoštatistickú analýzu sa určil tak, že do diskriminačného modelu BIODIVERSS vstupovali hodnoty priemerných indexov vypočítaných zo všetkých skusných plôch nachádzajúcich sa na danom trakte. Následne sme pomocou geoštatistickej analýzy preskúmali správanie sa hodnôt stupňa biodiverzity v priestore. Priestorová variabilita je tu kvantifikovaná semi-variogramom, ktorý sa určí na základe výberového semi-variogramu, vypočítaného zo sady vstupných bodových údajov (hodnoty stupňa biodiverzity na jednotlivých traktach). Semi-variogram je tvorený vložením teoretickej funkcie do výberového semi-variogramu. Na údaje stupňa biodiverzity z podkladov RIL 98 najlepšie vyhovoval model kruhového semi-variogramu (Circular semi-variogram model). Grafické zobrazenie jeho tvaru, ako aj jeho vlastností obsahuje obrázok 100. Modelová semi-variácia je zo začiatku veľmi malá, ale s pribúdajúcou vzdialenosťou medzi dvojicami výberových bodov stúpa, až do bodu kulminácie

(nazývaný ako sill), ktorý prináleží vzdialenosti 6.0 km. Pri vzdialenosti medzi výberovými bodmi väčšej ako 6.0 km je už modelová semi-variancia konštantná, má hodnotu 0.55 (sill) a znamená, že za týmto rozsahom vzdialenosti nie je viac variabilita hodnôt stupňa biodiverzity priestorovo

Obrázok 100. Semi-variogram stupňa biodiverzity.



korelovaná. Opísaný semi-variogram má však aj určitý nedostatok, pretože modelová krivka kruhového semi-variogramu neprechádza na osi Y jej počiatkom ($C_0 = 0.00$), ale je posunutá trochu vyššie na hodnotu $C_0 = 0.051$. Znamená to (ak platia všetky teóremy), že určitá časť rozptylu v hodnotách vzoriek stupňa biodiverzity (asi 9% $\rightarrow 0.051/0.55$) má náhodný a nepredpovedateľný charakter. Inými slovami povedané, hodnoty v bodoch, ktoré sa nachádzajú aj veľmi blízko seba sa budú v určitej veľmi malej miere od seba odlišovať. Na obhajobu je však potrebné opäť zdôrazniť, že vybraný kruhový semi-variogram najlepšie vyhovoval kladeným požiadavkám.

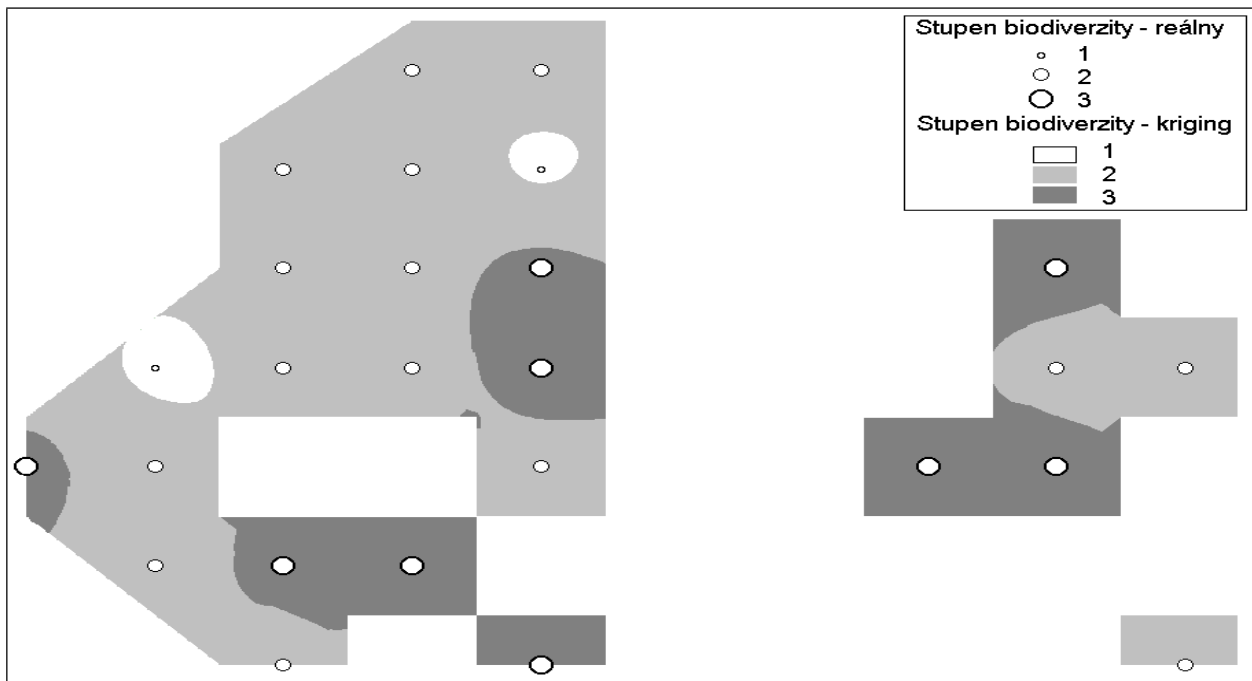
Uplatnením tohto modelu v procedúre krigingu sme interpolovali hodnoty stupňa biodiverzity na celú plochu územia ŠLP TU vo Zvolene, čo je znázornené na obrázku 101 (použili sme iba približné-schématické ohraničenie územia ŠLP). Z neho vyplýva, že prevažná časť územia ŠLP spadá do druhého stupňa biodiverzity, ktorý zaberá približne $44.2 \pm 4.8\%$. Alternatívne môžeme územie ŠLP charakterizovať priemerným stupňom biodiverzity 2.23 ± 0.14 (6.08%).

Tabuľka 50. Zastúpenie stupňa biodiverzity na území ŠLP TU vo Zvolene z podkladov RIL 98 ($n=120$).

Stupeň biodiverzity	Zastúpenie	Stredná chyba	Relatívna stredná chyba
Malý	1	0.208	23.8
Stredný	2	0.442	10.9
Veľký	3	0.283	15.5
Veľmi veľký	4	0.067	32.8

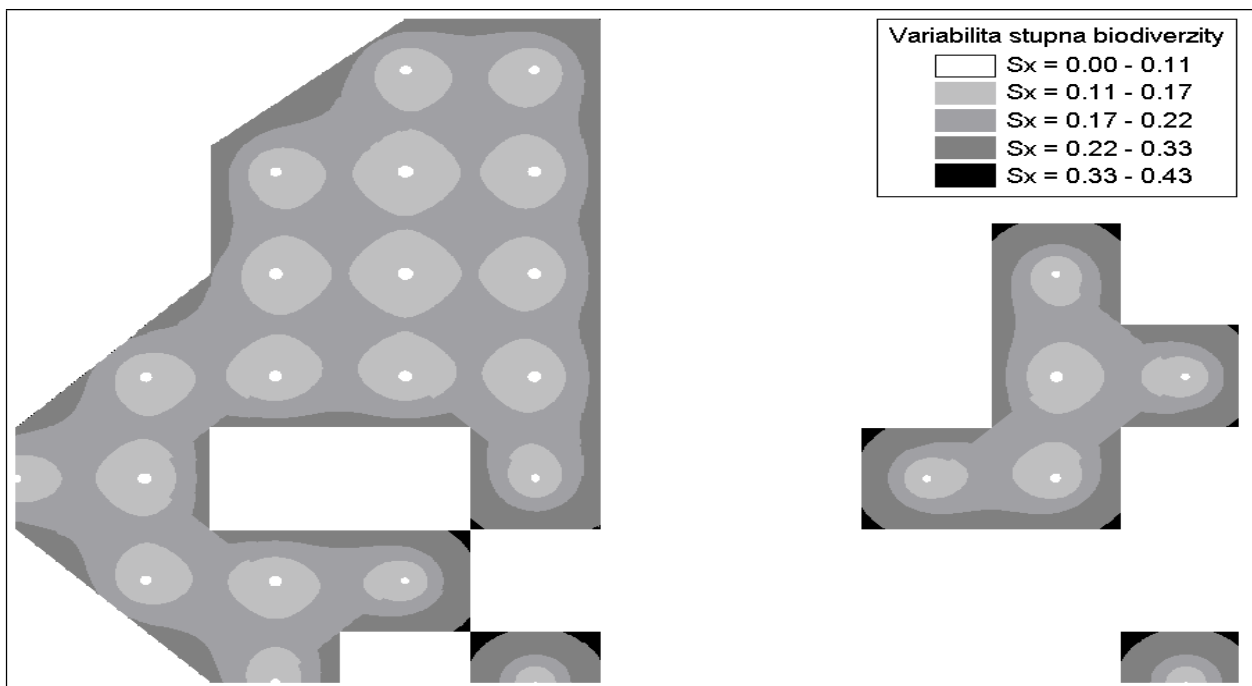
Z obrázku ďalej vyplýva, že územia s veľmi veľkým stupňom biodiverzity (3) sa nachádzajú v oblasti ŠPR Boky, v okrajovej časti oblasti „Sampora“, v oblasti okolo traktu 16 (Trnavá Hora) a traktov 8 a 13. Naopak oblasti s malým stupňom biodiverzity (1) môžeme nájsť v okolí traktov 5 a 10.

Obrázok 101. Biodiverzita na území ŠLP TU vo Zvolene.



Na obrázku 102 uvádzame pre úplnosť variabilitu stupňa biodiverzity po území ŠLP. Je pochopiteľné, že najnižšiu variabilitu registrujeme v blízkom okolí miesta skutočného merania a so zvyšujúcou sa vzdialenosťou od tohto bodu stúpa. Napriek pomerne veľkým odstupovým vzdialenostiam medzi jednotlivými traktami a nie celkom ideálnej konštrukcii semi-variogramu je variabilita relatívne malá, pretože posudzované územie môžeme charakterizovať priemernou odchýlkou 0.39 (pri spoľahlivosti 95%), čo je zhruba 17% variabilita.

Obrázok 102. Variabilita stupňa biodiverzity po ploche ŠLP TU vo Zvolene.



Mapa v podobe obrázku 101 spolu s ďalšími vrstvami (jednotky priestorového rozdelenia lesa atď.) je výborným podkladom pre tím odborníkov, ktorí by rozhodli a navrhli také opatrenia, ktoré by smerovali k rámcovému plánovaniu zachovania resp. zvýšenia biologickej diverzity. Samozrejme všetky prijaté opatrenia musia byť natoľko účelné, aby spĺňali podmienky integrovaného prístupu všetkých lesnícky a ekologicky zainteresovaných vied. Po aplikácii takýchto opatrení a následnej inventarizácii bude možné overiť či predpoklady boli splnené a opatrenia efektívne.

7. SÚHRNNÉ ZÁVERY

Predkladaná dizertačná práca má v prevažnej miere metodický charakter. Jej nosnou témou je problematika hodnotenia a kvantifikácie biodiverzity stromovej vrstvy v lesných ekosystémoch. Výskum uvedenej problematiky prebieha jednak na porastovej úrovni, ako aj na úrovni veľkoplošnej v rámci realizácie pokusu regionálnej inventarizácie lesa na Školskom lesnom podniku Technickej univerzity vo Zvolene.

Prácu je možné rozdeliť do troch celkov. Prvá časť obsahuje podrobne spracovaný rozbor metód hodnotenia a kvantifikácie biodiverzity. Zároveň sú v nej analyzované z nášho pohľadu najvhodnejšie kvantifikátory biodiverzity - indexy biodiverzity. Druhá časť pojednáva o možnostiach použitia lesnícky najdôležitejších porastových veličín (M , G , $V.ha^{-1}$) pre kvantifikáciu biodiverzity stromovej vrstvy a obsahuje analýzu vplyvu vybraných faktorov na veľkosť a variabilitu hodnôt indexov biodiverzity. Tieto poznatky vyúsťujú v závere tohto celku do návrhu modelu BIODIVERSS, ktorý slúži na objektívne stanovenie stupňa biodiverzity stromovej vrstvy v lesných porastoch. V tretej časti sú získané poznatky a navrhovaný model BIODIVERSS aplikované pri realizácii pokusu regionálnej inventarizácie lesa (RIL 98), ktorej navrhnuté informačné spektrum spĺňa kritériá integrovaného monitoringu. Široká paleta zisťovaných veličín sa v ďalšom postupe využila na doplnenie výskumu o ich vplyve pri určovaní biodiverzity.

Použitie indexov biodiverzity ako veličín, na ktorých sme postavili hodnotenie biodiverzity stromovej vrstvy, preferujeme pre ich nasledovné kladné vlastnosti:

- biodiverzitu charakterizujú jedným číslom;
- výpočet indexov je jednoduchý;
- pre výpočet indexov nie je potrebné náročné materiálno-technické vybavenie;
- jedna kvantitatívna hodnota sa dá ľahko pre viesť na kvalitatívne hodnotenie (malý, stredný, atď. stupeň biodiverzity);
- indexy biodiverzity patria medzi neparamaterické metódy, čo odstraňuje niektoré teoretické problémy parametrických metód;
- indexovanú hodnotu je možné pri niektorých indexoch ľahko ekologicky interpretovať;
- hodnota indexov je nezávislá od vertikálnej štruktúry populácie a od jej vývojového štádia;
- indexami biodiverzity je možné zachytiť všetky tri zložky biodiverzity (druhovú bohatosť, diverzitu, vyrovnanosť) samostatne;
- indexy heterogenity a vyrovnanosti je možné vypočítať z rôznych porastových veličín, čo umožňuje zohľadniť variabilitu vo veľkosti jedincov a pod.;

- pri vhodnom výbere indexov biodiverzity a ich kombinácii môžeme získať jednoduchú metódu pre komplexné hodnotenie biodiverzity.

Hodnotenie biodiverzity zakladáme na metóde priemeru (viď. Kapitola 5.), pretože:

- chceme využiť a nadviazať na v súčasnosti používané moderné výberové postupy a dizajny, ktoré sa aplikujú pri monitorovaní produkčného a zdravotného stavu lesa;
- metóda priemeru zaručuje, že kvantifikátor biodiverzity sa vzťahuje na presne ohraničenú veľkosť spoločenstva. Navyše pri použití tzv. optimálne veľkých skusných plôch (ŠMELKO 1968) je možné výsledok hodnotenia pomerne jednoducho interpretovať, pretože ten sa vždy vzťahuje na približne rovnaký počet jedincov, cca 20 stromov. Takto postavený výsledok je ľahko pochopiteľný aj pre v danej problematike menej zainteresované osoby. Zároveň nie je ťažké zmeniť hodnotenie biodiverzity metódou priemeru na hodnotenie metódou súčtu, pretože údaje zo skusných plôch sú známe a pre výpočet kvantifikátora biodiverzity použijeme len iný algoritmus. Avšak použitím metódy súčtu riskujeme hlavne pri regionálnych a veľkoplošných inventarizáciách, kedy je intenzita výberu veľmi malá, vznik veľkých systematických chýb.

V súvislosti s vyššie uvedenými faktami a v súlade s názorom CONROYA (1996) možno vymedziť tieto štyri špeciálne problémy výberového zisťovania biodiverzity:

- 1) vychýlenosť výberu (biased sampling) - môže byť spôsobený subjektívnym výberom, zmenou pozorovateľov alebo použitých metód. Vplyv spomenutých faktorov sme sa pri inventarizácii biodiverzity snažili eliminovať práve použitím metódy priemeru, pretože tá nie je postavená na určovaní biodiverzity na základe celkovej druhovej početnosti skúmaného spoločenstva. V kapitole 5.2.1., kde preverujeme správnosť určovania biodiverzity indexovými metódami, sme vymedzili, ktoré indexy najlepšie spĺňajú toto kritérium. Je však pravda, že posúdenie správnosti realizujeme na základe podkladov o celom základnom súbore, čo by bolo v budúcnosti potrebné rozšíriť aj na výberové zisťovanie simuláciou na PC;
- 2) heterogénny výber (heterogenous sampling) - pravdepodobnosti výberu sa menia od jednej výberovej jednotky k druhej, čo zvyšuje veľkosť chyby výberu. Existuje veľa zdrojov heterogenity, z ktorých nie všetky môžeme ovplyvniť, resp. kontrolovať. Niektoré z nich je možné kontrolovať pomocou štandardizácie výberového dizajnu (DAVEY 1990) (tá môže znížiť priestorovú a časovú variabilitu vo výberovom programe (MCCUNE & MENGES 1986)) a metodológii. Avšak štandardizačné metódy sa zvyčajne dotýkajú úrovne plôch a nie úrovne designu, a teda štandardizácia počtu plôch nezlepší výsledky, ak výberové dizajny nie sú náhodné alebo ak sa menia v čase, resp. po ploche.

Mnohé zdroje heterogenity sú však úplne mimo kontroly biológa, ale je nutné s nimi počítať. Je známe, že detekovateľnosť organizmov a teda výberové pravdepodobnosti sa menia v závislosti od klimatických faktorov, podmienok stanovišťa atď. Za týchto podmienok môže štandardizácia znížiť variabilitu v odhade a znížiť vychýlenosť, ale negarantuje porovnateľnosť (ROBBINS *et al.* 1986, KOSKIMIES & PÖYSA 1989).

Problém porovnateľnosti je naozaj veľmi ťažké odstrániť. V našom výskume sme jeho elimináciu opreli o použitie tzv. optimálne veľkých skusných plôch, ktoré odporúčame v teréne neviditeľne fixovať tak, ako sa to robí pri zisťovaní produkčných charakteristík (ŠMELKO 2000). Tým zabezpečíme, aby bol výberový dizajn stabilne naviazaný na rovnakú plochu. Takýmto spôsobom sa výrazne zvýši aj presnosť zisťovaných veličín, čo je zabezpečené koreláciou medzi zisťovanými veličinami, ktorá je výsledkom toho, že merania v čase sa uskutočňujú na tých istých jedincoch.

Z tohto pohľadu má lesníctvo oproti iným disciplinám tú výhodu, že prevažnú časť veličín je možné pomerne presne zisťovať (hrúbka stromu, jeho objem atď.), kým pre botanika alebo zoológa je takmer nemožné na určitej väčšej ploche spočítať všetky byliny alebo bezstavovce.

- 3) vzácnosť (rarity) - inventarizácie biodiverzity sú zaťažené faktom, že druhy, ktoré sú pre nás najzaujímavejšie, majú malú početnosť a sú po území roztrúsené, čo môže sťažovať ich identifikáciu hlavne pri slabom alebo miernom stupni výberu. Navyše, kým zachytenie aspoň jedného jedinca druhu indikuje „výskyt“, chyba ich zachytenia už nie je iba informatívna (BELBIN 1993), hlavne ak sú neznáme pravdepodobnosti výberu, ako je to v inventarizáciách bez dizajnu (CONROY & SMITH 1994). Ako uvádza SUDMAN *et al.* (1988), bude potrebné vytvoriť špeciálne výberové metódy, ktoré zaistia, že vo výbere budú vzácne druhy adekvátne reprezentované dokonca aj vtedy, ak sa nezabezpečí výberová homogenita a náhodnosť.

Tento bod sa dotýka hlavne metódy súčtu, pretože odhad biodiverzity na základe metódy priemeru nie je závislý na celkovom počte druhov zachytených v spoločenstve. Táto skutočnosť môže byť v určitej miere pripísaná na vrub nevýhod metódy priemeru, pretože výsledok získaný z inventarizácie určitej oblasti (hodnota niektorého z indexov) je v podstate nepoužiteľný, lebo sa viaže na veľkosť výberovej jednotky a nie na celé skúmané spoločenstvo, ako pri metóde súčtu;

- 4) mierka (scale) - pri vytyčovaní cieľa nestačí len stanoviť, že budeme monitorovať biodiverzitu, ale je nutné určiť aj priestor a čas, v rámci ktorých sa charakteristika „diverzita“ bude počítať a porovnávať. Sila inventarizácie a monitoringu, ktorá je optimálna pre jedno priestorovo-časové rozlíšenie, nemusí byť optimálna pre iné. Avšak väčšinou nie je

jasné, aký rozsah je stredobodom našej pozornosti, pretože ekológovia sú často nútení vytvárať také inventarizácie, ktoré by vyhovovali viacerým (často protichodným) cieľom.

S názormi v tomto bode je možné iba súhlasiť. Prioritou pred vykonaním každej inventarizácie resp. monitoringu je skutočne dokonalé definovanie všetkých zložiek vrátane cieľa inventarizácie, pretože od toho sa odvíja správna interpretácia dosiahnutých výsledkov.

V úzkej nadväznosti na vyššie uvedené body sme v dizertačnej práci riešili aj problematiku výberu najvhodnejšej porastovej veličiny pre výpočet indexov biodiverzity. Výber veličiny tiež ovplyvňuje správnosť a presnosť interpretácie výsledkov. Z výsledkov výskumu vyplýva, že pre určovanie biodiverzity stromovej vrstvy je najvhodnejšou veličinou v tomto smere počet stromov ($M.ha^{-1}$) a najmenej vhodnou zásoba ($V.ha^{-1}$). Vzhľadom k tomu, že pri určovaní biodiverzity sme chceli akceptovať aj ekologické hľadisko (zohľadniť veľkosť jedinca), odporúčame ako kompromisné riešenie použiť k výpočtu kvantifikátora biodiverzity kruhovú základňu ($G.ha^{-1}$), ktorá sa umiestnila uprostred medzi vyššie hodnotenými veličinami. Zároveň musíme zdôrazniť, že ak sa vykonávať inventarizácie rozhodne napr. pre $G.ha^{-1}$ (resp. aj inú veličinu), musí hodnotenie biodiverzity v čase opierať počas celého sledovaného obdobia o vybratú veličinu. V opačnom prípade je nutné výsledky prepočítať tak, aby sa zachovala podmienka homogenity použitej veličiny. V týchto súvislostiach by bolo v prepojení na prax žiadúce do budúcnosti rozšíriť a doplniť informačné spektrum v dielach HÚL o hodnoty $G.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$ pre jednotlivé druhy zastúpených drevín a v rámci prác pri obnove LHP podchytiť aj menej zastúpené dreviny a ich zastúpenie kvantifikovať číselne.

Presnosť určovania biodiverzity je ovplyvnená aj výberom indexu biodiverzity. Na základe výsledkov výskumu odporúčame v prípade výberového plánu, ktorý je založený na inventarizácii alebo monitorovaní biodiverzity iba jedným z posudzovaných indexov, uprednostniť indexy λ , N_1 , N_2 , N_0 alebo R_2 . Ich variabilita sa pohybuje v podobnom rozpätí hodnôt ako variabilita hlavných porastových taxačných veličín, takže je možné tieto inventarizácie prepojiť do jedného cyklu, čo je aj v intenciách integrovaných metód.

Indexy biodiverzity sú kvantitatívne veličiny (hodnota nejakého čísla), ktoré je v niektorých prípadoch ťažšie jednoznačne interpretovať. Aby sme túto ich negatívnu vlastnosť odstránili, zamerali sme ďalší výskum týmto smerom. Jeho výsledkom je ľahšie interpretovateľná kvalitatívna veličina – stupeň biodiverzity. Navrhujeme štyri stupne biodiverzity, ktoré už svojimi názvami indikujú, či ide o malý, stredný, veľký alebo veľmi veľký stupeň biodiverzity. Ich stanovenie a vymedzenie je v predkladanej práci v plnom rozsahu popísané (kapitola 5.2.1.) a to pre všetkých desať (N_0 , R_1 , R_2 , λ , H , N_1 , N_2 , E_1 , E_3 a E_5) skúmaných indexov biodiverzity.

Každý z indexov biodiverzity odráža však len jednu zo zložiek biodiverzity a to buď druhovú bohatosť alebo diverzitu či vyrovnanosť. Keďže naším cieľom bolo zhodnotiť biodiverzitu komplexne na základe všetkých jej zložiek, navrhli sme model BIODIVERSS, ktorým určujeme stupeň biodiverzity na základe piatich indexov biodiverzity ($R1$, $R2$, λ , H' a $E1$). Ide o model, ktorý slúži na určovanie biologickej diverzity stromovej vrstvy najmä na maloplošnej (porastovej) úrovni. Pravdepodobnosť správnej klasifikácie stupňa biodiverzity pomocou modelu BIODIVERSS je pomerne vysoká. Už pri intenzite výberu cca 5% dosiahneme približne 90% úspešnosť.

Tento model môžeme však s výhodou použiť aj pri regionálnych a veľkoplošných inventarizáciách, ak predpokladáme, že stupeň biodiverzity určený na skusnej ploche reprezentuje určitú časť hodnoteného územia. Ďalšie zhodnotenie už podlieha bežným matematicko-štatistickým postupom.

Navrhovaný model BIODIVERSS je aj návrhom metodiky tvorby modelu, ktorý by platil pre celoslovenské pomery. Pre jeho odvodenie by bolo potrebné spracovať údaje z viacerých porastov, pričom parametrizačnú vzorku pre každý stupeň biodiverzity by tvorilo niekoľko porastov, ktoré by zároveň reprezentovali aj jednotlivé vývojové štádiá lesa. Je totiž možné, že aplikácia tohto modelu mimo územia školského lesného podniku Zvolen, kde boli porastové modely zakladané, by mohla negatívne ovplyvniť správnosť klasifikácie stupňa biodiverzity. Na druhej strane sa domnievame, že biologická diverzita je veličinou, ktorá je nezávislá na regionálnych vplyvoch. Napr. porasty s malou diverzitou sú rovnako na Východnom Slovensku ako aj na Západnom, v nížinách ako aj pri hornej hranici lesa. Mení sa iba druhové zloženie, ktoré priamo do modelu nevstupuje. Navyše, navrhovaný model BIODIVERSS je konštruovaný so širokou valenciou a hoci je tvorený iba na báze štyroch reprezentatívnych porastov, musíme si uvedomiť, že je zostavený na podklade 865 skusných plôch.

Model BIODIVERSS je jednoduchý a pomerne praktický. Môžeme ho použiť priamo pri hodnotení v teréne, pretože k práci s ním potrebujeme iba vreckovú kalkulačku. Zavedenie tohto modelu do praxe prostredníctvom Lesoprojektu, napr. v rámci špeciálnych prieskumov, by teda nemal byť problém. Ďalšou možnosťou jeho aplikácie je zhodnotenie biologickej diverzity (v súčasnosti len stromovej vrstvy) na celoslovenskej úrovni pre potreby implementácie Dohovoru o biologickej diverzite. Na údajoch z celoštátneho monitoringu, ktorý Lesoprojekt realizoval v sieti 4x4km je toho vyhodnotenie možné vykonať.

Na tomto mieste by sme ešte raz chceli zdôrazniť, že navrhovaný model určovania stupňa biologickej diverzity stromovej vrstvy BIODIVERSS je možné použiť iba vtedy, ak je biodiverzita zisťovaná indexovými metódami (vyjadrené z $G.ha^{-1}$) na optimálne veľkých skusných plochách metódou priemeru.

V tretej časti predkladanej práce aplikujeme získané poznatky a návrhy v rámci pokusu RIL 98. Pri jeho realizácii sme využili už existujúcu sieť neviditeľne fixovaných skusných plôch

traktového systému, takže niektoré charakteristiky výberu (napr. výberový dizajn) sa už nedali ovplyvniť. Ako výberová jednotka sa aplikovali koncentrické kruhové skusné plochy. Ide v súčasnosti o nový, progresívny typ optimálne veľkých skusných plôch, ktoré sa automaticky prispôbia porastovej štruktúre. V návrhu informačného spektra RIL 98 sa vychádzalo z potreby zachytiť dostatočný počet charakteristík pre komplexné zhodnotenie inventarizovaného územia a tvorí ho 55 položiek. Výpovedná hodnota informačného spektra je široká a okrem prvotných údajov môžeme ich kombináciou dostať informácie napr. o biodiverzite, ekologickej stabilite lesa, fenotype, technologickom type, hustote líniových objektov a v určitej miere aj o cene porastov. Informačné spektrum je v prípade potreby možné doplniť podľa špeciálnych požiadaviek vlastníka alebo užívateľa inventarizovaného územia.

Z uvedeného spektra sme v práci použili iba tie, ktoré nám mohli napomôcť k objasneniu hodnotenia a kvantifikácie biodiverzity. Z vykonaných rozborov však vyplýva, že najtesnejší vzťah k biodiverzite majú iba veličiny vek a nadmorská výška a s nimi úzko súvisiace charakteristiky vegetačný stupeň a počet etáží resp. vrstiev v poraste. Uvedené závislosti sú však málo tesné a indexy korelácie nedosahujú väčšie hodnoty ako 0.30 – 0.40.

V závere tejto kapitoly sme sa pokúsili priestorovo interpolovať hodnoty stupňa biodiverzity pomocou geoštatistických metód. Výstup, ktorý sme dosiahli, nemusí celkom zodpovedať realite (ide v podstate o odhad, ako pri všetkých štatistických metódach), pretože veličina stupeň biodiverzity nie je typickou veličinou vhodnou pre krigingovú analýzu (je to diskrétna veličina) a tiež aj preto, že použitý výberový dizajn mohol ovplyvniť tvorbu nie celkom ideálneho semi-variogramu. Jednou z možných, aj keď komplikovanejších ciest je vytvoriť za pomoci krigingovej analýzy päť tématických rastrových máp (pre päť indexov biodiverzity vstupujúcich do modelu BIODIVERSS (indexy sú už spojité veličiny), na ne následne aplikovať model BIODIVERSS, za pomoci ktorého vytvoríme šiestu mapu popisujúcu už výsledný stupeň biodiverzity.

Biodiverzita je pojem veľmi všeobecný, čo vo veľkej miere komplikuje orientáciu v jej priestore. Je pojem, ktorý môže každý z nás pochopiť ináč. Je teda filozofia, s ktorou sa človek, jedinec hodnotiaci všetko, čo tu existuje, pozerá na živé bytosti a ich životný priestor a tým sa ho snaží vtiesnať do nejakej uniformnej škatuľky. Samozrejme je to potrebné, pretože bez tejto uniformity sa život stáva chaotický, neprehľadný. Pravdepodobne hlavnou prioritou v ďalšom výskume biodiverzity bude presné a jednoznačné, a k tomu ešte celosvetovo akceptované definovanie hlavných zložiek, o ktoré sa bude jej hodnotenie a kvantifikácia opierať. Výskum biodiverzity (s orientáciou nielen na lesné ekosystémy) bude výsostne tímová práca, pretože pri jej komplexnom zhodnotení musí byť botanik, zoológ, lesník, ekológ, ale aj ďalší odborníci nebiologických zameraní, napr. informatici, štatisti atď. V tejto súvislosti odporúčame zamerať sa v oblasti výskumu biodiverzity a jej kvantifikácie pre potreby spoločenskej praxe predovšetkým na nasledovné úlohy:

- nadviazať medzinárodné kontakty s odborníkmi v oblasti hodnotenia a kvantifikácie biodiverzity a participovať pri riešení projektov zameraných na biodiverzitu;
- na domácej pôde vytvoriť spoluprácu s nelesníckymi inštitúciami, ktorých sa hodnotenie biodiverzity priamo dotýka a tak prepojiť neskôr vznikajúce informačné databázy;
- zvýšiť a podporiť propagáciu dôležitosti biodiverzity;
- v oblasti hodnotenia biodiverzity v lesných ekosystémoch dopracovať v spolupráci s botanikmi a zoológmi modely pre komplexné zhodnotenie biodiverzity sledovaných spoločenstiev a to aj na princípoch výberových metód;
- tvorba softvéru pre komplexné (zber, archivácia, spracovanie, analýza) zhodnotenie biodiverzity;
- podporiť výskum na veľkoplošnej úrovni a naparametrizovať existujúce, resp. novo vyvinuté modely hodnotenia biodiverzity tak, aby platili na celoslovenskej úrovni;
- v oblasti aplikovaných štatistických metód podporiť výskum výberového dizajnu pre hodnotenie biodiverzity;
- vytvoriť priestor a podporiť implementovanie moderných geoštatistických metód a GIS do analýz hodnotiacich biodiverzitu;
- vytvoriť prevodový kľúč medzi metódami priemeru a súčtu, čo by umožnilo vyhodnotiť biodiverzitu lesných porastov z archívnych údajov Lesoprojektu;
- zamerať a podporiť výskum v oblasti hodnotenia a kvantifikácie štruktúrálnej biodiverzity na všetkých úrovňach jej merania;
- podporiť výskum v oblasti vplyvu biodiverzity na ekologickú stabilitu lesných ekosystémov;
- implementácia modelov biodiverzity do modelov hospodárenia a ekologickej stability;
- konštrukcia modelov hodnotenia biodiverzity celých ekosystémov;
- prepojiť modely biodiverzity a ekofyziologickými modelmi a modelmi simulátorov rastu.

Hodnotenie a kvantifikácia biodiverzity nie je jednoduchou problematikou. V tejto oblasti je a ešte niekoľko rokov bude čo zlepšovať. Slovensko ako krajina participujúca v prijatých medzinárodných dohovoroch by nemala v tejto oblasti zaostávať. V predkladanej dizertačnej práci sme sa snažili aspoň čiastočne vyplniť tento priestor. Do budúcnosti je však potrebné vo výskume kvantifikácie biodiverzity pokračovať a doplniť chýbajúce poznatky.

8. SUMMARY

The presented dissertation thesis is in prevailing degree of methodical character. It is primarily concerned with the question of evaluation and quantification of tree layer biodiversity in forest ecosystems. The problematic is being studied on the stand as well as on the large-scale level within the framework of the regional forest survey experiment on the area of Forest School Enterprise of Technical University Zvolen.

The thesis consists of three parts. The first section comprises a detailed analysis of the existing methods for biodiversity quantification and evaluation. It also contains the analysis of from our point of view the most suitable biodiversity quantifiers - biodiversity indices. The second part deals with the possibilities to quantify biodiversity of tree layer using forestry most important stand characteristics (number of trees M , basal area G , stand volume per ha $V.ha^{-1}$) and includes the analysis of the influence of selected factors on the magnitude and variation of values of biodiversity indices. At the end of this chapter, the proposal of the model BIODIVERSS is presented. This model supports objective estimation of biodiversity degree of tree layer in forest stands. In the third part, the obtained knowledge and the proposed model BIODIVERSS are applied within the realisation of the regional forest survey (RFS 98). The information spectrum of RFS 98 fulfils the criteria of integrated monitoring. Wide range of gathered variables has been used in the investigation of their effect on biodiversity estimation.

From the presented biodiversity estimation methods we have chosen biodiversity indices as the variables on which the evaluation of tree layer biodiversity is to be based due to their following characteristics:

- They quantify biodiversity with one numerical value;
- Their calculation is a simple procedure;
- Their calculation does not require demanding material supply and technical facilities;
- One quantitative value may be easily transformed into qualitative evaluation (low, medium etc. biodiversity degree);
- Biodiversity indices belong to non-parametric methods, which eliminates some theoretical problems of application of parametric methods;
- Values of some indices may be easily ecologically interpreted;
- Their value are independent from the vertical structure of population and from its development stage;
- Biodiversity indices are able to record all three components of biodiversity (species richness, diversity and evenness) separately;
- Indices of heterogeneity and evenness may be calculated from different stand characteristics, which enables user to account for the variation in size of individuals etc.;

- Appropriate selection of biodiversity indices and their consequent combination may result into a simple method for complex evaluation of biodiversity.

We have based biodiversity evaluation on the method of mean (see Chapter 5) owing to the following reasons:

- We intend to use modern sampling methods and designs that are being currently applied in monitoring of forest production and health status;
- The method of mean assures that the biodiversity quantifier refers to a definite size of community. Moreover, using the so called optimum size sample plots (ŠMELKO 1968) allows the findings to be easily interpreted as they always refer to approximately same number of individuals, i.e. approximately 20 trees. The result presented in this manner is easily comprehensible also for the person less-concerned with this problematic. Hereby, biodiversity evaluation based on the method of mean is not difficult to transform into the evaluation by the method of sum, because the data from sample plots are known and the calculation of biodiversity quantifier will only follow different algorithm. However, using the method of sum would mean to risk the occurrence of high systematic errors. This is particularly the case of regional and large-scale surveys, when sampling intensity is very low.

In connection with the above-mentioned facts and in accordance with the opinion of CONROY (1996) four specific problems of sample biodiversity survey may be distinguished as follows:

- 1) biased sampling - may be caused by subjective sampling, changes of observers or applied methods. The effect of the listed factors has been in this work eliminated by applying the method of mean since this method of biodiversity evaluation is not influenced by the total abundance of species found in the studied community. In the chapter 5.2.1., where we examine the accuracy of biodiversity estimation using indices, we have selected the indices that best fulfil this criterion. It is however necessary to note that the examination of accuracy has been performed on the data obtained from the whole basic set. In future, it would be required to extend this evaluation also on the sample estimation from computer simulations;
- 2) heterogeneous sampling – sampling probabilities change from one sample unit to another one, which increases the magnitude of sample error. There exist a lot of sources of heterogeneity, from which not all may be influenced or controlled. Some of them may be controlled by the standardisation of sampling design (DAVEY 1990) (the standardisation may reduce spatial and time variation of sampling programme (MCCUNE & MENGES 1986)) and methodology. However, standardisation methods are usually related to the plot level and not the level of design, which means that they do not improve outputs if sampling design is not random or if it changes in time or in space.

Although many heterogeneity sources are directly out of control of biologist, it is necessary to consider them. It is known that organism detectability and subsequent sampling probabilities change with climatic factors, site conditions etc. Under these circumstances, standardisation may reduce variation of estimation and decrease bias, but it does not guarantee comparability (ROBBINS *et al.* 1986, KOSKIMIES & PÖYSA 1989).

The problem of comparability is indeed difficult to solve. In our research, we have achieved comparability due to the application of optimum size sample plots. We recommend to fixate the plots in the terrain invisibly as it is performed in the survey of production characteristics (ŠMELKO 2000). Hence, we ensure that sampling design is to be tied up to definite area. This approach will also significantly increase the accuracy of estimation of characteristics because of the correlation between measured variables, which is caused by the fact that remeasurements in time are performed on the same individuals.

From this point of view, forestry has the advantage compared with other fields because the majority of variables may be relatively precisely determined (e.g. tree diameter, volume etc.), whereas for biologists or botanists it is practically almost impossible to count all the incident plants or invertebrates occurred on a definite larger area.

- 3) rarity – the most interesting species for us have small abundance and are scattered on the area, which may complicate their identification especially if the level of sampling is light or medium. In addition, while detecting at least one individual of particular species indicates its „occurrence“, the error of the detection is not only informative (BELBIN 1993), especially when the sampling probabilities are unknown, as is the case in surveys without design (CONROY & SMITH 1994). As SUDMAN *et al.* (1988) states, it will be necessary to develop such special sampling methods that would ensure adequate representation of rare species even if sampling homogeneity and randomness would not be met.

This feature particularly refers to the method of sum, because biodiversity estimation based on the method of mean does not depend on the total number of species detected in community. This fact may be seen to some extent as a disadvantage of the method of mean since the result obtained from the survey of particular area (numerical value of an index) is related to the size of sampling unit and not to the whole examined community (as it is in the case of the method of sum).

- 4) scale – when setting a goal it is insufficient just to state that we will monitor biodiversity. Apart from that, we also need to define space and time borders, within which the characteristic „diversity“ will be estimated and compared. The intensity of survey and monitoring optimal for one spatial-time resolution may not be optimal for another one. However,

usually it is not clear what scale is the centre of our attention because ecologists are often forced to create such surveys that would meet more (often contradictory) goals.

We may only agree with presented opinions in this point. The priority before realisation of each survey or monitoring is indeed the definition of all elements including the goal of the survey since it affects the correct interpretation of findings.

In accordance with the above-mentioned points, we have tried to select the most suitable stand characteristic for the calculation of biodiversity indices. The choice of variable affects the accuracy and precision of the interpretation of results, too. The findings of the research suggest that the most suitable characteristic in this sense is the number of trees per ha ($M.ha^{-1}$) and the least suitable stand volume ($V.ha^{-1}$). Since in biodiversity estimation we also wanted to account for the ecological aspect (i.e. to consider the size of individuals), as a compromise solution for the calculation of biodiversity quantifier we recommend to use stand basal area ($G.ha^{-1}$), that occurred in the analysis in the middle between already mentioned variables ($M.ha^{-1}$ and $V.ha^{-1}$). At the same time, it is needed to point out that if the surveyor decides to use e.g. $G.ha^{-1}$ (or another variable), he needs to use the selected characteristic for the biodiversity evaluation in time scale during the whole time period. Otherwise, it is inevitable to recalculate the results so as to fulfil homogeneity criterion of used variable. In this context when considering the connection into the practice, it would be desirable to add into the information spectrum in forest management documents also the values of $G.ha^{-1}$ a $M.ha^{-1}$ for each represented tree species and within the framework of the renewal of forest management plan to record also less frequent tree species and to quantify their proportion in the stand numerically.

The accuracy of biodiversity determination depends further on the selection of a particular biodiversity index. Providing the sampling plan of biodiversity monitoring is based only on one of the examined indices, we propose to prefer indices λ , N_1 , N_2 , N_0 or $R2$. Their variation fluctuate in a similar range as the variation of main stand characteristics. Thus, it is possible to interlink these surveys into one cycle which is in accord with integrated methods.

Biodiversity indices are quantitative characteristics (numerical values) that are in some cases difficult to be interpreted. Therefore, we have aimed our next research so as to exclude this drawback. This work resulted into the definition of a new qualitative characteristic – biodiversity degree - that can be interpreted more easily. We suggest four degrees of biodiversity with such names that would already indicated if the biodiversity of the ecosystem was low, medium, high or very high. Their definition and determination is described in full extent in the chapter 5.2.1. for each from the ten studied biodiversity indices (N_0 , $R1$, $R2$, λ , H' , N_1 , N_2 , $E1$, $E3$ a $E5$).

Every biodiversity index reflects only one element of biodiversity: either species abundance or diversity or evenness. Since our goal was to evaluate the biodiversity in complexity by taking into account all the biodiversity elements, we have developed the model BIODIVERSS, that estimates the degree of biodiversity from the combination of five biodiversity indices ($R1$, $R2$, λ , H'

a *EI*). The model serves to determine the biological diversity of tree layer of forest ecosystems mainly on small (stand) scale level. The probability of correct estimation of the biodiversity degree using the model BIODIVERSS is relatively high. Already when having sample intensity of 5 per cent the successfulness is approximately 90 per cent.

This model may be used in regional and large-scale surveys too if we presume that the biodiversity degree estimated for the particular sample plot represents a definite part of the examined area. Further evaluation should follow ordinary mathematical statistical procedures.

Apart from that, the suggested model BIODIVERSS is also a methodical proposal of the creation of a model that would suit Slovak conditions in general. To develop such a model it would be necessary to collect data from more forest stands. Parametrisation data set should consist of several stands for each biodiversity degree and each developing stage. This requirement is important in order to exclude possible negative influence on the model accuracy if applied to conditions outside the Forest School Enterprise Zvolen, where stand models have been located. On the other hand, we suppose that biological diversity is a variable independent from regional aspects. For example, stands with low diversity may be found both in the eastern and western part of Slovakia, on planes as well as at the timberline. The only thing that changes with these gradients is the species composition that does not enter the model. Besides, the proposed model BIODIVERSS is designed with wide valence and though it has been developed only on the basis of 4 representative stands, we need to be aware of the fact that it is based on 865 sample plots.

The model BIODIVERSS is a simple and practical tool. It may be used directly during the terrain evaluation since for its application we only need to have a calculator. The implementation of this model into the practice, e.g. within the special surveys of Lesoprojekt, should therefore cause no problems. Another alternative of its application is to evaluate biological diversity (currently only of tree layer) on the national level for the needs of the implementation of the Convention of Biological Diversity. This may be performed on the data obtained from national monitoring realised by Lesoprojekt in the 4x4km grid.

Herein, we would like to emphasise that the proposed model BIODIVERSS may be used for the estimation of the degree of biological diversity only if biodiversity is estimated from biodiversity indices (calculated from $G.ha^{-1}$) by the method of mean on optimum size sample plots.

In the third section of the presented work, the acquired knowledge and suggestions are applied within the experiment of the regional forest survey RFS 98. Since the experiment was realised on already existing net of optimum size sample plots arranged in blocks (tracts), some sampling characteristics (e.g. sampling design) could not have been influenced. A sampling unit was chosen to be a concentric circle plot. This is at present a new progressive type of sample plots of optimum size that have the ability to react on differences in stand structure. When creating the design of the information spectrum RFS 98 we have made an attempt to record sufficient number of characteristics for complex evaluation of the examined region and it is now composed of 55 items. The information value of the spectrum is high. An appropriate combination of the primary

data may further provide information about e.g. biodiversity, ecological stability, phenotype, technological type, density of line objects (streams, roads, paths etc.) and to some extent also the economic value (price) of the stands. In case of need, this information spectrum may be widened according to specific demands of owners or users of the region.

From the aforesaid spectrum we have only used those characteristics that helped us in biodiversity evaluation and quantification. The accomplished analyses have however showed that the closest relation to biodiversity have only variables age and elevation and to them related characteristics altitudinal zone and number of storeys in the stand. These relationships are yet loose because the correlation coefficients do not exceed values 0.30 to 0.40.

At the end of this chapter we have made an attempt to interpolate the values of biodiversity degree in space using geostatistic methods. The achieved output may not exactly coincide with reality (in fact, it is only an estimation as is the case of all statistic methods), because the degree of biodiversity is not a typical variable (due to its discrete character) and also because the applied sampling design may have affected the construction and the shape of semi-variogram. One of possible though more complicated ways would be to create 5 thematic raster maps (for 5 biodiversity indices that enter the model BIODIVERSS as independent variables (indices are already continuous characteristics)), on which we could apply the model BIODIVERSS. Using the output produced from BIODIVERSS we could then create the sixth map describing the final biodiversity degree.

Biodiversity is a very general term. This complicates to a great extent the orientation in its space. It is a term that may be explained and understood by every person differently. Hence, it is a philosophy through which a man, an individual evaluating everything around him, looks at living organisms and their living space and thus tries to fit them in a uniform box. Such an approach is no doubt important as without uniformity our life would become chaotic, disorganised. Most probably, the main priority of future research would be accurate, clear and world-wide accepted definition of primary elements that could support biodiversity evaluation and quantification. Biodiversity research (oriented not only on forest ecosystems) is to be undoubtedly a team work, because its complex evaluation requires the cooperation of botanist, zoologist, forester, ecologist, and other specialists from different non-biological fields, e.g. computer scientist, statistician etc. In this connection and with regard to the needs of biodiversity quantification for the needs of society practice we suggest to focus future biodiversity research on the following tasks:

- to establish international contacts with the professionals from the field of biodiversity evaluation and quantification and to participate on the projects dealing with biodiversity;
- on the national level to establish cooperation with non-forestry organisations, that should be engaged in biodiversity evaluation and thus to interlink the information databases that will be established in future;
- to increase and support the publicity of biodiversity importance;

- in the sphere of biodiversity evaluation of forest ecosystems to create models for complex evaluation of biodiversity of these communities in cooperation with botanists and zoologists;
- development of the software for complex (collection, archiving, processing, analysis of data) evaluation of biodiversity;
- to support the research on large-scale level and to calibrate existing or newly-created models of biodiversity evaluation so as they would be valid for the whole Slovakia;
- in the field of applied statistical methods to support the investigation and the creation of the sampling design suitable for biodiversity evaluation;
- to create space and encourage the implementation of modern geostatistic methods and GIS into the analyses for biodiversity evaluation;
- to produce the key for conversion between the methods of mean and sum, which would allow to evaluate forest stand biodiversity from the archives of Lesoprojekt;
- to focus biodiversity research on the area of evaluation and quantification of structural biodiversity on all levels of its measurements;
- to stimulate the investigation of the influence of biodiversity on ecological stability of forest ecosystems;
- implementation of biodiversity models into management models and models of ecological stability;
- construction of models for biodiversity evaluation of ecosystem as a whole;
- to interlink biodiversity models with ecophysiological models and forest growth models.

The evaluation and quantification of biodiversity is not a simple task. A number of improvements in this field is still required. Slovakia as a country participating in the international conventions should not tail away. In the presented dissertation thesis we have made an attempt to fill this space. However, in future it is necessary to continue in the research of biodiversity quantification and provide currently absent information and knowledge.

Translated by Ing. Katarína Šuchtová

9. CITOVANÁ LITERATÚRA

1. ADAMS,J.R.-MCCUNE,E.D., **1979**: *Application of the generaliyed jackknife to Shannons measure of information used as an index of diversity. (In GRASSLE,J.F.-PATIL,G.P.-SMITH,W.-TAILLIE,C. (eds.): Ecological diversity in Theory and Practice. International Co-operative Publishing House, Fairland), s. 117 - 131*
2. ALATALO,R.-ALATALO,R., **1977**: *Components of diversity: multivariate analysis with interaction. Ecology 58, s. 900-906*
3. ALATALO,R.V., **1981**: *Problems in the measurement of evenness in ecology. Dikos, 37, s. 199 – 204*
4. ANSCOMBE,F.J., **1950**: *Sampling Theory of the Negative Binomial and Logarithmic Series Distributions. Biometrika, 37, 3/4, s. 358 - 382*
5. BAVLŠÍK,J.-CHORVÁT,P.-PAULENKA,J.-ŠVEC,M., **1998**: *Biodiverzita v prácach hospodárskej úpravy lesov. LES 7/98, s. 6-8*
6. BELBIN,L., **1993**: *Environmental representativeness: regional partitioning and reserve selection. Biological Conservation, 66, s. 223 – 230*
7. BRUCIAMACCHIE,M., **1996**: *Comparison between indices of species diversity. Munich, 3/96, 14s.*
8. BULMER,M.G., **1974**: *On fitting the Poisson lognormal to species/abundance data. Biometrics, 30, s. 101 - 110*
9. BURROUGH,P.A., **1986**: *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. New York, Oxford University Press, 186 s.*
10. CLARK,I., **1979**: *Practical geostatistics. Elsevier applied science publishers, London and New York, 123 s.*
11. COETZEE,J., **1996**: *Testing the Vertex hypsometer. Internet, 6 s.*
12. COCHRAN,W.G., **1977**: *Sampling Techniques. John Willey Inc, New York, II Ed., 413s.*
13. CONROY,M.J., **1996**: *Designing surveys of forest diversity using statistical sampling principles. (In KÖHL,M.-GERTNER,G.Z. (eds.): Caring for the Forest: Research in a Changing World, Statistics, Mathematics and Computers, Proceedings of the Meeting of IUFRO S4.11-00 held at IUFRO XX World Congress, 6-12.8.1995, Tampere, Finland, WSL/FNP Birmensdorf, Switzerland), s. 117 - 143*
14. CONROY,M.J.-SMITH,D.R., **1994**: *Designing large-scale surveys of wildlife abundance and diversity using statistical sampling principles. Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf., 59, s. 159 - 169*
15. COOLEY,W.W.-LOHNES,P.R., **1971**: *Multivariate data analysis. New York Wiley*
16. DALLMEIER,F., **1998**: *Measuring and Monitoring Forest Biodiversity: the SI/MAB Model. S. 15 – 30*
17. DAVEY,S.M., **1990**: *Methods for surveying the abundance and distribution of arboreal marsupials in a south coast forest of New South Wales. Aust. Wildl. Res., 17, s. 427 - 445*
18. DUDLEY,N.-JEANRENAUD,J.P., **1998**: *Needs and Prospects for International Cooperation in Assessing Forest Biodiversity: an Overview from WWF. (In BACHMANN,P. - KÖHL,M. - päivinen,R.: Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings of the Conference on Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning, 7 – 11 October 1996, held in Monte Verita, Switzerland, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht), s. 31 - 42*
19. FAGER,E.W., **1972**: *Diversity: a sampling study. Am. Nat. 106, s. 293-310*
20. FISHER,R.A.-CORBET,A.S-WILLIAMS,C.B., **1943**: *The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol. 12, s.42-58*

21. FOSTER,R.B., **1993**: *Rapid quantitative sampling of vegetation without using plots. Handout at SI/MAB Biodiversity Monitoring, Course*
22. FRANC,A.-MALE., 1998: *Some mathematical remarks forest biodiversity. (In BACHMANN,P. - KÖHL,M. - PÄIVINEN,R.: Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings of the Conference on Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning, 7 - 11 October 1996, held in Monte Verita, Switzerland, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht), s. 159 - 169*
23. FUCHS,A.,**1993**: *Wiederholungsaufnahme und Auswertung einer permanenten Betriebsinventur im Bayerischen Forstamt Ebrach. Forstliche Forschungsberichte München 131/93, München, 157s.*
24. GASTON,K.J., **1996**: *What is biodiversity? (In GASTON,K.J. (ed.): Biodiversity: a biology of numbers and difference. Blackwell Science, Oxford) s. 1 - 9*
25. GIURGIU,V., **1979**: *Dendrometrie si auxologie forestiera. Editura CERES, Bucuresti, 692 s.*
26. GOVE,J.H.-PATIL,G.P.-TAILLIE,CH., **1996**: *Diversity Measurements and Comparison with Examples. (In SZARO,R.C.-JOHNSTON,D.W. : Biodiversity in Managed Landscapes. Theory and Practice, Oxford, University Press), s. 157 – 175*
27. GREGOIRE,T.G., **1984**: *The jackknife: an introduction with applications in forestry data analysis. Can. J. For. Res. 14, s. 493-497*
28. GRÉK,L.-BRUTOVSKÝ,D.-FINĎO,S.-HANČINSKÝ,L.-HEŠKO,J.-IŠTOŇA,J.-KONÓPKA,J.-MAŇKOVSKÁ,B.-PAULENKA,J.-PIOVARČI,J.-ŠTEFANČÍK,L.-TOMA,R.-TUŽINSKÝ,L.-ZAJAC,H., 1991: *Zásady hospodárenia v lesoch Slovenska postihnutých imisiami. Príroda, Bratislava,145 s.*
29. HALAJ,J., **1957**: *Matematicko – štatistický prieskum hrúbkovej štruktúry slovenských porastov. Lesnícky časopis III, 1/57, s. 39-74*
30. HALAJ,J., **1960**: *Matematicko-štatistická metóda určovania hmoty porastov. Matematicko – štatistické metódy v hospodárskej úprave o pestovaní lesov. Vydavateľstvo SAV, Bratislava*
31. HANČINSKÝ,L., 1977: *Lesnícka typológia v prevádzkovej praxi. Bratislava, Príroda, 223 s.*
32. HASENAUER,H., 1994: *Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichatrige Fichten-Kiefern- und Buchen-Fichtenmischbestände. Forstl. Schriftenreihe Univ. f. Bodenkultur., 8. Österr. Ges. f. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung an der Univ. f. Bodenkultur, Wien. 152 s.*
33. HECK,K.L.J.-VAN BELLE,G.-SIMBERLOFF,D., **1975**: *Explicit calculations of the rarefaction diversity measurements and the determination of sufficient sample size. Ecology, 56, s. 1459 – 1461*
34. HEINE,G.W., **1986**: *A Controlled Study of Some Two-Dimensional Interpolation Methods. COGS Computer Contributions, Vol. 3, No. 2, s. 60 – 72*
35. HEIP,C., **1974**: *A new index measuring evenness. Journal of Marine Biological Association, 54, s. 555 - 57*
36. HELTSHE,J.F.-FORRESTER,N.E., **1983**: *Estimating species richness using the jackknife procedure. Biometrics 39, s. 1-11*
37. HELTSHE,J.F.-FORRESTER,N.E., **1985**: *Statistical evaluation of the jackknife estimate of diversity when using quadrat samples. Ecology 66, s. 107-111*
38. HEYER,R.V.-BERVEN,K.A., **1973**: *Species diversity of herpetofaunal samples from similar microhabitats at two tropical sites. Ecology 54, s. 642 - 645*
39. HEYWOOD,V.H.-BASTE,I., **1995**: *Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge*
40. HILL,M.O., **1973**: *Diversity and Evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54/2, s. 427-432*

41. HLAVÁČ,P. **1996:** *Biodiverzita z aspektu ochrany lesa a poľovníctva, Zborník referátov z konferencie, TU Zvolen, 277 s.*
42. HUGHES,R.G., **1986:** *Theories and models of species abundance. Am. Nat 128, s. 879-899*
43. HURLBERT,S.H., **1971:** *The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52, s. 577-586*
44. INNES,L.J.-KRÄUCHI,N., **1995:** *Monitoring der Biodiversität als Erfolgskontrolle. Forum für Wissen, WSL, Birmensdorf, s. 47 - 55*
45. JAEHNE,S.-DOHRENBUSCH,A., **1997:** *Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. Forstw. Cbl. 116, s. 333-345*
46. JAKÚBEK,B., **1998:** *Meranie výšok stromov výškomerom Forestor Vertex. TU LF Zvolen, DP, 53 s.*
47. JANKOVIČ,J. - LONGAVER,R. - PACALAJ,M. - KRAJMEROVÁ,D. - PAULE,L. - GÖMÖRY,D. - IŠTOŇA,J. - ČABOUN,V. - VLADOVIČ,J. - ŠOMŠÁK,L. - KRÍŽOVÁ,E.-UJHÁZY,K.-CIBULA,R.,**1999:** *Hodnotenie stavu biodiverzity lesov. Záverečná správa čiastkového vedecko-technického projektu, LVU Zvolen,153 s.*
48. JANKOVIČ, J., 2000: *Kvantifikácia druhovej diverzity vegetácie v lesných ekosystémoch na príklade modelových území v Nízkych Tatrách a Strážovských vrchoch. Lesnícky časopis - Forestry Journal, 46, 2, s. 129 - 144*
49. JURKO,A., **1990:** *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie. Príroda, Bratislava, 195 s.*
50. KAENNEL,M., **1998:** *BIODIVERSITY: a Diversity in Definition. (In BACHMANN,P. - KÖHL,M. - päivinen,R.: Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings of the Conference on Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning, 7 - 11 October 1996, held in Monte Verita, Switzerland, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht), s. 71 – 82*
51. KAHN,M.-PRETZSCH,H., 1997: *Das Wuchsmodell SILVA-Parametrisierung der Version 2.1 für Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche. AFJZ, 168, 6-7, s. 115-123*
52. KEEL,S.-GENTRY,A.H.-SPINZI,L., **1990:** *Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in eastern Paraguay. Conservation Biology, 7, 1, s. 66 – 73*
53. KLEINN,CH.-TOMTER,S.M., **1993:** *Die Nationale Forstinventur von Norwegen. Forstarchiv 64, s. 241-245*
54. KÖHL,M.-ZINGG,A., **1995:** *Eignung von Diversitätsindizes bei Langzeituntersuchungen zur Biodiversität in Waldbeständen. Allg. Forst-u.J.-Ztg., 167/4, s. 76-85*
55. KOLEKTÍV, **1981:** *Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Forstinventur 1981-1985, 172 s.*
56. KOLEKTÍV, **1990:** *Bundeswaldinventur 1986-1990, Band I, Berlin, 118s.*
57. KOLEKTÍV, **1992:** *Dočasná príručka pre prieskum ekológie lesa, Lesoprojekt Zvolen, 186 s.*
58. KOLEKTÍV, **1995:** *Pracovné postupy HÚL. Lesoprojekt Zvolen, 123 s.*
59. KORF,V. et al.,**1972:** *Dendrometrie. SZN Praha, 371 s.*
60. KORPEL,Š. et al., **1994:** *Zhodnotenie zabezpečenia ochrany biodiverzity lesných spoločenstiev vo vypracovávaných lesných hospodárskych plánoch pre lesné celky Topoľa, Zboj, Ulič. Štúdia, Zvolen, 84 s.*
61. KORPEL,Š., **1991:** *Pestovanie lesa. Bratislava,Príroda, 465 s.*
62. KORPEL,Š., **1997:** *Biodiverzita vo vzťahu k lesnému hospodárstvu. LES 3/97, s. 3-6*
63. KOSKIMIES,P.-PÖYSA,H., **1989:** *Waterfowl censusing in environmental monitoring: a comparison between point and round counts. Ann. Zool. Fennici, 26, s. 201 - 206*
64. KREBS,C.J., **1989:** *Ecological methodology. Harper and Row, New York, 471 s.*

65. LÄHDE,E.-LAIHO,O.-NOROKORPI,Y.-SAKSA,T., **1999**: *Stand structure as the basis of diversity index. Forest Ecology and Management* 115, s. 213-220
66. LLOYD,M.-GHELARDI,R.J., **1964**: *A table for calculating the "equitability" component of species diversity. J. Anim. Ecology*, 33, s. 217 - 225
67. LOETSCH,F.-ZÖHRER,F.-HALLER,K.E., **1973**: *Forest Inventory. Vol. II, Munchen - Bern - Wien*, 469 s.
68. LONGAUER,R.-JANKOVIČ,J.-IŠTOŇA,J., **1998**: *Hodnotenie stavu biodiverzity lesov. (In Lesy a lesnícky výskum pre tretie tisícročie, LVÚ Zvolen)*, s. 35 - 39
69. LUDWIG,J.A.-REYNOLDS,J.F., **1988**: *Statistical Ecology a primer on methods and computing. John Willey & Sons*, 337 s.
70. LYONS,N.I., **1981**: *Comparing diversity indices based on counts weighted by biomass or other importance value. American Naturalist* 118, s.438-442
71. MARGALEF,R., **1958**: *Information theory in ecology. General Systematics* 3, s.36-71
72. MAY,R.M., **1973**: *Stability and Complexity in Model Ecosystems. Princeton University Press*.
73. MAY,R.M., **1975**: *Patterns of Species Abundance and Diversity. (In CODY,M.L.-DIAMOND,J.M. (eds.): Ecology and Evolution of Communities. Belknap Press, Harvard University, Cambridge, Mass) s. 81 – 120*
74. MCBRATNEY,A.B.-WEBSTER, R., **1986**: *Choosing Functions for Semi-variograms of Soil Properties and Fitting Them to Sampling Estimates. Journal of Soil Science*, 37, s. 617 – 639
75. MCCUNE,B.-MENGENS,E.S., **1986**: *Quality of historical data on midwestern old-growth forests. American Midland Naturalist*, 116, s. 163 – 172
76. MELOUN,M.-MILITKÝ,J., **1998**: *Statistické zpracování experimentálních dat v chemometrii, biometrii, ekonometrii a v dalších oborech přírodních, technických a společenských ved. Ars Magna, Praha*, 839 s.
77. MENHINICK,C.F., **1964**: *A comparison of some species – individuals diversity indices applied to samples of field insects. Ecology* 45, s.859-861
78. MORAVČÍK,M.-ĐURKOVIČ,J., **1998**: *Zameranie lesníckeho výskumu na potrebu trvalo udržateľného hospodárenia v našich lesoch. LES* 8/98, s. 20-21
79. NAGEL,J., 1995: *BWERT: Programm zur Bestandesbewertung und zur Prognose der Bestandesentwicklung. DFFA, Sektion Ertragskunde, Jahrestagung Joachimsthal*, s. 184-198
80. NOVOTNÝ,J. et al. 1997: *Zachovanie biodiverzity vybraných lesných spoločenstiev a ich integrovaná ochrana. Správa pre priebežnú oponentúru, LVÚ Zvolen*, 222 s.
81. OLIVER,M.A., **1990**: *Kriging: A Method of Interpolácia for Geographical Information Systems. International Journal of Geographic Information Systems, Vol. 4, No. 4, s. 313 – 332*
82. PALMER,M.W., **1991**: *Estimating species richness: the second order jackknife reconsidered. Ecology* 72, s. 1512-1513
83. PATIL,G.P.-TAILIE,C., **1979**: *An Overview of diversity. (In GRASSLE,J.F.-PATIL,G.P.-SMITH,W.-TAILIE,C. (eds.): Ecological diversity in Theory and Practice. Statistical Ecology: Vol. 6, International Co-operative Publishing House, Burtonsville), s. 3 – 27*
84. PATIL,G.P.-TAILIE,C., **1982**: *Diversity as a concept and its measurement. Journal of the American Statistical Association* 77, s. 548-567
85. PEET,R.K., **1974**: *The measurement of species diversity. Ann. Rev. Ec. Sys.* 5, s. 285-307
86. PELZ,D.R.-CUNIA,T., **1985**: *Forstliche Nationalinventuren in Europa. Mitteilungen der Abteilung für Forstliche Biometrie*, 85-3, Universität Freiburg i Br., 328s.
87. PETRÁŠ,R.-NOCIAR,V., **1991**: *Sortimentačné tabuľky hlavných drevín, SAV, Bratislava*, 304s.

88. PIELOU,E.C., **1966**: *The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology* 13, s. 131 - 144
89. PIELOU,E.C., **1969**: *An introduction to mathematical ecology. Wiley, New York, 280 s.*
90. PIELOU,E.C., **1975**: *Ecological Diversity. Wiley, New York*
91. PIELOU,E.C., **1977**: *Mathematical Ecology. Willey, New York*
92. POLÁK,L., **1964**: *Propracování reprezentativních statistických metod při zjišťování dřevních zásob porostů. Odbor vývoja ÚHÚL, Zpráva, Zvolen*
93. PRESTON,F.W., **1948**: *The commonness, and rarity, of species. Ecology, 29, s. 254 – 283*
94. PRESTON,F.W., **1962**: *The canonical distribution of commonness and rarity, Part I., Ecology, 43, s. 185 – 215*
95. PRETZSCH,H.-SEIFERT,E.-SEIFERT,T.-BIBER,P.-POMMERENING,A.-ĎURSKÝ,J., **1998**: *Silva 2.2. Benützerhandbuch, LMU München, 119 s.*
96. PRIESOL,A., **1961**: *Základy kontroly produkcie v rámci hospodárskej úpravy lesov. Bratislava, SAV, 131 s.*
97. PRIESOL,A., **1965**: *Náuka o produkcii dreva. Bratislava, SVPL, 168 s.*
98. PRIESOL,A., **1978**: *Stromové rozostupy. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 183 s.*
99. RAČKO,J. et al., **1994**: *Monitoring zdravotného stavu lesov na Slovensku. Lesnícke štúdie č. 52, 79 s.*
100. ROBBINS,C.S.-BYSTRAK,D.-GEISLER,P.H., **1986**: *The breeding bird survey: its first fifteen years. American Naturalist, 130, s. 1965 - 1979*
101. ROYLE,A.G.-CLAUSEN,F.L.-FREDERIKSEN,P., **1981**: *Practical Universal Kriging and Automatic Contouring. Geoprocessing, 1, s. 377 – 394*
102. ROZENZWEIG,M.L.-ABRAMSKY,Z., **1993**: *How are diversity and productivity related? (In RICKLEFS,E.-SCHLUTER,D. (eds.): Species diversity in ecological Communities. Historical and geographical perspectives)*
103. SABOROWSKI,J., **1993**: *Zur stichprobentheoretischen Beschreibung der Kontrollstichprobe. Universität Göttingen, Rukopis, 3 s.*
104. SABOROWSKI,J. – ŠMELKO,Š., **1998**: *Zur Auswertung von Stichprobeninventuren mit variablen Probeflächengrößen. Allg. Forst - und Jagdzeitung 169, 4, s. 71 - 75*
105. SANDERS,H.L., **1968**: *Marine benthic diversity: a comparative study. American Naturalist, 102, s. 243 - 282*
106. SHANNON,C.-WEAVER,W., **1949**: *The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press. Urbana. Illinois*
107. SHAO,J.-TU,D., **1995**: *The jackknife and bootstrap. Springer – Verlag, Berlin*
108. SHELDON,A.L., **1969**: *Equitability indices: dependence on the species count. Ecology, 50, s. 466 – 467*
109. SCHEER,L. **1999**: *Uplatnenie metód geoštatistiky pri zisťovaní stavu lesa. Acta facultatis forestalis Zvolen Slovakia, Technická univerzita vo Zvolene, s. 239 – 251*
110. SCHEER,L., **2000**: *Perspektívy využitia geoštatistiky na príklade prieskumu ekológie lesa. (In ŽÍHLAVNÍK,A.-MARUŠÁK,R.-MAJOROŠ,Š. (eds.), 2000: Perspektívy rozvoja hospodárskej úpravy lesov v SR. Zborník referátov z medzinárodného sympózia, TU Zvolen, 220 s.), s. 101 – 108*
111. SCHMID,P., **1963**: *Vergleich von Vollkluppierung und stichprobenaufnahme. Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen, s. 412 - 425*
112. SCHMID,P., **1967**: *Die Weiterentwicklung der leistungskontrolle in der Schweiz. Wissenschaftliche Zeitschrift der TU Dresden, 16, 2, s. 545 - 549*
113. SCHMID-HAAS,P.-BAUMANN,E.-WERNER,J., **1993**: *Kontrollstichproben. Berichte 186/93, Aufnahmeinstruktion, WSL, Birmensdorf, 143 s.*
114. SCHOONMAKER,P.-MCKEE,A., **1988**: *Species Composition and Diversity During Secondary Succession of Coniferous Forests in the Western Cascade Mountains of Oregon. Forest Science 34, 4/98, s. 960-979*

115. SIBL,J.-GUZIOVÁ,Z.-STRAKA,P., **1996**: *Ochrana biodiverzity. Skriptá, PF UK Bratislava, 88s.*
116. SIGMUND,K., **1995**: *Darwins circle of complexity: assembling ecological communities. Complexity 1, s. 40- 44*
117. SIMPSON,E.H., **1949**: *Measurement of diversity. Nature 163, s. 688*
118. SLOCOMB,J.-DICKSON,K.L., **1978**: *Estimating the total number of species in biological community. (In DICKSON,K.L.-CAIRNS,J.-LIVINGSTON,R.J. (eds.): Biological data in water pollution assessment: quantitative and statistical analyses, ASTM STP 652, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania, USA), s. 38 – 52*
119. SMITH,E.P.-VAN BELLE,G., **1984**: *Nonparametric estimation of species richness. Biometrics 40, s. 119 – 129*
120. SMITH,W.-GRASSLE,J.F., **1977**: *Sampling properties of a family of diversity measures. Biometrics, 33, s. 283 – 292*
121. SOLBRIG,O.T., **1994**: *Biodiversity: an Introduction. (In SOLBRIG,O.T. - van EMDEN,H.M. - van OORDT,P.G.W.M.J. (eds.): Biodiversity and global change. CAB International, International Union of Biological Sciences, Wallingford)*
122. SOUTHWOOD,T.R.E., **1978**: *Ecological Methods. Chapman and Hall, London*
123. STERBA,H.-MOSER,M.-MONSERUD,R.A., **1995**: *Prognaus - Ein Waldwachstum-simulator für Rein- und Mischbestände. ÖFZ, 106,5, s.19-20*
124. STOLINA,M., **1996**: *Biodiverzita, odolnostný potenciál a ochrana lesných ekosystémov. (In HLAVÁČ,P. (ed.): Biodiverzita z aspektu ochrany lesa a poľovníctva, Zborník referátov z konferencie, TU Zvolen), s. 13 – 19*
125. STRAKA,P.-GUZIOVÁ,Z., **1998**: *Národná stratégia ochrany biodiverzity na Slovensku. MŽP SR, GOYA Bratislava, 120 s.*
126. STRAKA,P.-ŠEFFER,J.–STANOVÁ,V.-TÓTH,D., **1998**: *Národná správa o stave a ochrane biodiverzity na Slovensku. Prvá správa pre Dohovor o biologickej diverzite. MŽP SR, GOYA Bratislava, 80 s.*
127. SUDMAN,S.-SIRKEN,M.G.-CORVAN,C.D., **1988**: *Sampling rare and elusive populations. Science, 240, s. 991 - 995*
128. SUPUKA,J. et al., **1991**: *Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene. SAV, Bratislava, 307 s.*
129. SWINDEL,B.F.-SMITH,J.E.-ABT,R.C., **1991**: *Methodology for predicting species diversity in managed forest. Forest Ecology and Management, 40, s. 75-85*
130. ŠMELKO,Š., **1968**: *Matematicko – štatistická inventarizácia zásob lesných porastov. SAV, Bratislava, 299s.*
131. ŠMELKO,Š., **1975**: *Výskum reprezentatívnych metód inventarizácie pre sledovanie rastových procesov v lese. Záverečná správa, LF Zvolen, 114s.*
132. ŠMELKO,Š., **1979**: *Skúšobné plochy pre overovanie reprezentatívnych plôch inventarizácie lesa. Zborník prác Lesníckej fakulty VŠLD Zvolen, 21, Bratislava, Príroda, s. 153-182*
133. ŠMELKO,Š., **1985**: *Nové smery v metodike a technike inventarizácie lesa. Vedecké a pedagogické aktuality, VŠLD Zvolen, 1985/6, 122s.*
134. ŠMELKO,Š. et al., **1986**: *Návrh metódy veľkoplošnej inventarizácie lesa pre podmienky SSR. Metodika pokusu pre overenie alternatívneho riešenia, Správa pre priebežnú oponentúru čiastkovej úlohy ŠPTR A-12-531-803/303, Zvolen, 29s.*
135. ŠMELKO,Š. et al., **1988**: *Návrh metódy veľkoplošnej inventarizácie lesa pre podmienky SSR. Správa pre záverečnú oponentúru čiastkovej úlohy ŠPTR, Zvolen, 88s.*
136. ŠMELKO,Š., **1990**: *Zisťovanie stavu lesa kombináciou odhadu dendrometrických veličín. Vedecké a pedagogické aktuality, VŠLD Zvolen, 1990/6, 88s.*
137. ŠMELKO,Š., **1991**: *Štatistické metódy v lesníctve, Skriptá TU LF Zvolen, 276s.*

138. ŠMELKO,Š., **1997**: *Veľkoplošná variabilita porastových veličín v lesoch Slovenska a faktory, ktoré ju ovplyvňujú. Acta facultatis forestalis, Zvolen, XXXIX, s. 131-143*
139. ŠMELKO,Š.-SCHEER,Ľ.-ĎURSKÝ,J., **1997**: *Poznatky z monitorovania zdravotného a produkčného stavu lesa v imisnej oblasti Horná Orava. Vedecké štúdie 16/1996/A, TU Zvolen, 142 s.*
140. ŠMELKO,Š., **1998**: *Námety pre novú koncepciu zisťovania a monitorovania stavu lesa na Slovensku. (In Zborník Lesy a lesnícky výskum pre tretie tisícročie. LVÚ Zvolen), s. 545 - 551*
141. ŠMELKO,Š., **1998**: *Rozbor skutočných a štatistických rámcov presnosti veľkoplošnej inventarizácie lesa pri systematickom rozmiestnení skusných plôch. Acta facultatis forestalis, Zvolen, XL, s. 173-183*
142. ŠMELKO,Š.-SABOROWSKI,J., **1999**: *Evaluation of variable size sampling plots for monitoring of forest condition. Journal of Forest Science, 45, s. 341-347.*
143. ŠMELKO,Š., **2000**: *Nové varianty terestrickej inventarizácie a monitoringu stavu a produkcie lesa, Záverečná správa etapy vedecko-výskumného projektu VEGA 1/4030/97-02 (AL-01-02).*
144. ŠMELKO,Š., **2000**: *Dendrometria. TU Zvolen, Vysokoškolská učebnica, 399 s.*
145. ŠVEC,M. et al., **1992**: *Projekt celoplošného monitorovacieho systému - lesné ekosystémy. Lesoprojekt Zvolen, 30 s.*
146. TAYLOR,L.R.-KEMPTON,R.A.-WOIWOD,I.P., **1976**: *Diversity statistics and the log-series model. J. Anim. Ecol., 45, s. 255 - 272*
147. VANCLAY,J.K.-SKOVGAARD,J.P.-GARCIA,O., **1996**: *Evaluating Forest Growth Models. (In KÖHL,M.-GERTNER,G.Z. (eds.): Caring for the Forest: Research in a Changing World, Statistics, Mathematics and Computers, Proceedings of the Meeting of IUFRO S4.11-00 held at IUFRO XX World Congress, 6-12.8.1995, Tampere, Finland, WSL/FNP Birmensdorf, Switzerland), s. 11 - 22*
148. VESELÝ,Ľ., **1977**: *Tvar koruny buka ako ukazovateľ rastovej intenzity stromu. Lesn. čas., 23, 1/77, s. 33-50*
149. VESELÝ,Ľ., **1977**: *Uhol vetiev konárov ako dôležitý morfológický faktor pri výchove bučín. Lesn. čas., 23, 3/77, s. 225 - 237*
150. WILLIAMS,C.B., **1964**: *Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology. Academic Press, London*
151. WILSON,E.O., **1988**: *Ende der biologischen Vielfalt? Der Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen und die Chancen für eine Umkehr. Haidelberg, Spektrum Akademischer Verlag*
152. WILSON,E.O., **1995**: *Rozmanitosť života. NLN s.r.o. Praha, 444 s.*
153. YAPP,W.P., **1979**: *Specific diversity in woodland birds. Field Studies 5, s. 45-58*
154. ZAHL,S., **1977**: *Jackknifing an index of diversity. Ecology 58, s. 907-913*
155. ZINGG,A.-BACHOFEN,H., **1988**: *Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Erstaufnahme 1982-1986, Birmensdorf, 134 s.*
156. ZLATNÍK,A., **1978**: *Lesnická fytoecologie. SZN, Praha, 495 s.*
157. ZÖHRER,F.,**1980**: *Forstinventur. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 207s.*
158. *Manuál k výškomeru FORESTOR Vertex*
159. *Smernice pre uznávanie lesných porastov*
160. *Vyhláška MP SR č. 5/1995 Z.z. o hospodárskej úprave lesov*
161. *Výkonové normy pre sústredovanie dreva*

10. PRÍLOHY

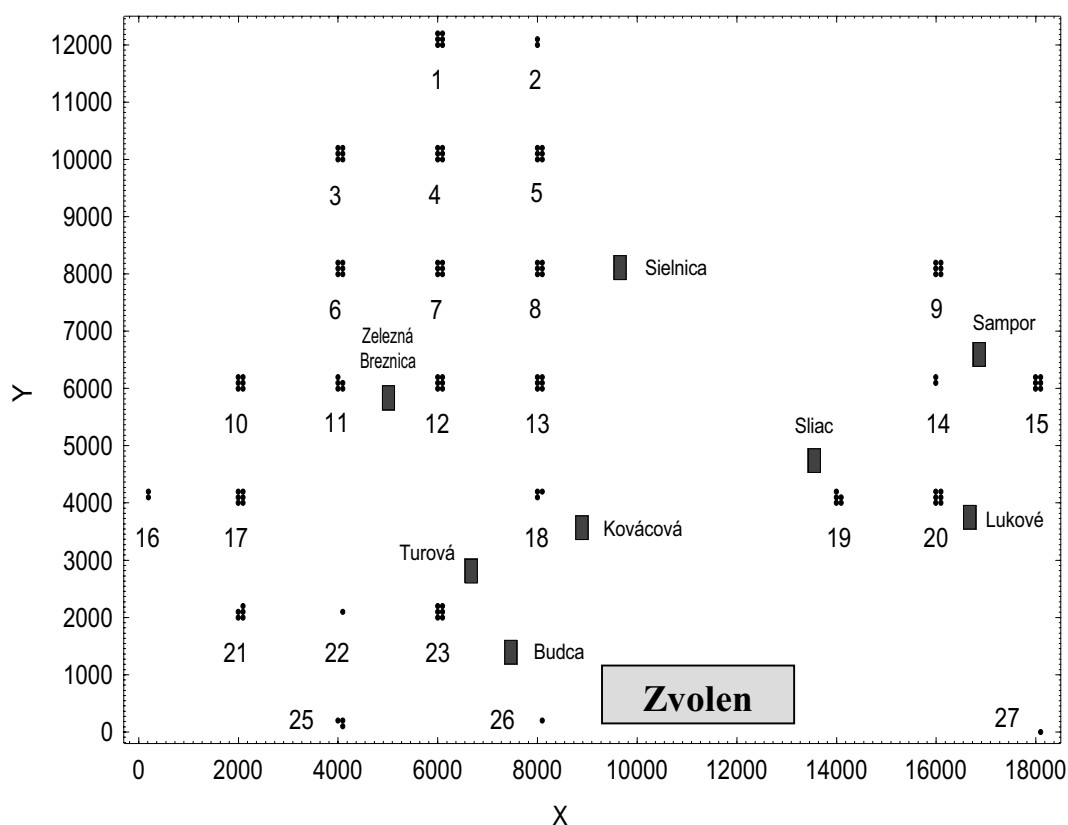
- P1** Charakteristika biologickej diverzity porastových modelov 1-10 (PM 1-10) na podklade indexov biodiverzity
- P2** Číslovanie traktov na území ŠLP TU vo Zvolene v rámci pokusu regionálnej inventarizácie lesa 1998
- P3** Relatívne zastúpenie lesných typov na ŠLP TU vo Zvolene (LHP 1993-2002)
- P4** Drevinové zloženie porastov na ŠLP TU vo Zvolene (LHP 1993-2002)
- P5** Veková štruktúra porastov na ŠLP TU vo Zvolene (LHP 1993-2002)
- P6** Charakteristika hraničného stromu pri meraní vzdialenosti výškomerom FORESTOR Vertex
- P7** Meranie a určenie priemerného sklonu na skusnej ploche
- P8** Zásady merania hrúbky $d_{1,3}$ stojaceho stromu
- P9** Meranie azimutu a hrúbky stromu na skusnej ploche
- P10** Meranie výšky stromu
- P11** Vplyv vychýlenia stromu od merača (a) a k meračovi (b) na presnosť určenia výšky stromu
- P12** Meranie výšky nasadenia koruny stromu
- P13** Neviditeľné fixovanie skusnej plochy železnou rúrkou
- P14** Lokalizácia lesného hospodárskeho celku ŠLP TU vo Zvolene v rámci Slovenska
- P 15** Formulár B/1 – Skusná plocha
- P 16** Formulár B/2 – Stromy

Tabuľka P 1. Charakteristika biologickej diverzity porastových modelov 1-10 (PM 1-10) na podklade indexov biodiverzity.

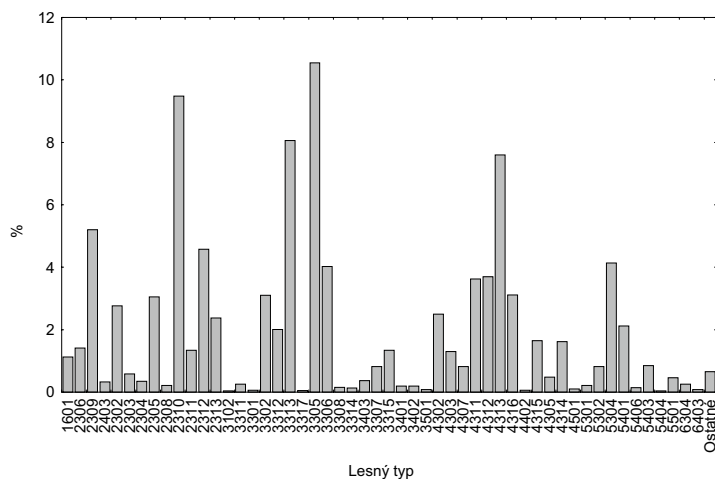
Index biodiverzity	Veľičina	PM 1 ($pl = 0.04$ ha; $n = 103$)			PM 2 ($pl = 0.04$ ha; $n = 78$)			PM 3 ($pl = 0.03$ ha; $n = 99$)		
		Priemer	Smerodajná odchýlka	Variačný koeficient	Priemer	Smerodajná odchýlka	Variačný koeficient	Priemer	Smerodajná odchýlka	Variačný koeficient
N_0	$N.ha^{-1}$	2.95	1.12	37.88	3.74	0.97	25.82	3.19	0.81	25.46
$R1$	$N.ha^{-1}$	0.32	0.18	56.63	0.44	0.15	34.15	0.34	0.12	36.02
$R2$	$N.ha^{-1}$	0.14	0.05	37.53	0.17	0.05	28.17	0.12	0.03	26.34
λ	$G.ha^{-1}$	0.69	0.20	28.26	0.50	0.16	32.26	0.60	0.18	30.09
	$V.ha^{-1}$	0.72	0.19	26.68	0.54	0.17	32.38	0.62	0.18	29.29
	$N.ha^{-1}$	0.60	0.22	36.77	0.45	0.14	32.07	0.53	0.17	31.02
N_2	$G.ha^{-1}$	1.57	0.44	28.05	2.21	0.62	27.97	1.83	0.52	28.26
	$V.ha^{-1}$	1.50	0.40	26.73	2.06	0.63	30.72	1.74	0.48	27.65
	$N.ha^{-1}$	1.92	0.69	36.17	2.44	0.72	29.41	2.05	0.60	29.32
H'	$G.ha^{-1}$	0.54	0.32	58.78	0.91	0.29	32.12	0.69	0.29	41.27
	$V.ha^{-1}$	0.48	0.30	62.51	0.84	0.31	36.45	0.64	0.28	44.55
	$N.ha^{-1}$	0.71	0.39	55.17	1.00	0.28	27.89	0.81	0.29	35.51
N_1	$G.ha^{-1}$	1.80	0.54	30.13	2.59	0.69	26.72	2.07	0.55	26.70
	$V.ha^{-1}$	1.68	0.48	28.43	2.43	0.70	28.74	1.96	0.52	26.55
	$N.ha^{-1}$	2.20	0.81	37.05	2.81	0.76	26.83	2.35	0.63	26.97
$E1$	$G.ha^{-1}$	0.48	0.27	54.79	0.70	0.18	25.93	0.61	0.24	38.85
	$V.ha^{-1}$	0.43	0.26	61.55	0.65	0.20	30.86	0.57	0.25	43.85
	$N.ha^{-1}$	0.63	0.28	41.50	0.77	0.16	20.09	0.71	0.20	28.14
$E2$	$G.ha^{-1}$	0.56	0.23	43.40	0.70	0.13	18.92	0.65	0.19	29.57
	$V.ha^{-1}$	0.53	0.23	37.25	0.66	0.14	21.64	0.62	0.20	31.52
	$N.ha^{-1}$	0.67	0.25	18.39	0.76	0.14	18.37	0.73	0.17	23.74
$E3$	$G.ha^{-1}$	0.38	0.25	64.97	0.58	0.20	34.11	0.50	0.25	49.54
	$V.ha^{-1}$	0.33	0.24	73.68	0.52	0.21	40.30	0.46	0.25	55.39
	$N.ha^{-1}$	0.54	0.27	49.60	0.67	0.20	29.10	0.61	0.22	35.96
$E5$	$G.ha^{-1}$	0.59	0.25	43.17	0.72	0.14	19.98	0.70	0.20	28.13
	$V.ha^{-1}$	0.58	0.26	45.83	0.69	0.16	22.79	0.69	0.20	29.54
	$N.ha^{-1}$	0.65	0.26	39.35	0.77	0.14	18.18	0.73	0.18	24.80
		PM 4 ($pl = 0.02$ ha; $n = 258$)			PM 6 ($pl = 0.03$ ha; $n = 206$)			PM 7 ($pl = 0.02$ ha; $n = 324$)		
N_0	$N.ha^{-1}$	1.17	0.39	33.00	2.30	0.68	29.57	2.52	0.81	32.03
$R1$	$N.ha^{-1}$	0.03	0.06	226.59	0.20	0.10	50.99	0.22	0.12	52.59
$R2$	$N.ha^{-1}$	0.04	0.01	34.88	0.09	0.03	30.76	0.09	0.03	32.45
λ	$G.ha^{-1}$	0.99	0.02	2.27	0.65	0.21	32.48	0.64	0.19	29.78
	$V.ha^{-1}$	0.99	0.02	1.76	0.65	0.21	32.31	0.66	0.20	30.05
	$N.ha^{-1}$	0.98	0.05	5.34	0.64	0.19	29.63	0.64	0.18	27.83
N_2	$G.ha^{-1}$	1.01	0.03	2.44	1.72	0.56	32.52	1.72	0.52	30.33
	$V.ha^{-1}$	1.01	0.02	1.88	1.70	0.56	32.67	1.67	0.53	32.06
	$N.ha^{-1}$	1.03	0.07	6.31	1.69	0.47	27.87	1.69	0.48	28.59
H'	$G.ha^{-1}$	0.02	0.05	244.86	0.56	0.33	57.93	0.60	0.30	50.76
	$V.ha^{-1}$	0.02	0.04	263.97	0.55	0.33	59.17	0.56	0.32	56.28
	$N.ha^{-1}$	0.04	0.10	238.46	0.57	0.30	52.16	0.60	0.29	49.09
N_1	$G.ha^{-1}$	1.02	0.05	5.29	1.84	0.57	31.01	1.91	0.57	29.94
	$V.ha^{-1}$	1.02	0.04	4.23	1.83	0.57	31.30	1.84	0.58	31.51
	$N.ha^{-1}$	1.05	0.11	10.92	1.85	0.51	27.66	1.90	0.56	29.26
$E1$	$G.ha^{-1}$	0.03	0.07	245.52	0.63	0.33	52.99	0.64	0.28	43.76
	$V.ha^{-1}$	0.02	0.06	265.03	0.62	0.34	54.53	0.60	0.30	50.15
	$N.ha^{-1}$	0.06	0.14	237.71	0.65	0.31	47.47	0.64	0.26	40.48
$E2$	$G.ha^{-1}$	0.09	0.21	224.29	0.70	0.30	42.91	0.72	0.25	34.40
	$V.ha^{-1}$	0.09	0.20	224.36	0.69	0.30	43.32	0.69	0.25	36.54
	$N.ha^{-1}$	0.11	0.24	224.69	0.71	0.29	41.19	0.71	0.23	32.45
$E3$	$G.ha^{-1}$	0.02	0.05	249.22	0.57	0.34	58.96	0.57	0.29	50.81
	$V.ha^{-1}$	0.02	0.04	269.20	0.56	0.34	60.58	0.53	0.31	57.96
	$N.ha^{-1}$	0.05	0.11	242.57	0.58	0.31	52.71	0.56	0.26	46.89
$E5$	$G.ha^{-1}$	0.07	0.16	225.05	0.68	0.31	45.13	0.69	0.25	36.16
	$V.ha^{-1}$	0.06	0.14	226.18	0.68	0.31	45.59	0.66	0.26	38.39
	$N.ha^{-1}$	0.09	0.19	225.54	0.67	0.29	43.28	0.67	0.24	34.94

		PM 8 ($pl = 0.02$ ha; $n = 324$)			PM 9 ($pl = 0.03$ ha; $n = 216$)			PM 10 ($pl = 0.03$ ha; $n = 208$)		
N_0	$N.ha^{-1}$	2.50	0.81	32.48	2.64	0.83	31.42	6.81	1.19	17.53
$R1$	$N.ha^{-1}$	0.23	0.12	53.61	0.25	0.13	50.37	0.90	0.17	19.16
$R2$	$N.ha^{-1}$	0.09	0.03	32.67	0.11	0.03	32.90	0.27	0.05	16.79
λ	$G.ha^{-1}$	0.63	0.19	29.67	0.60	0.17	28.82	0.22	0.05	24.16
	$V.ha^{-1}$	0.66	0.20	30.06	0.63	0.18	29.21	0.22	0.06	24.85
	$N.ha^{-1}$	0.65	0.18	27.84	0.63	0.18	27.91	0.21	0.05	24.57
N_2	$G.ha^{-1}$	1.73	0.51	29.71	1.79	0.51	28.52	4.77	0.99	20.71
	$V.ha^{-1}$	1.67	0.53	31.50	1.74	0.53	30.21	4.71	0.99	21.13
	$N.ha^{-1}$	1.68	0.49	29.41	1.71	0.49	28.92	4.89	0.96	19.74
H'	$G.ha^{-1}$	0.61	0.30	50.07	0.65	0.29	44.13	1.68	0.19	11.34
	$V.ha^{-1}$	0.56	0.31	55.62	0.62	0.30	47.58	1.67	0.19	11.59
	$N.ha^{-1}$	0.59	0.30	50.43	0.62	0.29	47.18	1.71	0.19	11.11
N_1	$G.ha^{-1}$	1.92	0.57	29.60	2.00	0.56	27.99	5.46	1.00	18.27
	$V.ha^{-1}$	1.85	0.57	31.13	1.95	0.57	29.14	5.40	1.00	18.52
	$N.ha^{-1}$	1.89	0.57	30.15	1.94	0.57	29.23	5.60	1.02	18.14
$E1$	$G.ha^{-1}$	0.65	0.28	43.35	0.68	0.26	37.84	0.88	0.06	6.80
	$V.ha^{-1}$	0.61	0.31	50.03	0.65	0.27	41.95	0.88	0.06	7.30
	$N.ha^{-1}$	0.63	0.26	41.56	0.63	0.25	39.09	0.90	0.06	6.17
$E2$	$G.ha^{-1}$	0.72	0.25	35.19	0.73	0.24	32.44	0.81	0.09	10.97
	$V.ha^{-1}$	0.69	0.26	37.48	0.71	0.24	34.25	0.80	0.09	11.67
	$N.ha^{-1}$	0.70	0.24	33.70	0.70	0.22	31.43	0.83	0.08	9.65
$E3$	$G.ha^{-1}$	0.58	0.29	50.16	0.60	0.27	44.94	0.77	0.10	13.31
	$V.ha^{-1}$	0.54	0.31	57.79	0.57	0.28	50.07	0.76	0.11	14.21
	$N.ha^{-1}$	0.55	0.27	48.06	0.55	0.25	46.14	0.80	0.09	11.66
$E5$	$G.ha^{-1}$	0.69	0.25	36.72	0.71	0.23	32.85	0.84	0.08	9.54
	$V.ha^{-1}$	0.67	0.26	39.09	0.69	0.24	34.51	0.84	0.08	9.82
	$N.ha^{-1}$	0.66	0.24	36.20	0.67	0.23	33.96	0.84	0.08	9.22

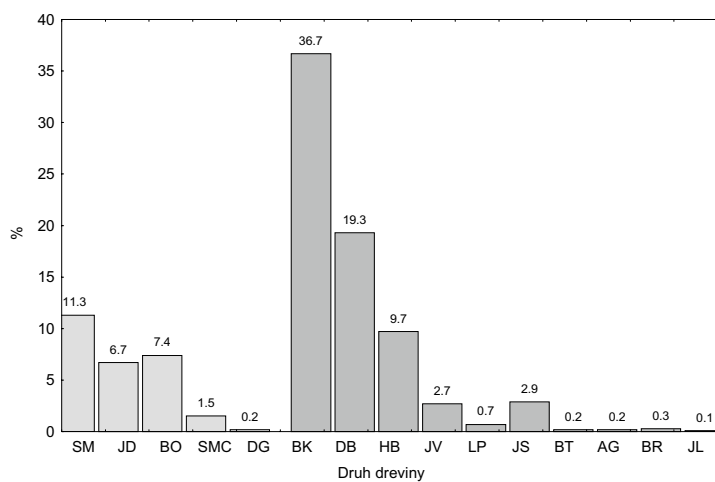
Obrázok P 2. Číslovanie traktov na území ŠLP TU vo Zvolene v rámci pokusu regionálnej inventarizácie lesa 1998.



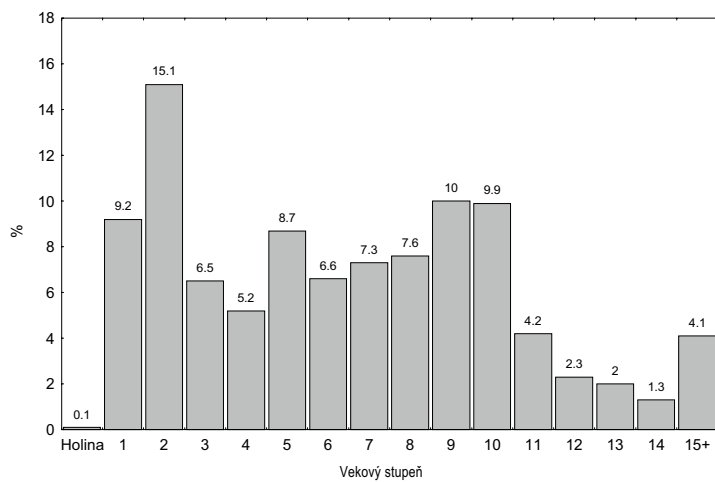
Obrázok P3. Relatívne zastúpenie lesných typov na ŠLP TU vo Zvolene (LHP 1993-2002).



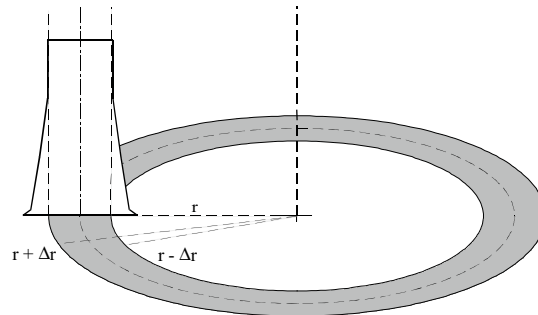
Obrázok P4. Drevinové zloženie porastov na ŠLP TU vo Zvolene (LHP 1993-2002).



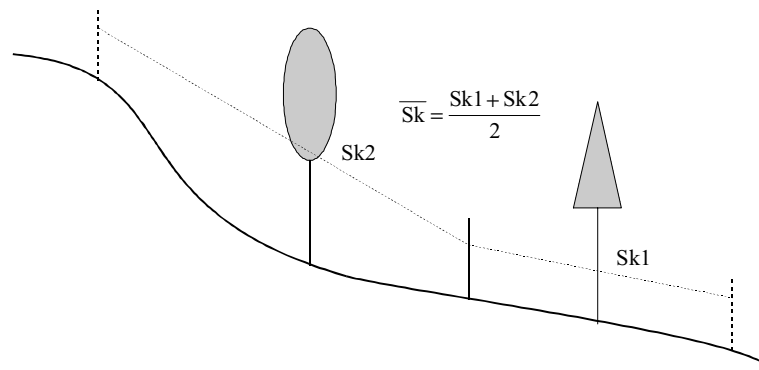
Obrázok P5. Veková štruktúra porastov na ŠLP TU vo Zvolene (LHP 1993-2002).



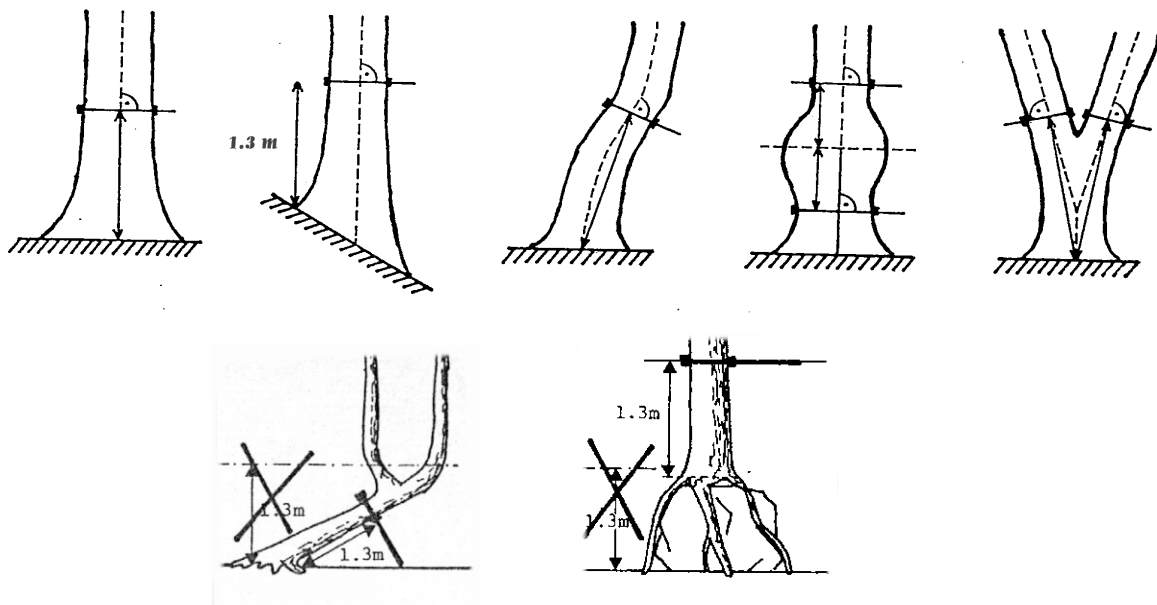
Obrázok P6. Charakteristika hraničného stromu pri meraní vzdialenosti výškomerom FORESTOR Vertex.



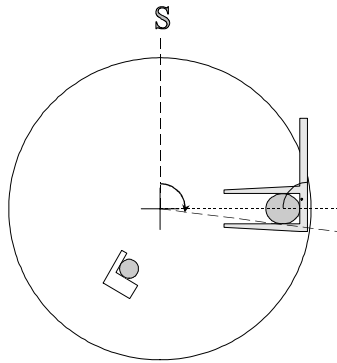
Obrázok P7. Meranie a určenie priemerného sklonu na skusnej ploche.



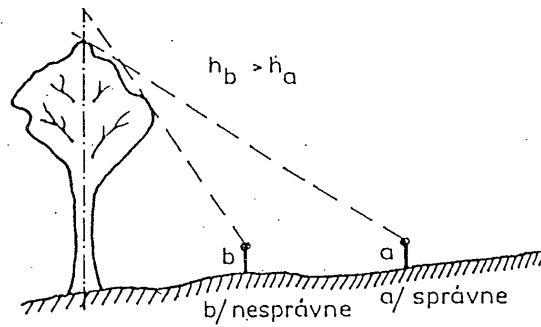
Obrázok P8. Zásady merania hrúbky $d_{1,3}$ stojaceho stromu.



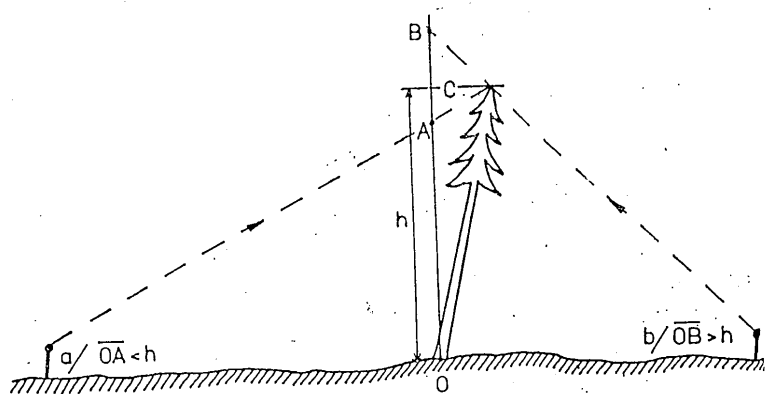
Obrázok P9. Meranie azimutu a hrúbky stromu na skusnej ploche.



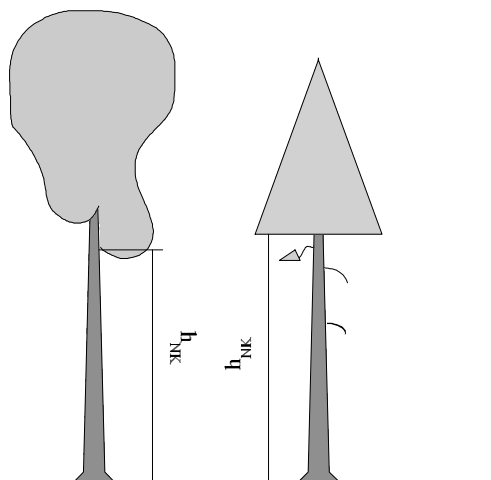
Obrázok P10. Meranie výšky stromu.



Obrázok P11. Vplyv vychýlenia stromu od merača (a) a k meračovi (b) na presnosť určenia výšky stromu.



Obrázok P12. Meranie výšky nasadenia koruny stromu.



Obrázok P13. Neviditeľné fixovanie skusnej plochy železnou rúrkou.



Obrázok P14. Lokalizácia lesného hospodárskeho celku ŠLP TU vo Zvolene v rámci Slovenska.



FORMULÁR B/1

SKUSNÁ PLOCHA

Dátum.....

Začiatok (čas) hh/mm/.....	Skusná plocha č./...../.....	Polesie Dielec	Druh pôdy (podiel) - lesná - porastová - nelesná - mim ŠLP			Expozícia Sklon Nadm. výška Reliéf						
Kategória lesa	Tvar lesa	Lesný typ	HSLT	Výstavba porastu (vrstvy) 1 2 3<	Zápoj	Zakmenenie 	Vek porastu LHP, P, V, Pr	RS				
Stanovištná vhodnosť drevinového zloženia		„Zlatníkova štruktúra porastu“		Pásmo ohrozenia	Priechodnosť terénu	Približ. vzdial Odvozná vzdial.						
Medzičas/.....	Forma humusu	Hĺbka pôdy	Zrornosť	pH	Skelet	Vlhkostné pomery	Medzičas/.....					
Hodnotenie mladých rastových stupňov ($d_{1,3} < 8.0$ cm)					Rozčlenenie skusnej plochy							
Pôvod RS Rozmiestnenie RS					Použité koncentrické kruhy							
$h < 1.3$ m = 1 m ²					1 2 3 4 5							
Počet stromov												
Dreviny												
RS 1												
RS 2												
$h > 1.3$ m; $d_{1,3} < 8.0$ cm = 20 m ²												
$d_{1,3}$	0-4,0											
cm	4,1-8,0											
Medzičas/.....												
Poškodenie RS ($d_{1,3} < 8.0$ cm)									Poznámka			
	Druh	Stupeň	Rozsah									
Drevina												
RS 1												
RS 2												
$d_{1,3}$	0-4.0											
cm	4.1-8.0											
Hodnotenie fenotypových znakov RS ($d_{1,3} < 8.0$ cm)												
	Uhol zakonár.	Rast kmeňa	Pribeh kmeňa									
Drevina												
$d_{1,3}$	0-4.0											
cm	4.1-8.0											
Hodnotenie vykonaných pestovných opatrení												
Druh		Čas		Kvalita								
Koniec (čas)/.....												

