

Journal of
FOREST SCIENCE

Volume 45, No. 8, August 1999

PRAGUE 1999
ISSN 1212-4834

CZECH ACADEMY OF AGRICULTURAL SCIENCES
INSTITUTE OF AGRICULTURAL AND FOOD INFORMATION

Mezinárodní vědecký časopis vydávaný z pověření Ministerstva zemědělství České republiky a pod gescí České akademie zemědělských věd

An international journal published under the authorization by the Ministry of Agriculture and under the direction of the Czech Academy of Agricultural Sciences

Managing Editorial Board – Redakční rada

Chairman – Předseda

Prof. Ing. Vladimír Chalupa, DrSc., Praha

Members – Členové

Prof. Ing. Jiří Bartuněk, DrSc., Brno

Ing. Josef Běle, CSc., Praha

Doc. Ing. Josef Gross, CSc., Praha

Doc. Ing. Jaroslav Koblížek, CSc., Brno

Prof. Ing. Jan Koubka, CSc., Praha

Ing. Vladimír Krečmer, CSc., Praha

Ing. Václav Lochman, CSc., Praha

Ing. František Šach, CSc., Opočno

RNDr. Stanislav Vacek, CSc., Opočno

Advisory Editorial Board – Mezinárodní poradní sbor

Prof. Dr. Don J. Durzan, Davis, California, U.S.A.

Prof. Dr. Lars H. Frivold, Aas, Norway

Prof. Ing. Milan Hladík, CSc., Zvolen, Slovak Republic

Prof. Dr. Hans Pretzsch, Freising, Germany

Dr. Jack R. Sutherland, Victoria, B.C., Canada

Prof. Dr. Sara von Arnold, Uppsala, Sweden

Prof. Dr. Nikolaj A. Voronkov, Moskva, Russia

Executive Editor – Vedoucí redaktorka

Mgr. Radka Chlebečková, Praha, Czech Republic

Odborná náplň: Časopis publikuje původní výsledky základního a aplikovaného výzkumu ze všech oborů lesnictví, mající vztah k evropským lesním ekosystémům.

Abstrakty z časopisu jsou zahrnuty v těchto databázích: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, Toxline Plus, WLAS.

Periodicita: Časopis vychází měsíčně (12x ročně), ročník 45 vychází v roce 1999.

Přijímání rukopisů: Rukopisy ve dvou vyhotoveních je třeba zaslat na adresu redakce: Mgr. Radka Chlebečková, vedoucí redaktorka, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38, e-mail: editor@login.cz. Den doručení rukopisu do redakce je publikován jako datum přijetí k publikaci.

Informace o předplatném: Objednávky na předplatné jsou přijímány pouze na celý rok (leden–prosinec) a měly by být zaslány na adresu: Ústav zemědělských a potravinářských informací, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Cena předplatného pro rok 1999 je 816 Kč.

Scope: The journal publishes original results of basic and applied research from all fields of forestry related to European forest ecosystems.

Abstracts from the journal are comprised in the databases: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, Toxline Plus, WLAS.

Periodicity: The journal is published monthly (12 issues per year), Volume 45 appearing in 1999.

Acceptance of manuscripts: Two copies of manuscript should be addressed to: Mgr. Radka Chlebečková, executive editor, Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38, e-mail: editor@login.cz. The day the manuscript reaches the editor for the first time is given upon publication as the date of receipt.

Subscription information: Subscription orders can be entered only by calendar year (January–December) and should be sent to: Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Subscription price for 1999 is 195 USD (Europe), 214 USD (overseas).

EVALUATION OF VARIABLE SIZE SAMPLING PLOTS FOR MONITORING OF FOREST CONDITION

HODNOTENIE VARIABILNE VEĽKÝCH SKUSNÝCH PLÔCH PRE MONITOROVANIE STAVU LESA

Š. Šmelko¹, J. Saborowski²

¹ Technical University, Faculty of Forestry, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

² Georg-August University, Faculty of Forestry and Forest Ecology, Büsgenweg 4, D-37077 Göttingen

ABSTRACT: Two different types of estimators for per ha characteristics and proportions, i. e. classical ratio estimators for cluster sampling and ppz-estimators, are discussed with respect to their statistical properties in the case of systematically selected sample plots of variable size. A case study illuminates practical consequences of neglecting variable selection probabilities in monitoring volume, stem number and defoliation. Particularly, the target values volume, stem number, needle/leaf loss and number of trees in a damage class must be transformed plotwise into per ha values.

sample plots of variable size; ratio estimator; cluster sampling; point sampling; forest condition monitoring; needle/leaf loss

ABSTRAKT: V práci sa rozoberajú dva rozdielne typy odhadov pre hektárové charakteristiky a pre relatívne podiely (klasický podielový odhad pri skupinovom výbere a ppz-odhad) so zameraním na ich biometrické vlastnosti v prípadoch, keď skusné plochy sa vyberajú systematicky a majú variabilnú veľkosť. Na výsledkoch špeciálneho pokusu sa ilustrujú praktické dôsledky vznikajúce zo zanedbania variabilných výberových pravdepodobností pri monitorovaní porastovej zásoby, počtu stromov a defoliácie. Dokazuje sa, že zistené údaje o zásobe, počte stromov, strate asimilačných orgánov a početnosti stromov v stupňoch defoliácie je potrebné na každej skusnej ploche pred ich konečným zhodnotením prepočítať na hektárové hodnoty.

variabilne veľké skusné plochy; odhad podielu; skupinový výber; bodový výber; monitoring stavu lesa; defoliácia

INTRODUCTION

The size of sample plots plays an important role in all sampling techniques for forest inventory. It influences not only the needs of time and costs but also the precision of inventory results. Therefore, one aims always at an optimal choice of sample size, considering those antagonistic effects of increasing costs and decreasing sampling error. In Slovakia, numerous investigations stated that such an optimal sample plot should include 15-25 trees on an average (Šmelko, 1968). Thus, in younger stands with large stem numbers of e. g. 1000 trees per ha a plot size of about 200 m², and in older stands with about 200 trees per ha, a plot size of 1000 m² must be chosen. Normally, single stands are much more homogeneous with respect to stem number, age mixtures and so on than larger forest areas. Therefore, higher effectiveness is expected in large scale inventories by attaching one optimal plot size to each stand, varying between stands dependent on the individual stem numbers per ha.

Together with the application of variable plot sizes the question of how to estimate usual population parameters of state and change and their sampling errors arises. Beyond the variability of target variables like volume, stem number or leaf loss, the variability of sample plot areas must also be considered. At a first glance classical ratio estimators seem to be the answer. This problem was part of a joined project supported by *Zusammenarbeit in der Agrarforschung Bundesrepublik Deutschland/Slowakische Republik*. The paper deals with the statistical background of concurring estimators and their application in a forest monitoring project in northern Slovakia.

DATA BASE

In Oravská Polhora, a region in northern Slovakia, where the forests suffer under high immissions, $n = 32$ permanent sample plots were selected following a square grid of 1 km mesh width. The plots are circles of dif-

ferent sizes from 100 m² to 1000 m², each containing about 23 trees on an average. They are located mainly in even aged stands of spruce, with stand ages varying from 30 to 150 years, stocking degrees of 0.5–0.9 and elevations of 720 m to 1350 m above sea level. The midpoints are permanently marked in order to facilitate repeated measurements of all quantitative and qualitative characteristics of the same individuals. Another advantage is the high correlation between consecutive measurements. In this paper we utilize measurements of 1991 and 1995, characterising volume and health condition of trees in sample plots (Tab. I).

The net of sample plots represents a typical systematic sampling design with variable plot size. In chapter 2 we discuss the appropriate estimators of totals and ra-

tios for that design, based on selection probabilities proportional to plot size (ppz). In chapter 3 the sample data are evaluated by both the simple random cluster sample estimators and the ppz-estimators, in order to exemplify the generally remarkable differences, which can be explained by the biases of the first of both types of estimators.

EVALUATION OF VARIABLE SIZE SAMPLE PLOTS: RANDOM CLUSTER SAMPLING VERSUS SYSTEMATIC POINT SAMPLING

Let y_i be the value of the target variable (volume, stem number, number of trees belonging to a certain

I. Characteristics of single sample plots of case study Orava [F_i – plot size, m_i – stem number, v_i – volume (m³), D_i – defoliation, mean needle loss per tree (%)]

Plot		1991			1995			Utilization			Mortality		
No.	F_i	m_i	v_i	D_i	m_i	v_i	D_i	m_i	v_i	D_i	m_i	v_i	D_i
1	500	22	10.2	67.0	22	10.4	67.9						
2	500	23	18.0	49.6	23	18.9	58.0						
3	500	22	28.9	18.9	22	30.2	49.8				2	1.6	55.0
4	300	21	9.9	32.0	19	9.8	43.2	2	11.1	40.0	2	0.4	77.5
5	300	27	9.9	4.8	22	9.5	18.4	5	1.7	16.0	2	0.2	25.0
6	900	26	67.6	42.5	26	71.2	49.6						
7	700	32	44.5	38.7	30	46.0	46.3	2	1.6	60.0			
8	300	25	12.5	25.8	24	14.1	33.1	1	0.1	100.0			
9	400	24	21.7	40.2	23	23.3	41.5	1	0.8	30.0	1	1.3	70.0
10	300	21	13.6	8.1	13	12.1	15.4	8	2.5	7.3			
11	200	20	4.1	16.0	20	5.5	14.5						
12	1000	27	51.0	51.7	25	51.1	67.4	2	4.2	55.0	4	7.0	47.5
13	700	28	40.6	31.1	27	43.6	31.7	1	1.5	20.0	2	0.9	82.5
14	300	26	9.9	34.8	26	11.2	36.9						
15	300	23	12.5	11.1	17	11.7	6.8	6	2.1	42.5			
16	300	22	10.1	33.8	22	11.9	41.6						
17	300	25	14.6	17.0	24	17.0	18.9	1	0.1	60.0			
18	700	30	31.2	36.8	29	33.3	38.4	1	1.8	40.0			
19	800	25	19.7	44.2	24	21.0	58.5	1	0.2	60.0	1	0.4	80.0
20	500	20	34.2	28.0	20	35.0	37.0				1	2.0	40.0
21	300	21	19.6	39.8	18	18.6	47.7	3	1.8	68.3	2	3.4	22.5
22	300	23	14.6	38.3	23	15.5	42.4						
23	100	21	1.6	0.0	17	2.4	0.0	4	0.1	0.0			
24	300	22	8.2	38.6	22	8.9	49.3						
25	600	24	13.2	33.1	22	13.4	47.0	2	0.9	57.5			
26	700	13	29.8	39.2	12	30.3	44.2	1	1.0	65.0			
27	400	26	17.6	31.7	26	19.1	25.4						
28	400	19	12.1	52.6	19	13.1	56.8						
29	500	25	28.1	37.0	25	29.2	41.0				2	0.8	90.0
30	800	23	48.9	51.9	21	46.8	45.2	2	2.8	90.0	1	0.5	75.0
31	700	26	25.4	43.8	24	25.4	43.5	2	1.3	60.0			
32	600	21	12.5	50.9	20	13.0	60.8	1	0.7	45.0			

damage class) at sample plot i , F_i the plot area and n the sample size. Then the ratio estimator (*ratio of means*)

$$\hat{y}_{R;ha} = \frac{\sum_{i=1}^n y_i}{\sum_{i=1}^n F_i} \quad (1)$$

is known to be a consistent estimator of

$$y_{ha} = \frac{\sum_{i=1}^N y_i}{\sum_{i=1}^N F_i} \quad (2.1)$$

the true per ha value of the target variable y , if (i) the entire population to be inventoried is tessellated by all possible sample plots (i. e. nonoverlapping and exhaustive clusters) and (ii) the latter are selected with equal probabilities (Cochran, 1977). Both assumptions are usually not fulfilled in forest inventory practice, and, consequently, (2.1) will generally be biased. Instead, the sample plots (mostly circles) are selected as a point sample from an infinite universe of possible plot mid-points, and trees belonging to stands, where larger plot sizes are chosen, are selected with higher probability than those of smaller plots. The selection probability is given by $p_i = F_i/F$, F denoting the total area to be inventoried. This remains also true if the sample points are selected by a randomly located (usually rectangular) sample grid. Hence, the unbiased ppz-estimator (*mean of ratios*)

$$\hat{y}_{ha} = \frac{1}{F} \cdot \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{p_i} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{F_i} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_{i;ha} \quad (2.2)$$

($y_{i;ha} = y_i/F_i$) is the appropriate one. For a more detailed discussion, proofs and an additional simulation study see Saborowski, Šmelko (1998), for a sound mathematical background of point sampling in forest inventory Mandallaz (1991).

Expectation true estimators for the variance of $\hat{y}_{ha}$ do not exist for systematic sampling. We use the variance estimator for simple ppz-sampling

$$V(\hat{y}_{ha}) = \frac{1}{n} \cdot \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (y_{i;ha} - \hat{y}_{ha})^2 \quad (2.3)$$

which was shown to be a conservative variance estimator in many applications of systematic sampling, and estimate the sampling error $\sigma_{\hat{y}_{ha}}^2$ by $s_{\hat{y}_{ha}}^2 = \sqrt{V(\hat{y}_{ha})}$.

The principle of using individual per ha values of target variables for each sample plot, argued for above, can easily be transferred to more complex, composed estimators. If e.g. the parameter to be estimated is a ra-

tio, like the proportion $p = k/m$ of trees belonging to a certain damage class (k : number of trees of a class; m : total number of trees), the totals k and m are estimated separately by unbiased ppz-estimators according to (2.2). This yields the ratio estimator (see also Saborowski et al., 1998)

$$\hat{p} = \frac{\hat{k}}{\hat{m}} = \frac{F \cdot \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{k_i}{F_i}}{F \cdot \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{m_i}{F_i}} = \frac{\sum_{i=1}^n k_{i;ha}}{\sum_{i=1}^n m_{i;ha}} \quad (2.4)$$

based on numbers per ha for each plot, and the common variance estimator

$$V(\hat{p}) = \frac{1}{\bar{m}_{ha}^2} \cdot \frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (k_{i;ha} - \hat{p}m_{i;ha})^2 \quad (2.5)$$

where $\bar{m}_{ha} = \sum_{i=1}^n m_{i;ha}/n$.

A similar problem arises with estimating the mean percentage of needle/leaf loss per tree. Let y_{ij} be the needle/leaf loss percentage of tree j in sample plot i consisting of m_i trees and

$$y_i = \sum_{j=1}^{m_i} y_{ij}$$

its plot total. Then, in the case of simple random sampling of clusters, the ratio estimator

$$\hat{\bar{y}}_R = \frac{\sum_{i=1}^n y_i}{\sum_{i=1}^n m_i} = \frac{\sum_{i=1}^n m_i \bar{y}_i}{\sum_{i=1}^n m_i} \quad (2.6)$$

(Cochran, 1977) is recommended. It can be interpreted as a ratio of two estimators, for the total of needle/leaf loss percentages and the total of trees in the inventory region, respectively. Therefore, both must be replaced again by the according ppz-estimators if the sample plots are selected by a systematic grid, as mentioned above. Thus, in that case we use

$$\hat{\bar{y}}_{ppz} = \frac{\sum_{i=1}^n y_{i;ha}}{\sum_{i=1}^n m_{i;ha}} = \frac{\sum_{i=1}^n m_{i;ha} \bar{y}_i}{\sum_{i=1}^n m_{i;ha}} \quad (2.7)$$

and the variance estimator (2.3) $y_{i,ha}$ instead of $k_{i,ha}$, and $\hat{y}_{ppz}$ replacing $\hat{p}$.

ESTIMATION OF THE ACTUAL STATE AND CHANGE OF VOLUME AND HEALTH OF TREES

Estimation of stem number and volume

Firstly, this chapter deals with the estimation of stem number and volume per ha in the inventoried forest region. Following the arguments above (chapter 2), the plot characteristics volume (v_i) and stem number (m_i) must be related to the plot size F_i , yielding the transformed variables $v_{i,ha} = v_i/F_i$ and $m_{i,ha} = m_i/F_i$, which must be substituted for $y_{i,ha}$ in formulas (2.2) and (2.3). The results for that mean of ratios estimator are denoted by A in Tab. II. For comparison, B denotes the according results for the ratio of means estimator given by (2.1) with $y_i = v_i$ and $y_i = m_i$ as well.

teristics at identical individuals. This follows e. g. from the variance formula

$$\sigma_{\Delta y_{ha}}^2 = \sigma_{y_{ha,1}}^2 + \sigma_{y_{ha,2}}^2 - 2 \cdot r_{y_{ha,1}, y_{ha,2}} \cdot \sigma_{y_{ha,1}} \cdot \sigma_{y_{ha,2}} \quad (3.1)$$

for the difference of the per ha characteristic

$$\Delta \hat{y}_{ha} = \hat{y}_{ha}(t_2) - \hat{y}_{ha}(t_1) = \hat{y}_{ha,1} - \hat{y}_{ha,2} \quad (3.2)$$

A strong positive correlation can reduce the sampling error of the estimated difference remarkably. The statistical significance of a difference, that means of the change of a state variable is tested by the paired t -test

$$t = \frac{\hat{y}_{ha,2} - \hat{y}_{ha,1}}{s_{\Delta \hat{y}_{ha}}} \quad (3.3)$$

II. Estimation of stem number and standing volume per ha ($\hat{y}_{ha}$) and their changes $\Delta \hat{y}_{ha}$

Target var.	Method	1991		1995		Utilization	Mortality	Difference		Increment		
		$\hat{y}_{ha} \pm S_{\hat{y}_{ha}}$	$S_{\hat{y}_{ha}} (\%)$	$\hat{y}_{ha} \pm S_{\hat{y}_{ha}}$	$S_{\hat{y}_{ha}} (\%)$			$\Delta \hat{y}_{ha} \pm S_{\Delta \hat{y}_{ha}}$	t -test	$\Delta \hat{y}_{ha} \pm S_{\Delta \hat{y}_{ha}}$	t -test	$r_{y_{ha,1}, y_{ha,2}}$
Stem n. per ha	A	602.3 $\pm$ 61.3	10.2	555.8 $\pm$ 51.2	(9.2)	46.5	13.1	46.5 $\pm$ 15.8	2.93*			0.976
	B	485.8 $\pm$ 37.2	7.6	456.1 $\pm$ 34.2	(7.5)	29.7	12.9	29.7 $\pm$ 12.9	2.30*			0.938
Volume per ha	A	423.3 $\pm$ 27.9	6.6	443.5 $\pm$ 27.5	(6.2)	16.9	10.9	20.2 $\pm$ 7.5	2.68*	37.1 $\pm$ 7.5	4.92*	0.980
	B	453.9 $\pm$ 33.3	7.3	470.0 $\pm$ 34.1	(7.2)	22.8	20.5	16.1 $\pm$ 7.1	2.27*	38.9 $\pm$ 7.1	5.52*	0.978

Case study Orava, $n = 32$, $F_i = 100-1000 \text{ m}^2$

A – mean of ratios estimator

B – ratio of means estimator

The estimated sampling errors are rather large because of the low sample size. Method A gives lower volumes per ha (and also smaller standard errors) than B indicating a positive bias of B. The reverse is true for the stem numbers per ha. The coefficients of variation of the pure stem numbers ($s_m\% = 15\%$ and 18%) are much lower than those of the stem numbers per ha ($s_{m,ha}\% = 57\%$ and 52%). The correlations between plot areas F_i and stem numbers m_i are low ($r_{m,F} = 0.323$ and 0.378).

Obviously, plot sizes are well adapted to the stem numbers because they yield a low variability of stem numbers per plot and a weak linear dependence of stem numbers on plot sizes. Furthermore, the results exhibit remarkable differences between A and B, which cannot be neglected in forest inventories. The classical ratio estimator is a bad choice with a high risk of large biases.

Beyond assessments of the actual state of forests, monitoring also aims to detect changes of that state, i.e. differences in totals, means and ratios between two inventories at t_1 and t_2 . Application of permanent sample plots is generally expected to increase precision of such estimated differences by exploiting positive correlations between repeated measurements of tree charac-

with 31 degrees of freedom. This is necessary in order to avoid an overinterpretation of differences which can arise merely on account of sampling errors.

If we focus on volume, we have to distinguish between *change of standing volume*, estimated by the difference (3.2), and *volume increment*. Estimation of volume increment requires the additional consideration of the amount of timber utilization during a monitoring period (t_1, t_2).

Tab. II shows significant changes of volume and stem numbers per ha at the 5% error level. Remarkable are the high correlations of volume and stem numbers per ha between 1991 and 1995. Again, the differences between A and B are not negligible.

Estimation of percentage of trees in damage classes

Another objective of the monitoring project was assessment of forest damage. The trees of a sample plot are classified into 5 damage classes 0, 1, 2, 3, 4 depending on their individual defoliation, the latter increasing from class 0 to class 4. Additional aggregated classes 2+3+4 and 3+4 are usually considered for evaluation. The proportion of trees belonging to each of those damage

classes should be estimated by $\hat{p}$ according to (2.4) because of the varying selection probabilities for trees within plots of different sizes. Consequently, the change of proportions from 1991 to 1995 is estimated by

$$\Delta \hat{p} = \hat{p}(t_2) - \hat{p}(t_1) = \hat{p}_2 - \hat{p}_1 \quad (3.4)$$

the variance, by analogy with (3.1), by

$$s_{\Delta \hat{p}}^2 = s_{\hat{p}_1}^2 + s_{\hat{p}_2}^2 - 2 \cdot s_{\hat{p}_1 \hat{p}_2} \quad (3.5)$$

where $s_{\hat{p}_1 \hat{p}_2}$ is the covariance estimator

$$s_{\hat{p}_1 \hat{p}_2} = \frac{1}{m_{ha,1} \cdot m_{ha,2}} \cdot \frac{1}{n(n-1)} \cdot \sum_{i=1}^n (k_{i,ha,1} - \hat{p}_1 m_{i,ha,1})(k_{i,ha,2} - \hat{p}_2 m_{i,ha,2}) \quad (3.6)$$

(see Saborowski et al., 1998; Saborowski, 1990) and the $s_{\hat{p}_1}^2, s_{\hat{p}_2}^2$ are the variance estimators according to (2.3).

The results of the forest damage study are reported in Tab. III. The letter A denotes results of (2.4) and (2.5) and B of the according estimators, where $k_{i,ha}$ and $m_{i,ha}$ are substituted by k_i and m_i . Method A gives lower percentages than B for all classes except class 0. The clearest difference of more than 10% for both years is found for the combined class 2+3+4. This coincides with the results in Saborowski et al. (1998) for the forest damage inventory in Lower Saxony. It can be explained by the higher selection probability for older trees having generally more considerable defoliations. This higher selection probability is not considered by method B. Estimation of change yields similar results for both methods. Correlations are high, but, in nearly all cases, lower than for volumes.

Estimation of changes (A) shows a clear shift of trees from classes 0 and 1 to classes 2, 3 and 4. The increments of proportions in classes 3, 4 and the combined classes as well as the decrement in class 0 are significant at an error level of 5%. This deterioration of health condition was not remarkably obscured by utilization because only 56% of trees were utilized in classes 2–4 and 30% in class 0, in class 0 mainly because of snow- and windbreak.

Estimation of the mean percentage of needle/leaf loss per tree

Sometimes, it is preferred to concentrate the results of a forest damage inventory in a one-dimensional statistic, the mean needle/leaf loss per tree, instead of the multivariate characteristic damage class. Therefore a higher resolution of defoliation assessment is necessary. The analyses of this paper are based on an assessment in 5%-steps. According to our arguments in chapter 2, we recommend (2.5) (A) as an estimator of mean needle/leaf loss per tree and compare the results with

III. Estimations of proportions of trees $\hat{p}$ (%) in 5 damage classes and their changes $\Delta \hat{p}$ (%)

a) proportions $\hat{p} \pm s_{\hat{p}}$ (%)				
Damage class	1991		1995	
	A	B	A	B
0	29.6 ± 9.4	17.8 ± 5.0	24.3 ± 9.1	13.6 ± 4.6
1	21.3 ± 3.7	21.9 ± 3.2	18.1 ± 3.4	17.7 ± 3.2
2	41.3 ± 6.5	49.9 ± 4.7	44.0 ± 6.2	51.7 ± 4.5
3	6.9 ± 1.7	9.3 ± 1.7	10.5 ± 2.2	13.2 ± 2.2
4	0.9 ± 0.4	1.1 ± 0.5	3.1 ± 0.8	3.8 ± 0.9
2+3+4	49.0 ± 7.5	60.3 ± 5.5	57.6 ± 7.9	68.7 ± 5.4
3+4	7.8 ± 1.9	10.4 ± 2.0	13.7 ± 2.6	17.0 ± 2.7

b) change of proportions $\Delta \hat{p} \pm s_{\Delta \hat{p}}$ (%) (* – significant change at 5% error level)						
Damage class	$\Delta \hat{p} \pm s_{\Delta \hat{p}}$		t-test		$r_{\hat{p}_1, \hat{p}_2}^2$	
	A	B	A	B	A	B
0	-5.3 ± 2.6	-4.2 ± 1.4	-2.07*	-3.00*	0.96	0.75
1	-3.2 ± 2.4	-4.2 ± 3.3	-1.32	-1.27	0.77	0.47
2	2.7 ± 4.2	1.8 ± 3.2	0.63	0.56	0.78	0.58
3	3.6 ± 1.5	3.9 ± 1.6	2.49*	2.44*	0.74	0.80
4	2.2 ± 0.8	2.7 ± 0.8	3.01*	3.37*	0.41	0.41
2+3+4	8.6 ± 3.7	8.4 ± 2.6	2.32*	3.23*	0.89	0.68
3+4	5.9 ± 1.7	6.6 ± 1.8	3.54*	3.67*	0.78	0.81

Case study Orava, $n = 32$, $F_i = 100$ –1000 m²

A – estimation under consideration of variable selection probabilities proportional to F_i

B – estimation without consideration of variable selection probabilities

those of the simple ratio estimator (2.4) (B), which does not consider the different selection probabilities. The variance of changes

$$\Delta \hat{y}_{ppz} = \hat{y}_{ppz,2} - \hat{y}_{ppz,1}$$

is estimated by analogy with the formulas in chapter 3.2.

Results are reported in Tab. IV for our inventory region in Orava. Method A exhibits an increase of mean needle/leaf loss per tree from 28.5% ± 3.7% to 34.5% ± 4.2% during the 4-year monitoring period. It is illuminating to recognize the contributions of utilization and mortality to the gross change. For utilized trees we estimated a slightly lower defoliation than for the entire population in 1991 and a much higher one for dead trees. The net change of 5.70%, excluding utilized trees, is not much less than the gross change (6.03%). The standard error of estimated change (1.65%) is much less than those of the state estimations in 1991 (3.7%) and 1995 (4.2%), due to the high correlation of 0.92 between defoliations in both years.

The differences between methods A and B are large in 1991 and 1995 but relatively low for the change estimations. The necessity of applying the statistically justified method A is obvious again.

IV. Estimation of mean needle/leaf loss (%) per tree and its change

Method	1991				1995			
	$\sum_i m_i$	$\bar{m}_{ha}$	$\hat{\Delta}_y$	$s_{\hat{\Delta}_y}^2$	$\sum_i m_i$	$\bar{m}_{ha}$	$\hat{\Delta}_y$	$s_{\hat{\Delta}_y}^2$
A		609	28.5	3.7		556	34.5	4.2
B	753		34.4	2.6	707		40.7	2.7

Method	Utilization			Mortality		
	$\sum_i m_i$	$\bar{m}_{ha}$	$\hat{\Delta}_y$	$\sum_i m_i$	$\bar{m}_{ha}$	$\hat{\Delta}_y$
A		53	25.4		14	55.3
B	46		37.9	21		53.8

Method	Change $\hat{\Delta}_{y_{prz}}$ (A) and $\hat{\Delta}_R$ (B)					
	gross change			net change		
	$\hat{\Delta}_y$	$s_{\hat{\Delta}_y}^2$	t-test	$\hat{\Delta}_y$	t-test	$r_{y_{prz}, y_{95}}^2$
A	6.03	1.65	3.65*	5.70	3.45*	0.920
B	6.32	1.05	6.01*	6.54	6.22*	0.923

Case study Orava, $n = 32$, $F_i = 100-1000 \text{ m}^2$

A – estimation under consideration of variable selection probabilities proportional to F_i

B – estimation without consideration of variable selection probabilities (* – significant change at 5% error level)

CONCLUSION

Beyond the theoretical justification of method A, the results of the study in Orava exhibit clearly that the differences between A and B applied to sample data of a monitoring of production and health condition cannot be neglected in practice. It is very important to distinguish between sample plots of equal and unequal size and, consequently, between equal and unequal selection probabilities. The latter occur automatically if sample plots of variable size are selected by a systematic sam-

ple grid. In that case values of stem numbers and volumes must be transformed into per ha values in order to get unbiased, or in the case of proportions (relative frequencies of trees in a damage class) nearly unbiased, estimations. This is also true for estimating mean needle/leaf loss, where stem numbers per ha must be used instead of pure stem numbers in the usual cluster sampling estimator for clusters of unequal size. Otherwise, estimations and estimated sampling errors can have a remarkable bias.

References

- COCHRAN, W. G., 1977. Sampling Techniques. New York, Wiley: 428.
- MANDALLAZ, D., 1991. A unified approach to sampling theory for forest inventory based on infinite population and superpopulation models. Chair of Forest Inventory and Planning, ETH Zürich: 256.
- SABOROWSKI, J., 1990. Schätzung von Varianzen und Konfidenzintervallen aus mehrstufigen Stichproben – am Beispiel von Luftbildwaldschadenserhebungen (Estimation of variances and confidence intervals for multistage samples – exemplified by aerial view inventories of forest damage). Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen, 99: 135.
- SABOROWSKI, J. – DAHM, S. – ACKERMANN, J., 1998. Stichprobentheoretische Analyse der Waldschadenserhebung in Niedersachsen (Theoretical analysis of the forest disease inventory in Lower Saxony). AFJZ, 169, 3: 47–52.
- SABOROWSKI, J. – ŠMELKO, Š., 1998. Zur Auswertung von Stichprobeninventuren mit variablen Probestflächen (Evaluation of inventories based on sample plots of variable size). AFJZ, 169, 4: 71–75.
- ŠMELKO, Š., 1968. Matematicko-štatistická inventarizácia zásob lesných porastov (Mathematical statistical inventory of the growing stock of forest stands). Bratislava, Vydavateľstvo SAV: 221.

Received 30 March 1999

HODNOTENIE VARIABILNE VEĽKÝCH SKUSNÝCH PLOCH PRE MONITOROVANIE STAVU LESA

Š. Šmelko¹, J. Saborowski²

¹Technická univerzita, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

²Univerzita Georga Augusta, Fakulta lesníctva a ekológie lesa, Büsgenweg 4, D-37077 Göttingen

Veľkosť skusných plôch hrá veľmi významnú úlohu pri všetkých výberových spôsoboch inventarizácie lesa. Ovpývňuje nielen pracovné náklady v teréne, ale aj variabilitu zisťovaných veličín na skusných plochách a tým aj presnosť výsledkov inventarizácie. Preto je všeobecnou snahou zvoliť si pri zohľadnení obidvoch protichodných tendencií (rastúcich nákladoch a klesajúcej výberovej chybe) optimálnu veľkosť skusných plôch. Na Slovensku bolo zásluhou rozsiahlych výskumov

(Š m e l k o, 1968) zistené, že za optimálnu čo do presnosti a hospodárnosti možno považovať takú skusnú plochu, ktorá obsahuje priemerne 15–25 stromov. To znamená, že v mladších a hustejších porastoch napr. s 1 000 stromami na 1 ha je optimálnou skusná plocha o výmere 200 m², v starších a redších porastoch napr. s 200 stromami na 1 ha je to 1 000 m². Uvedená úloha sa dá riešiť oveľa ľahšie pri porastovej inventarizácii ako pri veľkoplošných inventarizáciách. Jednotlivé porasty majú

spravidla homogénnejšiu vnútornú štruktúru (drevinová skladbu, vek, počet stromov, zakmenenie at.) ako veľké lesné oblasti. Pre jeden porast sa preto dá zvoliť jednoduchú optimálnu veľkosť skusnej plochy. Pri veľkoplošnej inventarizácii a monitoringu sa naopak očakáva, že sa vyššia efektívnosť dosiahne použitím variabilnej, t.j. od porastu k porastu sa meniacej veľkosti skusných plôch.

Pri uplatnení variabilnej veľkosti skusných plôch vzniká však ďalší problém: podľa akých metodických postupov sa majú získané výberové údaje zhodnocovať, pretože tu okrem variability zisťovaného znaku na skusnej ploche treba zohľadniť ešte aj variabilitu veľkosti skusnej plochy.

Príspevok obsahuje riešenie tohto problému na základe nemecko-slovenskej spolupráce v rámci tzv. agrárneho výskumu (1996–1998). Podkladom sú údaje z výskumného objektu Orava, pre ktorý bola v r. 1991 založená sieť trvalých monitorovacích plôch (TMP) v lesnom hospodárskom celku Oravská Polhora v odstupoch 1 x 1 km. TMP sú kruhy o rôznej veľkosti 100–1 000 m² a zachytávajú prevažne smrekové porasty vo veku 30 až 150 rokov so zakmenením 0,5 až 0,9. Na každej TMP sa zistili všetky dôležité kvalitatívne a kvantitatívne veličiny stromov a v roku 1995 sa vykonalo opakované meranie. Pre príspevok sa použila údajová báza (tab. I) z 32 TMP o zásobe (v), počte stromov (m) a poškodení korún stromov (defoliácii – D). Skutočnosťou, že meranie sa v r. 1991 i 1995 uskutočnilo na tom istom súbore stromov, získala sa možnosť zhodnotiť nielen stav uvedených veličín, ale aj ich zmenu počas monitorovacieho cyklu vrátane ťažby i mortality, a súčasne sa zabezpečila veľmi tesná korelácia medzi údajmi na začiatku a na konci monitorovania, čo má veľkú metodickú výhodu.

Pred vlastným zhodnotením uvedených údajov sa v príspevku osobitná pozornosť venuje teoretickému rozboru biometrických vlastností variabilne veľkých skusných plôch. Zavádza sa nasledovná symbolika: y_i – hodnota cieľovej veličiny (zásoba, počet stromov, početnosť stromov patriacich do určitého stupňa defoliácie) na i -tej skusnej ploche, F_i – výmera i -tej skusnej plochy, n – počet skusných plôch. Sieť TMP v objekte Orava sa kvalifikuje ako typický systematický výberový dizajn s variabilnou veľkosťou skusných plôch, t.j. taký, aký sa v inventarizácii a monitoringu stavu lesa najčastejšie používa v celej Európe. Vzhľadom na to, že stromy na skusných plochách nemajú rovnakú pravdepodobnosť dostať sa do výberu, táto sa rovná $p_i = F_i/F$ (F – celková výmera inventarizovaného objektu) a je menšia pri malých a väčšia pri veľkých skusných plochách. To znamená, že na stanovenie priemernej hektárovej hodnoty $\hat{y}_{ha}$ celého objektu sa musí použiť ppz-odhad („mean of ratios“ – priemer z podielov) podľa vzťahu (2.2) a jeho va-

riancia $V(\hat{y}_{ha})$ sa určí podľa výrazu (2.3); stredná chyba odhadu $\hat{y}_{ha}$ sa potom rovná druhej odmocnine z (2.3). Ako vidieť, do výpočtu nevchádzajú pôvodné hodnoty y_i , ale ich hektárové hodnoty $y_{i,ha} = y_i/F_i$. V prípade, že by sa takýto odhad urobil podľa modelu „ratio of means“, čiže ako podiel z priemerov podľa (2.1), ktorý platí len pre náhodný výber s rovnakými pravdepodobnosťami (Cochran, 1977), získali by sa systematicky vychýlené odhady. Tieto skutočnosti sú podrobnejšie zdokumentované a preverené v práci Saborowského, Šmelka (1998) a matematicky zdôvodnené v publikácii Mandallaza (1991). Podobná situácia nastáva aj pri odhade relatívneho podielu počtu stromov $\hat{p}$ v jednotlivých stupňoch poškodenia, kde treba uplatniť vzorec (2.4 a 2.5), pričom symbol k označuje počet stromov s daným stupňom poškodenia a m celkový počet hodnotených stromov na TMP. Pre odhad priemernej hodnoty defoliácie $\hat{y}$ na stromoch zo všetkých TMP je správny vzorec (2.7) a pre variáciu $\hat{y}$ výraz (2.5), v ktorom sa namiesto $k_{i,ha}$ dosadí $y_{i,ha}$ a namiesto $\hat{p}$ hodnota $\hat{y}_{ppz}$.

V ďalších kapitolách sa táto teória aplikuje na konkrétne údaje z výskumného objektu Orava, pričom kvôli porovnaniu sa všetky odhady robia dvojako: A – správnym spôsobom so zohľadnením nerovnakosti veľkosti skusných plôch a B – nesprávnym spôsobom bez zohľadnenia tejto skutočnosti. Výsledky sú zhrnuté v tabuľkách a týkajú sa hektárovej hodnoty stromov a zásoby porastov (tab. II), percentuálneho zastúpenia stromov v stupňoch poškodenia 0, 1, ... 4 (tab. III) a priemernej hodnoty straty asimilačných orgánov (%) v celom objekte (tab. IV). Osobitná pozornosť sa venuje stanoveniu zmeny monitorovaných veličín počas monitorovacieho cyklu (podľa 3.2 a 3.4), odvodením strednej chyby tejto diferenciencie (podľa 3.1, 3.5 a 3.6) a testovaniu štatistickej významnosti zistenej diferenciencie (podľa 3.3). Pritom sa celková (brutto) zmena analyzuje tak, že sa rozkladá na zložky, ktoré vznikli rastovým procesom (ako netto zmena), ťažbovou činnosťou a prirodzenou mortalitou. Všetky výsledky sú prezentované rovnakou formou – stav v roku 1991 a 1995 ako aj príslušné zmeny sú charakterizované priemernou hodnotou a jej strednou výberovou chybou. Z ich porovnania jednoznačne vyplýva, že medzi spôsobmi hodnotenia A a B vznikajú také systematické rozdiely, ktoré nemožno tolerovať.

Záverom sa zdôrazňuje, že v prípade, keď sa produkčný a zdravotný stav lesa monitoruje pomocou skusných plôch o variabilnej veľkosti a ich výber sa uskutočňuje podľa pravidelnej systematickej siete, treba pri zhodnocovaní získaných výsledkov najprv prepočítať všetky údaje zo skusných plôch na rovnaký výmeru 1 ha a pre odhady priemerných hodnôt monitorovaných veličín použiť v príspevku navrhnuté postupy a vzorce.

Contact Address:

Prof. Ing. Štefan Šmelko, DrSc., Technická univerzita, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika

NIKA KAMBIOXYLOFÁGŮ NA SMRCÍCH STRESOVANÝCH KOŘENOVÝMI HOUBOVÝMI PATOGENY

CAMBIOXYLOPHAGOUS NICHE ON SPRUCE-TREES AFFECTED BY THE STRESS OF ROOT FUNGAL PATHOGENS

E. Kula¹, W. Zabecki²

¹ Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Lesnická a dřevařská fakulta, Lesnická 37,
613 00 Brno

² Akademia rolnicza, Lesnická fakulta, ul. 29. Listopada 46, 31 425 Krakow

ABSTRACT: The extent of a trophic niche of cambioxylophagous species living on stems and branches of Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. trees suffering from the stress of fungal pathogens *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. and *Armillaria* spp. was defined on the basis of analysis of trees attacked or killed by bark beetles. A prolonged trophic niche was typical of the species *Pityogenes chalcographus* (L.), *Obrium brunneum* (Fabr.), *Molorchus minor* (L.) on spruce stems and of *Pityogenes chalcographus* (L.), *Pogonocherus fasciculatus* (De Geer) and *Phthorophloeus spinulosus* Rey. on spruce branches.

Norway spruce; *Picea abies*; honey fungus; *Armillaria* spp.; wood decay; *Heterobasidion annosum*; niche; cambioxylophagous fauna; the Beskids

ABSTRAKT: Rozsah trofické niky kambioxylofágních zástupců vyvíjejících se na kmenech a větvích smrku ztepilého *Picea abies* (L.) Karst. stresovaných houbovými patogeny *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. a *Armillaria* spp. byl odvozen z analýzy stromů napadených a usmrcených kůrovci. Prodloužená trofická nika pod vlivem houbových patogenů byla charakteristická na kmeni smrku pro druhy *Pityogenes chalcographus* (L.), *Obrium brunneum* (Fabr.), *Molorchus minor* (L.) a na větvích u *Pityogenes chalcographus* (L.), *Pogonocherus fasciculatus* (De Geer) a *Phthorophloeus spinulosus* Rey.

smrk ztepilý; *Picea abies*; václavka; *Armillaria* spp.; kořenovnik vrstevnatý; *Heterobasidion annosum*; nika; kambioxylofágní fauna; Beskydy

ÚVOD

Druhové spektrum kambioxylofágů vyvíjejících se na smrku je dobře známo (Pfeffer, 1955). Potravní (trofická) nika kambioxylofágů v rámci napadeného stromu do určité míry rovněž vymezuje prostorovou niku, která zahrnuje všechny specifické nároky na místo, ve kterém daný druh žije. Tento fyzický prostor je však ovlivněn dalšími významnými parametry, jakými jsou teplota, vlhkost, světlostní poměry, fyziologický stav živné dřeviny a konkurenční tlaky. Ekologická nika je souhrnné prostorové a funkční začlenění druhu v ekosystému. Její dostatečná specifikace vyžaduje velké množství biologických znaků a fyzikálních parametrů. Zastoupení ekologických nik v ekosystému je odrazem jeho druhové a strukturální rozmanitosti. Z tohoto hlediska jsou smrkové monokultury relativně jednoduché. Poznání li-

mitujících parametrů ekologické niky přispívá k hlubšímu poznání etologie druhu. Čím jsou si druhy ekologickou nikou bližší, tím vyšší je mezidruhá konkurence. Překrývání ekologických nik (potravní a prostorové) jednotlivých druhů vede ke kompetici, tj. čerpání stejných životních potřeb z téhož prostoru. To vedlo k postupnému vytváření charakteristických synuzií kambioxylofágů na kmenech a větvích lesních dřevin. Se základní nikou představující teoretický soubor požadavků a potřeb druhu se zpravidla nesetkáváme. Vytváří se tzv. realizovaná nika, která je podpořena těmi životními potřebami, jež daný druh může bezprostředně využívat. Složení parametrů v daném čase a prostoru aktuálně modifikuje šíři i polohu niky a odchyluje ji od normálu.

Kořenoví houboví patogeni václavka obecná (agg.) a kořenovnik vrstevnatý a jimi vytvářený fyziologický stres, ovlivňující především vodní režim (Jančovič, 1994; Francke-Grossmann, 1950), mohou být

jedním z faktorů vychylujících fundamentální niku některých kambioxylofagů.

Cílem práce je charakterizovat u významných kambioxylofagů smrku polohu a šíři niky, kterou obsazují na stromech napadených václavkou obecnou (agg.) a kořenovníkem vrstevnatým.

METODIKA A MATERIÁL

V letech 1994–1996 se ve smrkových porostech Beskyd (povodí nádrže Šance) uskutečnila analýza 319 kůrovcových souší starých 1–2 roky. Každý vzorníkový strom byl po vytěžení v celém profilu kmene a větví odkorněn. Podle požerků, případně imag byl postupně v jednometrových sekcích stanoven výskyt kambioxylofagů (Kula, Zabeckí, 1997). Současně byl vzorník charakterizován taxačními parametry a stanovištními podmínkami, sociálním postavením v porostu. Z houbových patogenů byl registrován kořenovník vrstevnatý *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref., zatímco jednotlivé druhy václavek parazitujících na živých smrcích (Černý, 1989) byly sruženy do jednoho kumulativního druhu václavka obecná (agg.) (*Armillaria* spp.). Průměrná délka niky kmene stromu nebo větví koruny byla odvozena ze sumy délek profilů kmenů nebo korun napadených daným druhem, vztažené k celkové délce kmenů nebo korun těch stromů, na nichž se hodnocený druh nacházel.

Smrkové porosty povodí nádrže Šance jsou součástí LHC Ostravice v Moravskoslezských Beskydech. Nacházejí se v nadmořské výšce 500–1 200 m většinou na příkrých svazích 15–25°. Kambioxylofagové jsou v této oblasti dlouhodobě v základním stavu.

VÝSLEDKY

NIKA KAMBIOXYLOFAGŮ KMENE

Celková šíře niky, kterou mohou jednotlivé druhy obsadit, je dána obecně jejich nároky na vývoj, který může přítomnost houbových patogenů a stres z jejich působení modifikovat. Vzhledem k tomu, že existují rozdíly v rozložení a rozsahu výskytu kambioxylofagů mezi stromy různého sociálního postavení (Kula, Zabeckí, 1997), hodnocení je vedeno na úrovni příslušného sociálního postavení stromu v porostu a houbového patogena.

Na stromech bez houbových patogenů se nika rozšiřovala od stromů nadúrovňových k podúrovňovým u lýkohuba štětinkatého *Xylechinus pilosus* (Ratz.) a kozlíčka smrkového *Monochamus sutor* (L.), shodná byla u kůrovce pařezového *Dryocoetes autographus* (Ratz.), lýkožrouta menšího *Ips amitinus* (Eichh.), lýkožrouta lesklého *Pityogenes chalcographus* (L.), tesařika korového *Rhagium inquisitor* (L.), dřevokaze čárkovaného *Xyloterus lineatus* (Oliv.) a lýkožrouta obecného *Pityophthorus pityographus* (Ratz.). Nejšířší niku obsazoval na stromech nadúrovňových tesařík šedohnědý *Tetropium*

fussum (Fabr.), na stromech úrovňových korohlod smrkový *Cryphalus abietis* (Ratz.), smolák smrkový *Pissodes haryniae* (Herbst), lýkohub matný *Polygraphus poligraphus* (L.), lesan hnědý *Hylocoetus dermestoides* (L.) a lýkohub obecný *Hylurgops palliatus* (Gyll.). Naproti tomu sníženou niku vykazovala u těchto stromů piložítka fialová *Sirex juvencus* (L.). Nejdelší úsek kmene osídloval tesařík polokrový *Molorchus minor* (L.) v úrovni a podúrovni (tab. I).

Na stromech oslabených václavkou jsme zaznamenali rozšiřující se niku od nadúrovňových k podúrovňovým stromům u *C. abietis*, *H. palliatus*, *P. pityographus* a *X. pilosus*, zatímco pokles šíře niky k podúrovni se projevil u *I. amitinus* a *P. chalcographus*. Obecně vyrovnanou niku měl *P. poligraphus* a shodná šíře provázela stromy úrovně a podúrovně u tesařika *Obrium brunneum* (Fabr.), *H. palliatus* a *X. lineatus*. Dominantní nika na úrovňových stromech byla u krasce čtyřčtýčného *Anthaxia quadripunctata* (L.), *D. autographus*, *P. haryniae*, *Ips typographus* (L.), *Rh. inquisitor* a *T. fussum* (tab. I).

Na stromech s působením kořenovníku vrstevnatého se směrem do podúrovně prodlužovala nika osídlení u druhu *C. abietis*, *M. minor*, *O. brunneum*, *P. chalcographus*, *P. pityographus* a *X. lineatus* (tab. I).

Při souběžném výskytu obou houbových patogenů nastal pokles šíře niky od stromů nadúrovňových k podúrovňovým u *I. typographus* a *Rh. inquisitor* a opačný trend vývoje niky provázal druh *P. poligraphus* a *P. pityographus* (tab. I).

Callidium aeneum (De Geer) se vyskytoval pouze na podúrovňových smrcích a jeho nika byla nejšířší při souběžném výskytu obou houbových patogenů (47,6 %).

C. abietis zaujímal nejdelší niku na kmenech stromů bez přítomnosti houbových patogenů s preferencí úrovňových jedinců (35,5 %). U stromů stresovaných václavkou nebo kořenovníkem se utvářela užší nika na stromech podúrovňových i úrovňových (21,3–11,1 % a 22,9–17,5 %). Při souběžném výskytu obou patogenů jsme zaznamenali shodnou niku u stromů nadúrovňových a podúrovňových (20,6–19,4 %) (tab. I, obr. 1).

D. autographus dosahoval poměrně vyrovnané niky jak z hlediska sociálního postavení stromu, tak i při působení houbových patogenů. Průměrná šíře niky zaujímal 11 % kmene stromů bez houbových patogenů, 8,6 % stresovaných václavkou, 6,3 % při výskytu kořenovníku a 8,6 % při souběžném působení obou houbových patogenů. Tento druh není ovlivněn ani sociálním postavením stromu, ani přítomností houbových patogenů.

H. palliatus na stromech bez houbových patogenů šíří niku mírně preferoval stromy úrovně a podúrovně a podobně lze hodnotit význam sociálního postavení stromů, u nichž se vyskytuje stres václavkou nebo kořenovníkem. Při srovnání průměrné šíře niky byla nejužší na stromech bez houbových patogenů (26,8 %), zatímco při výskytu václavky dosahovala 35 % a u kořenovníku 32,4 %, při působení obou patogenů 31,8 %. Je druhem, který obecně preferuje úrovňové a podúrovňové stromy, přičemž se prodlužuje nika u podúrovňových

I. Průměrná šíře niky napadení kmene smrků kambioxylofágy podle sociálního postavení stromu a výskytu houbového patogenu (%) – Average width of niche on spruce stems resulting from attacks by cambioxylophagous species with respect to social positions of trees and presence of fungal pathogens (%)

1 – nadúrovňový – dominant, 2 – úrovňový – codominant, 3 – podúrovňový strom/0 – bez houbového patogenu – subdominant tree/0 – without fungal pathogen, 1 – *Armillaria* sp. s.l., 2 – *H. annosum*, 3 – *Armillaria* sp. s.l. + *H. annosum*

Druh ¹	Sociální postavení/zdravotní stav ²											
	1/0	2/0	3/0	1/1	2/1	3/1	1/2	2/2	3/2	1/3	2/3	3/3
<i>Antaxia quadripunctata</i>	0	0	0	0	58,3	0	0	0	4,5	0	0	0
<i>Callidium aeneum</i>	0	0	0	0	0	6	0	0	7,1	0	0	47,6
<i>Camponotus herculeanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	9,4	0	4,2	0
<i>Cryphalus abietis</i>	14,3	36	27,9	0	11,1	21,3	0	17,5	22,9	20,6	0	19,4
<i>Crypturgus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,3
<i>Dryocoetes autographus</i>	9,5	14	11,1	6,6	12,5	6,9	4,9	8,7	5,3	6,4	13,3	6,3
<i>Hylastes cunicularius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	0
<i>Hylcoetes dermestoides</i>	4,4	8,3	0	6,6	10	4,8	0	0	0	0	0	0
<i>Hylurgops glabratus</i>	6,9	0	0	0	0	20,8	0	0	0	0	14,3	0
<i>Hylurgops palliatus</i>	20,8	29	25,1	0	32,9	37	8,3	41,5	23,3	0	34,5	29,1
<i>Ips amitinus</i>	19,7	16	20	44,8	29,4	20,9	21,3	23,9	24,6	24,4	32,5	25
<i>Ips typographus</i>	45,4	46	53,7	17,1	49,2	41,7	38,8	25	42,8	60	37,5	22,4
<i>Molochus minor</i>	0	69	59,7	67,6	26,7	56,6	0	31,8	72	0	22,5	38,6
<i>Monochamus sutor</i>	0	3	30,4	0	0	8,3	0	3,7	0	0	0	12,5
<i>Obrium brunneum</i>	0	0	3,1	0	28,6	27,4	0	10,5	16,9	0	0	25,6
<i>Orthotomicus starki</i>	0	0	0	0	0	8,3	0	0	0	0	0	0
<i>Phthorophloeus spinulosus</i>	0	0	0,9	0	0	11,3	0	5,3	0	0	0	5,3
<i>Pissodes harcyniae</i>	19	32	19,3	0	12,1	7,7	24,4	5,3	10,4	0	18,5	16,2
<i>Pissodes scabricollis</i>	0	0	0	0	0	7	0	14,8	0	0	3,3	0
<i>Pityogenes chalcographus</i>	39,2	43	43,7	79	61,7	52,8	51,4	55,2	77,4	50	67,6	59,9
<i>Pityophthorus exsculptus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,7
<i>Pityophthorus pityographus</i>	10	9	12,4	5,7	11,9	19,4	0	13,9	17,2	5,7	10,5	25
<i>Pogonocherus fasciculatus</i>	0	0	12,4	0	0	10,9	0	4	18,9	0	0	13,4
<i>Polygraphus poligraphus</i>	38,5	47	34,1	38	36,8	43,9	38	47,9	34,4	8,1	32,6	45,1
<i>Polygraphus punctifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,2
<i>Rhagium inquisitor</i>	7	8,3	8,3	2,7	9,9	4,3	18,5	0	5,1	10,5	7,8	6,4
<i>Sirex juvenis</i>	14,5	7,4	25,7	78,4	3,8	18,1	9,8	0	9,1	30	52,8	3,9
<i>Tetropium fuscum</i>	21	11	7,9	3	14,1	6,8	36,7	4,3	12,5	3,1	21,8	16,1
<i>Xylechinus pilosus</i>	0	13	25	6,1	21,3	27,1	0	0	22,2	0	22,7	16,1
<i>Xyloterus lineatus</i>	20,2	21	18	10,4	26,1	23,2	34	33,9	43,9	31,1	25	29,3
Počet stromů ³	25	44	22	3	25	55	3	25	20	6	24	67

¹species, ²social position/health, ³tree number

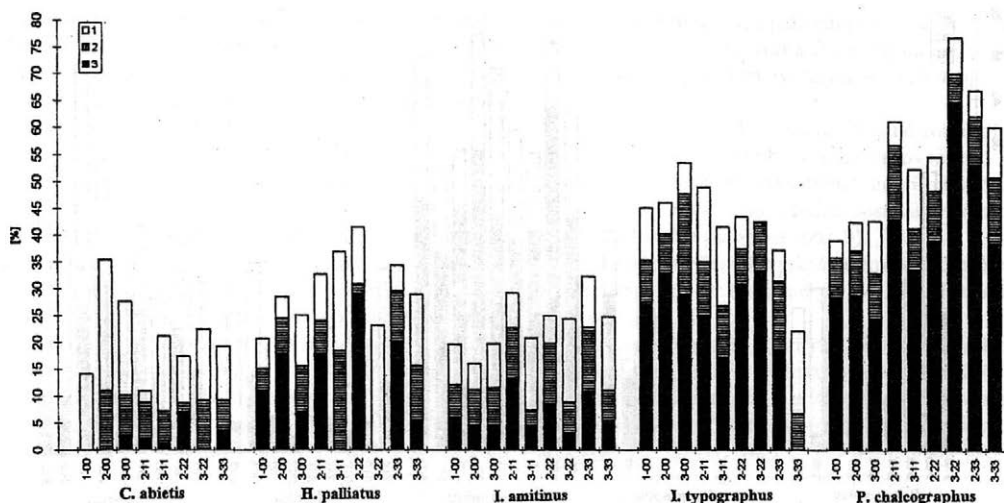
stromů s václavkou a úrovňových stromů s kořenovníkem vrstevnatým (tab. I).

I. amitinus měl vyrovnanou průměrnou šíři niky bez ohledu na sociální postavení stromu, jestliže byly stromy bez houbového patogenu (15 %) nebo se vyskytoval pouze kořenovník vrstevnatý (23,3 %). Při působení václavky se nika výrazně prodlužovala (31,6 %) a při souběžném výskytu obou patogenů dosahovala průměrná šíře niky 27,3 % délky stromu. Tento druh se zdá být ovlivněn přítomností václavky, kdy se rovněž projevuje diference podle sociálního postavení stromu (44,8–29,4–20,9 %), a u stromů úrovňových existují výrazné rozdíly v šíři niky v závislosti na zdravotním stavu stromu (obr. 1).

I. typographus obsazoval podobnou niku na stromech různého sociálního postavení bez houbových patogenů

(45,4–46,4–53,7 %). Nejširší nika byla na stromech s václavkou rostoucích v úrovni a podúrovni (49,2–41,7 %) a při stresu kořenovníkem vrstevnatým na smrkách podúrovňových (42,8 %). Při souběžném působení obou houbových patogenů se projevila výrazná závislost na sociálním postavení stromu s preferováním nadúrovně a úrovně (60–37,5–22,4 %). Na stromech s vyskytujícími se houbovými patogeny byla v průměru obsazena užší nika proti stromům bez houbových patogenů (36–35,5–40 % x 48 %). Výrazné odchylky ve velikosti niky lýkožrouta smrkového mezi stromy s různým sociálním postavením a výskytem houbového patogenu ukázaly nejednotnost napadení smrku (obr. 1).

M. minor atakoval smrky ovlivněné houbovými patogeny i stromy nestresované, na nichž zaujal zvláště



1. Průměrná šíře kmenové niky druhů *C. abietis*, *H. palliatus*, *I. amitinus*, *I. typographus* a *P. chalcographus* smrků podle sociálního postavení a zdravotního stavu stromu: 1-00 stromy nadúrovňové bez houbových patogenů, 2-00 stromy úrovňové bez houbových patogenů, 3-00 stromy podúrovňové bez houbových patogenů, 2-11 stromy úrovňové s václavkou obecnou (agg.), 3-11 stromy podúrovňové s václavkou obecnou (agg.), 2-22 stromy úrovňové s kořenovníkem vrstevnatým, 3-22 stromy podúrovňové s kořenovníkem vrstevnatým, 2-33 stromy úrovňové s václavkou obecnou (agg.) a kořenovníkem vrstevnatým, 3-22 stromy podúrovňové s václavkou obecnou (agg.) a kořenovníkem vrstevnatým. Stupeň napadení: 1 – rozptýlený, 2 – zvýšený, 3 – silný – Average width of stem niche of *C. abietis*, *H. palliatus*, *I. amitinus*, *I. typographus* and *P. chalcographus* on spruce-trees with respect to tree social position and health: 1-00 dominant trees without fungal pathogens, 2-00 co-dominant trees without fungal pathogens, 3-00 subdominant trees without fungal pathogens, 2-11 codominant trees with honey fungus (agg.), 3-11 subdominant trees with honey fungus (agg.), 2-22 codominant trees with wood decay, 3-22 subdominant trees with wood decay, 2-33 codominant trees with honey fungus (agg.) and wood decay, 3-22 subdominant trees with honey fungus (agg.) and wood decay. Degree of attack: 1 – dispersed, 2 – increased, 3 – strong

širokou niku v úrovni a podúrovni (68,8–59,7 %). Při výskytu kořenovníku vrstevnatého byla zaznamenána preference stromů podúrovňových (0–31,8–72 %). Jestliže byl kořenovník vrstevnatý provázen václavkou, výrazně poklesla délka niky, ale zůstala zachována preference stromů podúrovňových (0–22,5–38,6 %). Stromy úrovňové stresované houbovými patogeny byly osídlovány v rozsahu poloviny až třetiny niky nestresovaných jedinců (tab. I).

M. sutor obecně osídloval stromy podúrovňové nestresované před stromy s houbovými patogeny.

O. brunneum jednoznačně napadal kmeny stromů stresovaných houbami. Nejširší niku tento druh obsadil na stromech s václavkou, zatímco na stromech zdravých se vyskytoval ojediněle.

P. haryniae podle průměrné šíře niky preferoval stromy bez houbových patogenů s nejvýznamnější nikou na úrovňových stromech (31,7 %). Na stromech stresovaných se projevilo zúžení průměrné niky při působení václavky (6,6 %), kořenovníku vrstevnatého (13,3 %) i při vlivu obou patogenů (11,6 % délky kmene) (obr. 2).

P. chalcographus u stromů nenapadených houbovými patogeny měl vyrovnanou niku bez vlivu sociálního postavení stromu (39,2–42,8–43,7 %) v průměru 41,9 %. Obecně lze konstatovat, že na stromech stresovaných houbovými patogeny zaujímal výrazně širší niku (václavka – 64,5 %, kořenovník vrstevnatý – 61 %, souběžný výskyt obou patogenů – 59,2 %). Sociální postavení

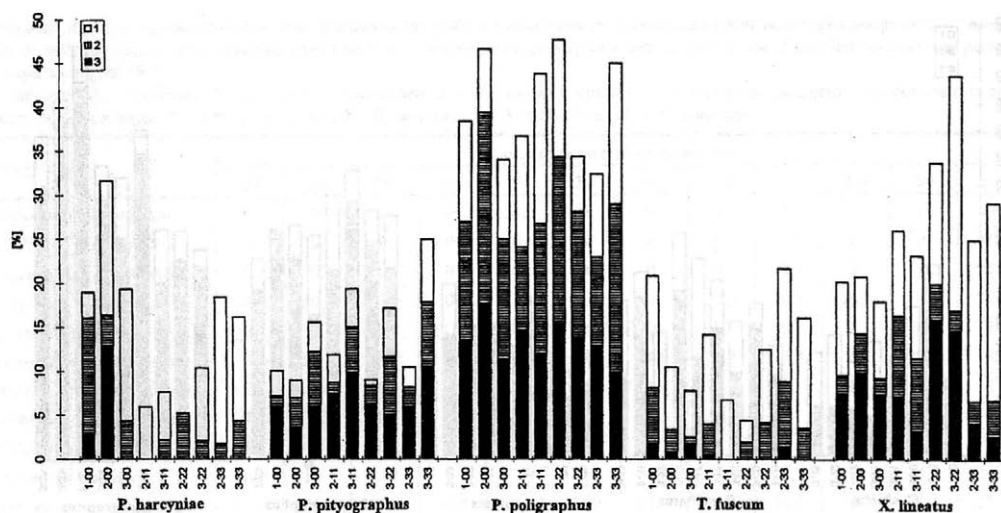
stromu se projevilo u václavky ústupem niky směrem k podúrovňovým stromům a u kořenovníku byl posun opačný (tab. I, obr. 1).

P. typographus na stromech nestresovaných houbami zaujal průměrnou niku 10,3 % z délky kmene bez vlivu sociálního postavení stromu. U stromů napadených houbovými patogeny preferoval shodně stromy podúrovňové, na nichž obsazoval nejširší niku. Současně se ukázalo, že neexistovaly zásadní rozdíly v šíři niky mezi stromy stejného sociálního postavení atakovanými václavkou, kořenovníkem vrstevnatým nebo oběma patogeny současně (tab. I, obr. 2).

Pogonocherus fasciculatus (De Geer) je zástupcem obecně ovlivněným sociálním postavením stromu, neboť napadal a úzkou, vyrovnanou niku vytvářel na stromech podúrovňových stresovaných i nestresovaných.

P. poligraphus se průměrnou délkou niky zásadně nelišil na stromech zdravých bez patogenů a napadených václavkou nebo kořenovníkem vrstevnatým (39,1–37,9–40,1 %). Dílčí pokles průměrné šíře niky na smrcích souběžně stresovaných oběma patogeny (29,2 %) byl výrazně ovlivněn sociálním postavením stromu s rozšiřující se nikou od nadúrovně k podúrovni (8,1–32,6–45,1 %) (tab. I, obr. 2).

U druhu *Rh. inquisitor* byla průměrná nika úzká, nedosahující ani 10 % profilu kmene, bez zákonitosti a závislosti na sociálním postavení stromu a přítomnosti houbových patogenů.



2. Průměrná šíře kmenové niky druhů *P. harycyniae*, *P. pityographus*, *P. poligraphus*, *T. fuscum* a *X. lineatus* smrků podle sociálního postavení a zdravotního stavu stromu (legenda u obr. 1) – Average width of stem niche of *P. harycyniae*, *P. pityographus*, *P. poligraphus*, *T. fuscum* and *X. lineatus* on spruce trees with respect to tree social position and health (the legend see Fig. 1)

II. Průměrná šíře niky napadení korunových větví smrků kambioxylofágy podle sociálního postavení stromu a výskytu houbového patogena na kmenech (%) – Average width of niche on spruce crown branches resulting from attacks by cambioxylophagous species with respect to social positions of trees and presence of fungal pathogens (%)

1 – nadúrovňový – dominant, 2 – úrovňový – codominant, 3 – podúrovňový strom/0 – bez houbového patogena – subdominant tree/0 – without fungal pathogen, 1 – *Armillaria* sp., 2 – *H. annosum*, 3 – *Armillaria* sp. + *H. annosum*

Druh ¹	Sociální postavení/zdravotní stav ²											
	1/0	2/0	3/0	1/1	2/1	3/1	1/2	2/2	3/2	1/3	2/3	3/3
<i>Clytus lama</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16,7
<i>Callidium aeneum</i>	10	3,6	0	7,1	8,3	10	0	18,2	0	0	15,4	0
<i>Cryphalus abietis</i>	17,5	43,7	65,2	0	53,8	27,5	0	22,7	42,5	38,2	8,3	40
<i>Hylurgops palliatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0
<i>Ips amitinus</i>	19,4	17	0	2,8	27,3	16,7	0	31	0	27,2	25	0
<i>Molorchus minor</i>	23,6	21,5	33,3	38,1	17,1	23,4	0	14	29,4	21,6	13,7	29,5
<i>Obrium brunneum</i>	9	13,1	9,5	0	19,6	20	8,8	21,9	25	13,5	16,5	28,4
<i>Phthorophloeus spinulosus</i>	14,8	10,1	14,3	0	8,4	25,7	0	24,8	37	20	11,6	27,5
<i>Pityogenes chalcographus</i>	69,5	67,4	63,4	82	62	43	96,1	75	48	72,6	72,8	75
<i>Pityophthorus exsculptus</i>	11,8	10,5	0	0	30,8	0	0	18,1	0	0	12,5	20
<i>Pityophthorus micrographus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,3	0
<i>Pityophthorus pityographus</i>	22,8	42,1	63,4	55,5	58,8	55,2	20,6	43,7	37,5	19,7	41,1	56,1
<i>Pogonocherus fasciculatus</i>	0	8	20	0	62,5	15,8	0	29,2	44,4	0	29,8	15,6
<i>Polygraphus poligraphus</i>	30	69,2	0	0	6,3	22,7	0	0	0	16,7	0	18,2
<i>Polygraphus punctifrons</i>	0	9,1	0	0	0	0	0	0	16,7	0	0	0
<i>Xylechinus pilosus</i>	0	20	0	0	0	0	0	0	12,5	8,3	0	0
Počet stromů ³	25	44	22	11	25	55	3	25	20	6	24	67

For. 1–3 see Tab. I

S. juvenis měla nejednotnou šíři niky.

T. fuscum obsazoval různě širokou niku bez vazby na sociální postavení stromu a napadení houbovými patogeny (obr. 2).

Nika *X. pilosus* byla ovlivněna sociálním postavením stromu, z nichž podle délky niky obecně preferoval pod-

úrovňové jedince. Vliv houbových patogenů na utváření niky nebyl zjištěn.

X. lineatus měl u stromů bez houbových patogenů vyrovnanou, na sociálním postavení stromu nezávislou niku v rozsahu pětiny délky kmene. U stromů stresovaných houbovými patogeny se projevilo pouze částečné

sociální postavení stromu. Nika byla delší u stromů napadených kořenovníkem vrstevnatým (30,5 %) nebo kořenovníkem vrstevnatým a václavkou (28,5 %). Při samostatném výskytu václavky odpovídala nika stromům nestresovaným (tab. I, obr. 2).

NIKA KAMBIOXYLOFAGŮ VĚTVÍ

U stromů zdravých bez houbových patogenů jsme zaznamenali rozdíly v šíři niky a rozsahu napadení větví v profilu koruny. Délka osídlení profilu koruny narůstala od nadúrovně k podúrovni u *C. abietis*, *P. pityographus* a *P. fasciculatus*. Opačný vývoj v korunové nize v závislosti na sociálním postavení smrku provázely druhy *C. aeneum*, *P. chalcographus*, *I. amitinus* a *Pityophthorus exsculptus* (Ratz.) (tab. II).

U stromů stresovaných václavkou se korunová nika pro kambioxylofagy větví od nadúrovňových k podúrovňovým smrkům snižovala u druhu *P. chalcographus* a narůstala u lýkohuba haluzového *Phthorophloeus spinulosus* Rey. Výrazná preference vyjádřená délkou napadeného profilu větví koruny byla v korunách úrovnových smrků u *P. fasciculatus*, *C. abietis* a *P. pityographus* (tab. II).

Na stromech s kořenovníkem vrstevnatým se rozšiřovala nika od nadúrovně do podúrovně u druhu *C. abietis*, *M. minor*, *O. brunneum*, *Ph. spinulosus* a *P. fasciculatus*, zatímco ústup niky provázely druhy *P. chalcographus* (tab. II).

Smrky souběžně napadené václavkou i kořenovníkem vrstevnatým vykazovaly nejrozsáhlejší niku na větvích v nadúrovni situovaných korun s následným poklesem do podúrovně pouze u druhu *I. amitinus*. Preference podúrovňových stromů vyjádřená šíří niky proti úro-

ňovým a nadúrovňovým jedincům se projevila u druhu *O. brunneum*, *P. exsculptus* a *P. pityographus*. Nejdelší niku větví v profilu koruny zaujímal *P. chalcographus* (tab. II).

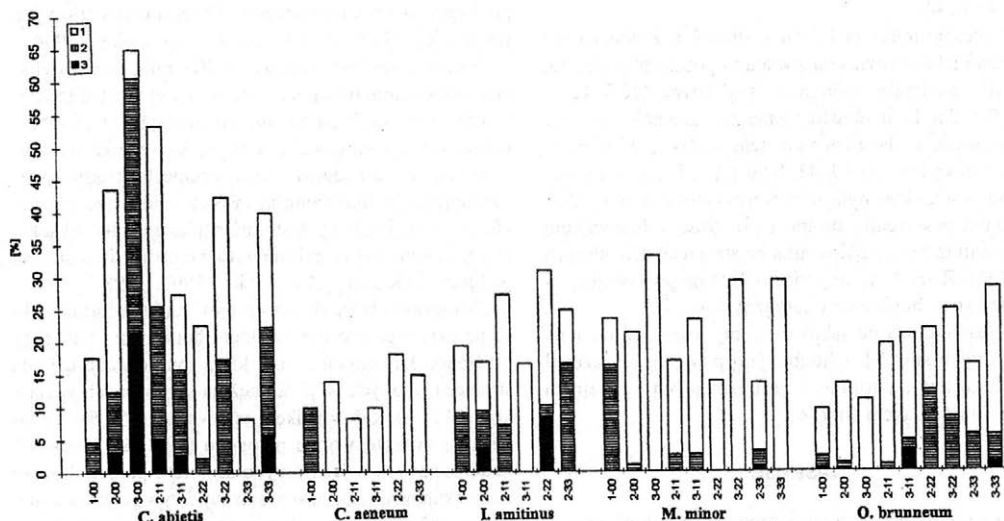
C. abietis je charakterizován výrazně rozšiřující se nikou od stromů nadúrovňových nestresovaných k podúrovňovým. U stromů atakovaných houbami se neprojevil jednotný vztah k sociálnímu postavení stromu ani druhu houbového patogena (obr. 3).

I. amitinus měl častější výskyt na stromech úrovnových a nadúrovňových, ale bez jasného vlivu stresu houbových patogenů (obr. 3).

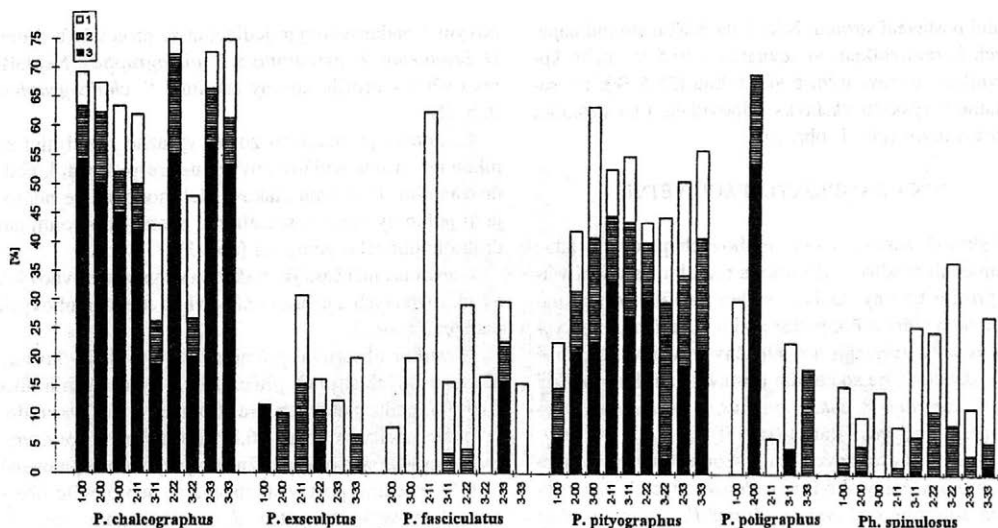
M. minor obsazoval průměrně 26,1 % délky koruny nestresovaných stromů, přičemž byla výrazně širší nika u stromů podúrovňových. Na stromech s václavkou dosahovala nika v průměru 26,2 %, s kořenovníkem vrstevnatým 14,3 % a při souběžném výskytu obou patogenů 21,6 %. Sociální postavení stromů se neprojevilo obecnou zákonitostí a vliv patogenů nebyl potvrzen (obr. 3).

O. brunneum je zástupcem, který na stromech nestresovaných zaujímal průměrnou niku v rozsahu 10,5 % délky profilu koruny, která byla vyrovnaná i při různém sociálním postavení stromu. U stromů stresovaných houbovými patogeny se projevil obecně vliv sociálního postavení stromu, kdy se nika rozšiřovala od nadúrovně k podúrovni. Průměrná velikost niky byla téměř dvojnásobná u stromů s václavkou (19,8 %), kořenovníkem vrstevnatým (17,9 %) i při souběžném působení obou patogenů (19,5 %) (obr. 3).

Ph. spinulosus měl vyrovnanou niku na stromech bez houbových patogenů v různém sociálním postavení s její průměrnou délkou 13,1 %. Na stresovaných stromech se projevilo sociální postavení stromu shodně se rozšiřující nikou směrem k podúrovňovým stromům.



3. Průměrná šíře korunové niky druhů *C. abietis*, *C. aeneum*, *I. amitinus*, *M. minor* a *O. brunneum* smrků podle sociálního postavení a zdravotního stavu stromu (legenda u obr. 1) – Average width of stem niche of *C. abietis*, *C. aeneum*, *I. amitinus*, *M. minor* and *O. brunneum* on spruce trees with respect to tree social position and health (the legend see Fig. 1)



4. Průměrná šíře koronové niky druhů *P. chalcographus*, *P. excelsptus*, *P. fasciculatus*, *P. pityographus*, *P. poligraphus* a *Ph. spinulosus* smrků podle sociálního postavení a zdravotního stavu stromu (legenda u obr. 1) – Average width of stem niche of *P. chalcographus*, *P. excelsptus*, *P. fasciculatus*, *P. pityographus*, *P. poligraphus* and *Ph. spinulosus* on spruce trees with respect to tree social position and health (the legend see Fig. 1)

Průměrná šíře niky byla delší než na stromech nestresovaných (václavka 17 %, kořenovník 20,6 %, oba patogeni 19,7 %) (obr. 4).

P. chalcographus se projevil vyrovnanou, jen mírně klesající šíří niky od nadúrovně k podúrovni (69,5–67,4–63,4 %). U stromů s václavkou nebo kořenovníkem vrstevnatým byla šíře niky celkově delší a s výraznějším ústupem do podúrovně (82–62–43 %, 96,1–75–48 %). Při souběžném výskytu patogenů byla nika vyrovnaná a v průměru jen mírně vyšší než u stromů nestresovaných (obr. 4).

P. pityographus měl niku u stromů bez houbových patogenů silně ovlivněnou sociálním postavením stromu. Její šíře narůstala směrem do podúrovně (22,8–42,1–63,4 %). Shodnou závislost jsme zaznamenali u stromů stresovaných souběžným výskytem václavky a kořenovníku vrstevnatého (19,7–41,7–56,1 %). U stromů napadených václavkou byla nika vyrovnaná a neovlivněná sociálním postavením stromu a při stresu kořenovníkem vrstevnatým byla nejširší nika na stromech úrovnových (43,7 %). Rozložení niky více ovlivňuje postavení stromu než stres houbovými patogeny (obr. 4).

P. fasciculatus neatakoval stromy nadúrovňové a na úrovnových smrcích s houbovými patogeny obsazoval širší niku než na stromech nestresovaných ve stejném sociálním postavení (obr. 4).

DISKUSE

Ips typographus preferuje stromy nadúrovňové a úrovnové před jedinci nacházejícími se v podúrovni (Kula, Zabeckí, 1999). Tuto skutečnost potvrzuje i vyrovnaná šíře niky u stromů bez vlivu houbových

patogenů, zatímco u stresovaných smrků se projevila nejednotnost šíře niky podle sociálního postavení stromu a druhu houbového patogenu. Snížený výskyt na stromech podúrovňových je odrazem parametrů stromu (nižší výčetní tloušťka a omezená síla lýka), které nevytvářejí odpovídající prostředí pro vývoj tohoto druhu. Podobně snížená atraktivita a četnost výskytu může být sekundárně ovlivněna sníženou tvorbou lýka pod vlivem stresu z přítomnosti houbových patogenů. Václavka se nejvíce jevila ve studované oblasti jako faktor prohlubující predispozici smrků k napadení lýkožroutem smrkovým, jak uvádějí Hašek (1973) a Jankovský (1994).

Polygraphus poligraphus utvářel niku zčásti ovlivněnou sociálním postavením stromu a výskytem jednotlivých houbových patogenů. Při souběžném působení kořenovníku vrstevnatého a václavky se nika výrazně prodlužovala na podúrovňových stromech. Rozdíly jsme zaznamenali v dominantním výskytu z hlediska srovnávacích sekcí. U zdravých stromů nejčastěji atakoval sekci pod korunou, což se zvláště výrazně projevilo u stromů podúrovňových (Kula, Zabeckí, 1997, 1998).

Pityogenes chalcographus projevil určitou formu reakce na existenci stresu z napadení houbovými patogeny utvářenou kmenovou nikou, která byla obecně užší na stromech zdravých (41,9 %) než na stresovaných václavkou (64,5 %), kořenovníkem vrstevnatým (61 %) a souběžným výskytem obou patogenů (59,2 %). U stromů nadúrovňových a úrovnových se v této poloze dostává do konkurenčního postavení s druhem *I. typographus* a méně výrazně s *I. amitinus*, které omezují jeho prostor k vývoji. Podobně lze hodnotit i celkovou šíři niky větví, kde se nejen projevuje sociální postavení stromu, ale i houbový patogen. Podíl kategorie silného stupně na-

padení v celkové šíři niky byl výrazně vyšší u stromů atakovaných václavkou i kořenovníkem vrstevnatým, ale bez rozdílu v podílu rozptýleného a zvýšeného napadení.

Nika korunové fauny větví se projevila mírným ústupem od úrovnových k podúrovnovým stromům zdravým bez houbových patogenů a s výraznou diferencí na stromech s houbovými patogeny. *P. chalcographus* je zástupcem, který má schopnost vyvíjet se v lýku pod tenkou borkou, ale stává se významným potravním konkurentem lýkožrouta smrkového i na silnějším lýku, kde nachází dostatek potravy mezi jeho požerky (Grünwald, 1986).

Pityophthorus pityographus neměl niku na stromech zdravých ovlivněnou sociálním postavením stromu, zatímco u jedinců stresovaných nastalo její obecné rozšíření v podúrovní. Na větvích koruny jsme zjistili u zdravých stromů v tvorbě niky silný vliv sociálního postavení stromu, kdy se šíře napadeného profilu prodlužovala do podúrovně; shodnou závislost lze nalézt na stromech stresovaných houbovými patogeny. *P. pityographus* je druhem, který obecně preferuje stromy přirozeně stresované (podúrovnové) se shodnou, ale výraznější reakcí na přítomnost houbových patogenů vzhledem k jeho soustředění na tenkou kůru větví a kmene koruny.

Cryphalus abietis osídlil na kmeni smrků třetinu délky kmene stromů nestresovaných, zatímco při výskytu houbových patogenů jsme registrovali obecně užší niku zvláště u stromů úrovnových. Výrazná preference větví koruny byla provázána skutečností, že na stromech zdravých byla nika širší s posunem preference k podúrovnovým stromům. Na smrcích stresovaných houbovými patogeny bylo utváření niky nejednotné. U václavkou oslabených stromů byl poměr obrácený ke stromům zdravým, při výskytu červené hniloby byla nika celkově užší a v prospěch stromů podúrovně. Houbovými patogeny stresované stromy se sice zdají být více atraktivní k nalétání korohlada (Kula, Zabeckí, 1999), ale rozsahem osídlení a stupněm intenzity napadení tuto skutečnost nepotvrzují.

Hylurgops palliatus dosahoval shodně šíře niky úrovnových a podúrovnových stromů zdravých, která ale byla užší než na stromech s houbovými patogeny, kde sociální postavení stromu působilo stejně.

Ips amitinus neměl šíři niky na stromech zdravých ovlivněnou sociálním postavením stromu, ale v přítomnosti václavky se stres odrazil v prodloužení nalétnutého profilu kmene se souběžnou výraznou diferencí ve prospěch nadúrovnových jedinců. Na stromech stresovaných byla průměrná nika delší než na zdravých stromech. Vliv stresu z přítomnosti houbových patogenů se neprojevil v četnosti napadení (Kula, Zabeckí, 1999), ale v rozšiřující se nice osídlení profilu kmene.

Xyloterus lineatus vytvářel vyrovnanou niku dosahující pětiny délky kmene na stromech bez houbových patogenů. Při působení houbových patogenů byla nika delší, zvláště při stresu vyvolaném přítomností kořenovníku vrstevnatého, kde se prodloužila v průměru na 30,5 %.

Molorchus minor nacházel nejvýhodnější podmínky na podúrovnových stromech (zvláště nestresovaných hou-

bami), kde pokrýval tři čtvrtiny délky kmene. U stromů silně stresovaných souběžným výskytem václavky a kořenovníku vrstevnatého se projevil výrazný pokles v šíři niky.

Obrium brunneum byl na kmeni vázan zásadně na stromy podúrovnové, případně úrovnové stresované s delší nikou na stromech s houbovými patogeny. V korunové partii na větvích nelze stanovit žádný obecný vztah, pouze průměrná šíře niky se prodlužovala na dvojnásobek na stromech s houbovými patogeny, kde byl běžně zaznamenán i na kontrolní sekci středu koruny. Jedná se o druh bez hospodářského významu s dekompozičním charakterem působení. Vliv houbových patogenů je pro jeho rozvoj nevýznamný.

Phthorophloeus spinulosus napadal rovnoměrně větve zdravých stromů. U smrků s houbovými patogeny vznikala celkově delší nika a zároveň se projevilo působení sociálního postavení stromu, neboť nika smrků v podúrovní byla 1,5krát delší. Na stromech podúrovnových vystupoval až na větev středu koruny, zatímco na stromech úrovnových byl soustředěn na počáteční sekci koruny (Kula, Zabeckí, 1998). I když se jedná o druh hospodářsky nevýznamný, je možné odvodit, že existuje reakce na přítomnost houbových patogenů, která u stresovaného stromu vede k přirozenému odumírání větví ve větším profilu zvláště na stromech podúrovnových, a tím se vytváří výhodný prostor pro vývoj tohoto druhu.

Pissodes harycyniae na stromech bez houbových patogenů obsadil třetinu délky kmene, na ostatních s václavkou nebo kořenovníkem vrstevnatým byla nika výrazně 3–6krát užší, při souběhu patogenů zaujímal poloviční niku nestresovaných stromů. Vliv sociálního postavení na délku niky se zřetelně neprojevil u stromů s houbovými patogeny, ale výrazný rozdíl byl u stromů zdravých. Reakce na stres vyvolaný kořenovými houbovými patogeny byla potvrzena zúžením niky osídlení kmene.

Pityophthorus exsculptus měl niku v profilu koruny delší na stromech s houbovými patogeny – zvláště při souběžném výskytu václavky a kořenovníku vrstevnatého. I přes nízký stupeň výskytu tohoto druhu na větvích lze reakci na stres vyvolaný houbami akceptovat.

Pogonocherus fasciculatus se vyvíjí na silných větvích v korunách starších smrků jako fyziologický škůdce v porostech oslabených průmyslovými imisemi. Úsek, který tento druh osídloval v profilu koruny, byl výrazně delší pouze na stromech úrovnových stresovaných houbami (2,5–8krát). Zvýšený podíl na úrovnových stromech byl ovlivněn místem vývoje (silné větve). *P. fasciculatus* můžeme považovat za reagující na sociální postavení stromu, nikoliv na stres z přítomnosti houbových patogenů.

Xylechinus pilosus šíří niku stromů zdravých i stresovaných naznačil, že neexistuje vliv na utváření niky z hlediska zdravotního stavu stromu, ale rozhodující je sociální postavení stromu, kde preferuje podúrovnové jedince. Jedná se o druh bez hospodářského významu, bez zřetelné reakce na stres houbovými patogeny.

Šířka trofické niky kambioxylofagů kmene smrku nebyla ovlivněna přítomností stresujících houbových patogenů u druhů *X. pilosus*, *T. fuscum*, *P. poligraphus*, *P. fasciculatus* a *D. autographus*. Nejednotné utváření niky kmene jsme zaznamenali u druhu *S. juvencus*, *X. lineatus* a *H. palliatus*, u kterého byla nika výraznější u stromů podúrovňových a podúrovňových s václavkou, podúrovňových s kořenovníkem vrstevnatým a nadúrovňových při výskytu obou patogenů, *I. amitinus* na stromech s václavkou. Obecně prodlužující se kmenová nika při stresu houbových patogenů je charakteristická pro druhy *P. chalcographus*, *O. brunneum* a *M. minor*. Naproti tomu delší úsek kmene stromů bez houbových patogenů pokrýval *C. abietis* a *P. harycyniae*.

Na korunové fauně vyvíjející se na větvích smrku se neprojevovalo působení houbových patogenů u *C. abietis*, *I. amitinus* a *M. minor*. *P. pityographus* byl limitován sociálním postavením stromu v porostu. Širší profil větví koruny na stromech s houbovými patogeny napadali *O. brunneum*, *P. spinulosus*, *P. chalcographus* a *P. fasciculatus*.

Literatura

ČERNÝ, A., 1989. Parazitické dřevokazné houby. Praha, SZN: 104.

FRANCKE-GROSMANN, H., 1950. Die Gefährdung der Sitkafichte durch Rotfäule (*Fomes annosus* Fr.) und Riesenbastkäfer (*Dendroctonus micans* Kug.) in Aufforstungsrevieren Schleswings. Proc. Eight. Int. Congr. of Ent.: 773–780.

GRÜNWALD, M., 1986. Ecological segregation of bark beetles (*Coleoptera*, *Scolytidae*) of spruce. Z. angew. Ent., 101: 176–187.

HÁSEK, J., 1973. Armillarióza bývá velmi častým původcem zvýšených nahodilých těžeb v našich lesích. Brno, Sbor. LF VŠZ: 135–140.

JANKOVSKÝ, L., 1994. Kořenové hniloby jako predispoziční faktor kůrovcové kalamity. Důsledek či příčina? Sbor. ref. Kůrovcová kalamita: příčiny, rozsah, ochrana. Brno, MZLU: 54–59.

KULA, E. – ZABECKI, W., 1997. Vliv sociálního postavení stromu na faunu kambioxylofagů smrku. Lesnictví-Foresty, 43: 269–280.

KULA, E. – ZABECKI, W., 1998. Struktura kambioxylofagů fauny kmene a větví smrku oslabených houbovými patogeny. Zprávy lesn. výzk., 43 (1): 17–27.

KULA, E. – ZABECKI, W., 1999. Kambioxylofagů fauna smrku stresovaných václavkou a kořenovníkem vrstevnatým. J. For. Sci., 45 (v tisku).

PFEFFER, A., 1955. Fauna ČSR, Kůrovci – *Scolytoidea*. Praha, ČSAV: 324.

Došlo 18. 2. 1998

CAMBIOXYLOPHAGOUS NICHE ON SPRUCE-TREES AFFECTED BY THE STRESS OF ROOT FUNGAL PATHOGENS

E. Kula¹, W. Zabecki²

¹ Mendel University of Agriculture and Forestry, Faculty of Forestry and Wood Technology, Lesnická 37, 613 00 Brno

² University of Agriculture, Faculty of Forestry, ul. 29. Listopada 46, 31 425 Krakow

The overall width of niche that can be colonized by the particular species is dependent upon their requirements for development which can modify the presence of fungal pathogens and stress due to their impacts. As there are differences in the distribution and extent of cambioxylophage presence between the trees of various social positions (Kula, Zabecki, 1997), evaluation was made at the level of the respective social position of the tree in forest stand and of the fungal pathogen.

Three-year analyses involved 319 active bark-beetle attacked trees and 1–2 years old dead trees attacked by bark beetles. Every tree was debarked in the whole profile of stem and branches, and the occurrence of cambioxylophagous fauna on stems and branches was determined from feeding marks and/or imagoes at one-meter sections. The presence of fungal pathogens was

also recorded. Average length of the niche of tree stem or crown branches was derived from the sum of the lengths of stem or crown profiles attacked by the given species in relation to the total length of stems or crowns of those trees that harbored the evaluated species.

The niche on trees without any fungal pathogens was widening from dominant to subdominant trees in *Xylechinus pilosus* (Ratz.) and *Monochamus sutor* (L.), it was identical in *Dryocoetes autographus* (Ratz.), *Ips amitinus* (Eichh.), *Pityogenes chalcographus* (L.), *Rhagium inquisitor* (L.), *Xyloterus lineatus* (Oliv.) and *Pityophthorus pityographus* (Ratz.). The widest niche was colonized by *Tetropium fuscum* (Fabr.) on dominant trees, by *Cryphalus abietis* (Ratz.), *Pissodes harycyniae* (Herbst), *Polygraphus poligraphus* (L.), *Hylocoetus demestoides* (L.), *Hylurgops palliatus* (Gyll.) on

codominant trees. On the other hand, a reduced niche on the latter trees was observed in *Sirex juvencus* (L.). The longest section of the stem was colonized by *Molorchus minor* (L.) on codominant and subdominant trees (Tab. I).

The niche widening from dominant to subdominant trees was observed on trees weakened by honey fungus (agg.) in *C. abietis*, *H. palliatus*, *P. pityographus*, *X. pilosus* while the niche width was reduced toward subdominant trees in *I. amitinus*, *P. chalcographus*. *P. poligraphus* showed a generally balanced niche, and the identical width of niche was found on codominant and subdominant trees in *Obrium brunneum* (Fabr.), *H. palliatus*, *X. lineatus*. A dominant niche on codominant trees was determined in *Anthaxia quadripunctata* (L.), *D. autographus*, *P. haryniae*, *Ips typographus* (L.), *Rh. inquisitor*, *T. fuscum* (Tab. I).

The colonization niche prolonged on trees attacked by wood decay toward subdominant trees in *C. abietis*, *M. minor*, *O. brunneum*, *P. chalcographus*, *P. pityographus*, *X. lineatus* (Tab. I).

The niche width was reduced at parallel occurrence of both root fungal pathogens from dominant trees to subdominant ones in *I. typographus*, *Rh. inquisitor*, and an opposite trend of niche development was observed in *P. poligraphus* and *P. pityographus* (Tab. I).

There were differences in the niche width and extent of attack to branches in the crown profile on trees without fungal pathogens. The length of colonization of the crown profile increased from dominant trees to subdominant ones in *C. abietis*, *P. pityographus*, *P. fasciculatus*. An opposite trend in the crown niche development in relation to the social position of spruce-tree was observed in *C. aeneum*, *P. chalcographus*, *I. amitinus*, *Pityophthorus exsculptus* (Ratz.) (Tab. II).

The crown niche for cambioxylophagous species of branches on trees attacked by honey fungus (agg.) diminished from dominant to subdominant spruce-trees in *P. chalcographus* while it increased in *Phthorophloeus spinulosus* Rey. The species *P. fasciculatus*, *C. abietis*,

P. pityographus largely preferred the crowns of codominant spruce-trees as shown by the length of the attacked profile of crown branches (Tab. II).

The niche on trees with wood decay widened from dominant to subdominant trees in *C. abietis*, *M. minor*, *O. brunneum*, *Ph. spinulosus*, *P. fasciculatus* while it diminished in the case of *P. chalcographus* (Tab. II).

Spruce-trees parallelly attacked by honey fungus (agg.) and wood decay had the most extensive niche on branches of dominant crowns, but a reduction in width on subdominant trees was found in *I. amitinus* only. The preference of subdominant trees expressed by the niche width in contrast with codominant and dominant ones was observed in *O. brunneum*, *P. exsculptus*, *P. pityographus*. The longest niche of branches in the crown profile was colonized by *P. chalcographus* (Tab. II).

The width of trophic niche on spruce stems was not influenced by the presence of stress-inducing fungal pathogens in *X. pilosus*, *T. fuscum*, *P. poligraphus*, *P. fasciculatus*, *D. autographus*. Nonhomogeneous structure of stem niche was observed in *S. juvencus*, *X. lineatus*, *H. palliatus*: the niche of the latter was more pronounced in subdominant trees with honey fungus and in codominant trees with wood decay while *I. typographus* prolonged the niche on codominant and subdominant trees with honey fungus, on subdominant ones with wood decay and on dominant ones at the presence of both pathogens, *I. amitinus* on trees with honey fungus. The generally prolonged stem niche under fungal pathogen stress is typical of *P. chalcographus*, *O. brunneum* and *M. minor*. On the contrary, the longest section of tree stem without fungal pathogens was colonized by *C. abietis* and *P. haryniae*.

No effects of fungal pathogens on the crown fauna on spruce branches were not observed in *C. abietis*, *I. amitinus*, *M. minor*. *P. pityographus* was limited by the social position of tree in forest stand. The wider profile of crown branches on trees with root fungal pathogens was attacked by *O. brunneum*, *P. spinulosus*, *P. chalcographus*, *P. fasciculatus*.

Kontakní adresa:

Doc. Ing. Emanuel Kula, CSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Lesnická a dřevařská fakulta, Lesnická 37, 613 00 Brno, Česká republika

HODNOCENÍ PŘÍJMU DUSÍKU A JEHO RETRANSLOKACE TRAVAMI NA ODLESNĚNÝCH PLOCHÁCH

THE EVALUATION OF NITROGEN UPTAKE AND RETRANSLOCATION BY GRASSES IN DEFORESTED AREAS

P. Holub

Botanický ústav AV ČR, Oddělení ekologie, Poříčí 3b, 603 00 Brno

ABSTRACT: Grass stands of *Calamagrostis arundinacea* and *C. villosa* were compared with respect to their nitrogen uptake and nitrogen use efficiency at sites situated along a gradient of increasing altitude in deforested areas affected by air pollution in the Moravian-Silesian Beskydy Mts. Considerable differences were found in the amount of nitrogen in aboveground biomass of both grass species although their habitats were characterized by very similar contents of soil nitrogen and nitrogen inputs in wet bulk deposits. The aboveground biomass of *C. villosa* stands accumulated on the average 7.6 g N.m^{-2} , whereas that of *C. arundinacea* only 2.6 g N.m^{-2} . Similarly, higher nitrogen losses were recorded in *C. villosa* stands (mean value $5.7 \text{ g N.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$) than in *C. arundinacea* stands ($1.7 \text{ g N.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$). No relationship was found between nitrogen uptake or nitrogen losses of both grass stands and increasing altitude which is usually associated with higher immission loads. However, opposite relationships were found between altitude and nitrogen use efficiency for studied grass species. While nitrogen use efficiency in *C. arundinacea* stands increased from sites at the lower altitude to sites in the upper parts of the mountain zone, a negative correlation was found between altitude and nitrogen use efficiency in *C. villosa* stands. These differences were associated with greater accumulation of nitrogen in plant litter in habitats of *C. villosa* which was also supported by lower rates of nitrogen release from litter or even by its accumulation in undecomposed plant parts. Thus a more rapid cycling of nitrogen probably exists in *C. arundinacea* stands, whereas both nitrogen requirement and nitrogen immobilization in undecomposed aboveground litter are greater in stands of *C. villosa*.

altitude; *Calamagrostis arundinacea*; *C. villosa*; immission impact; nitrogen use efficiency

ABSTRAKT: Travninné porosty (*Calamagrostis arundinacea* a *C. villosa*) nalézající se v Moravskoslezských Beskydech na lokalitách podél gradientu zvyšující se nadmořské výšky a imisní zátěže byly srovnávány s ohledem na jejich příjem a využití dusíku. Byly zjištěny výrazné rozdíly v množství dusíku obsaženém v nadzemní biomase u obou studovaných druhů, ačkoli jejich stanoviště byla charakterizována velmi podobnými přísunem dusíku atmosférickými depozicemi i obsahy dusíku v půdě. V porostech *C. villosa* rostliny akumulovaly do nadzemní biomasy průměrně $7,6 \text{ g N.m}^{-2}$, zatímco v porostech *C. arundinacea* pouze $2,6 \text{ g N.m}^{-2}$. Podobně i dusíkaté ztráty na konci vegetační sezony byly vyšší v porostech *C. villosa* (průměrně $5,7 \text{ g N.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$) ve srovnání s porosty *C. arundinacea* ($1,7 \text{ g N.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$). Nebyl zjištěn vztah těchto parametrů dusíkaté bilance ke vzrůstající nadmořské výšce studovaných lokalit, která bývá obvykle spojena i s vyšším imisním zatížením. Nicméně byl zjištěn protichůdný vztah mezi nadmořskou výškou a efektivitou využití dusíku u studovaných druhů trav. Zatímco efektivita využití dusíku v porostech *C. arundinacea* se zvyšuje od níže položených lokalit k lokalitám ve vyšších nadmořských výškách, v porostech *C. villosa* byly zjištěny tendence opačné. Tento rozdíl je spojen s vyšší akumulací dusíku v rostlinném opadu na stanovištích *C. villosa*, která je ještě podpořena nižšími rychlostmi uvolňování dusíku z opadu nebo dokonce akumulací dusíku do nerozložených rostlinných částí. Rychlejší koloběh dusíku pravděpodobně existuje na stanovištích s porosty *C. arundinacea*, zatímco k větším ztrátám a imobilizaci dusíku v nerozložených nadzemních částech rostlin dochází v porostech *C. villosa*.

nadmořská výška; *Calamagrostis arundinacea*; *C. villosa*; imisní zátěž; efektivita využití dusíku

ÚVOD

Dusík ve formě amonných či nitrátových iontů patří k nejdůležitějším živinám pro rostliny. Lesní porosty obvykle získávají hlavní množství potřebného dusíku

z biologického obratu organické hmoty v půdě. Mnoho lesů ve střední Evropě dostává pravděpodobně ještě stejné množství dusíku z atmosférických depozic. Většina rostlin je adaptována k růstu v podmínkách chudých na dusík. To znamená, že jsou v těchto podmín-

Výzkumné práce se uskutečnily v rámci projektů č. 206/94/0385 a č. 526/97/0170 podporovaných Grantovou agenturou České republiky.

kách velmi dobře adaptovány k rychlému příjmu dusíku. Zvýšení dostupnosti dusíku imisemi společně se zakyselováním půd tak výrazně zasahuje do dusíkaté bilance ekosystémů a způsobuje velkou živinovou nevyváženost (Nihlgard, 1985; Schulze et al., 1989). Jestliže pokračují jak procesy acidifikace, tak i depozice amonného dusíku z atmosféry, potom koncentrace amonného dusíku v půdě je vyšší než dusíku nitrátového. Využívání amonného dusíku rostlinami je spojeno s oxidací a uvolňováním iontů vodíku a organických kyselin do půdního roztoku (Nihlgard, 1985).

V podmínkách, kde je dusík limitujícím faktorem růstu rostlin, je pro rostlinné populace důležité zachovávat rovnováhu mezi příjmem a ztrátami dusíku. Rostliny nebo rostlinné populace v přírodních podmínkách neustále ztrácejí dusík (sezonní mortalita, poškozením, herbivory, opadáváním listů, květů, produkcí semen apod.). Tento dusík vstupuje do půdního koloběhu dusíku a potom musí rostliny soupeřit s ostatními rostlinami a mikroorganismy o remineralizovaný dusík z opadu. Část dusíku přístupného pro rostliny se dále ztrácí z půdního profilu vyplavováním, denitrifikací a výparem amoniaku nebo zabudováváním se do složek půdního humusu. Vytrvalé druhy jsou schopné retranslokovat živiny z odumírajících pletiv do podzemních zásobních orgánů. Tato schopnost snižovat dusíkaté ztráty může být cenná především v podmínkách chudých na živiny.

Touto problematikou se zabývalo mnoho autorů (uvádím je v kapitole Výsledky a diskuse). Pozornost byla hlavně upřena na otázky, které fyziologické a morfologické znaky slouží k adaptacím rostlin na prostředí chudá na dusík a které znaky vedou k lepšímu růstu rostlin v podmínkách na dusík relativně bohatých. Cílem práce bylo srovnat ekofyziologické parametry vztahující se k efektivitě využití dusíku u sledovaných dvou druhů trav v podmínkách různé nadmořské výšky a s tím spojené různé imisní zátěže a dostupnosti dusíku.

MATERIÁL A METODY

Během dvou let (1994 a 1995) byly porosty dvou druhů trav – třtiny chloupkaté *Calamagrostis villosa* (Chaix.) J. F. Gmel. a třtiny rákosovité *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth – studovány na lokalitách s různou nadmořskou výškou a různým stupněm imisního zatížení v Moravskoslezských Beskydech. Lokalita Smrk (nadmořská výška 1 250 m), Kněhyně (1 240 m) s porosty *C. villosa* i lokality Malý Smrk (1 175 m) a Smrk (1 140 m) s porosty *C. arundinacea* se nalézaly ve vyšších nadmořských výškách více exponovaných vůči imisnímu zatížení. Stanoviště méně zatížená imisemi byla na níže položených lokalitách Černá Ostravice (625 m s porostem *C. villosa*, 633 m s porostem *C. arundinacea*) a Bílý Kříž (945 m, resp. 890 m). Porosty *C. villosa* nejčastěji osidlují odlesněné paseky (Bílý Kříž, Kněhyně, Černá Ostravice II) nebo prouhlí (Černá Ostravice I) či autochtonní rozpadající se (Smrk) smrkové lesy. Na lokalitách Kněhyně a Bílý

Kříž byly dále studovány mladé porosty *C. villosa* v přilehlém lese (– Y). *C. arundinacea* tvoří mohutné porosty na imisních holinách (Černá Ostravice, Bílý Kříž, Malý Smrk, Smrk). Základní charakteristiky studovaných lokalit jsou uvedeny v tab. I.

Nadzemní prýty *C. villosa* a *C. arundinacea* byly náhodně odebrány z porostů na všech studovaných lokalitách v maximu jejich rozvoje (17. 8. 1994 a 25. 7. 1995) a na konci vegetační sezony (12. 10. 1994 a 11. 10. 1995). Odebrané prýty byly vysušeny při 60 °C a zváženy. Hustoty porostů *C. villosa* byly na každé lokalitě měřeny na třech trvalých ploškách (20 x 10 cm) a hmotnosti sušiny prýtů byly přepočteny na 1 m². Pro přepočet hmotnosti sušiny prýtů *C. arundinacea* na 1 m² byly použity hodnoty hustoty porostů podle Jarklové (1995, 1996).

Paralelně byly také odebrány nadzemní prýty k analýze množství dusíku v sušině biomasy. Vzorky byly vysušeny při 60 °C a zhomogenizovány. K analýze množství dusíku v sušině vzorků byl použit elementární analyzátor CHN 1106 (Carlo Erba).

EFEKTIVITA VYUŽITÍ DUSÍKU

K odhadu efektivit využití dusíku porosty *C. villosa* a *C. arundinacea* byly použity tyto výpočty (Berendse, Aerts, 1987): efektivita využití dusíku *NUE* (g sušiny.g⁻¹ N) je definována kombinací produktivity dusíku (*A*) a dusíkatých ztrát (*Ln*):

$$NUE = A / Ln$$

Ztráty dusíku *NL* (velikost dusíkatých ztrát za vegetační období) jsou počítány jako množství dusíku v biomase sušiny na konci vegetační sezony vztahované na celkovou hustotu porostu (g N.m⁻².rok⁻¹). Tyto ztráty (*NL*) dále vztáhneme na množství dusíku v maximálním rozvoji porostu (*Ln*; g N.g⁻¹N.rok⁻¹).

Produktivita dusíku *A* je rychlost produkce sušiny biomasy na jednotku dusíku přítomného v rostlině (g sušiny.g⁻¹ N.rok⁻¹).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Přístup k hodnocení efektivit využití dusíku rostlinami byl u různých autorů odlišný. Birk, Vitousek (1986) zavedli biologicky smysluplný parametr a nazvali ho efektivita využití dusíku (nitrogen use efficiency – *NUE*). Definovali ho jako množství organické hmoty v rostlinném opadu vztahované na množství dusíkatých ztrát. Jiní autoři definovali *NUE* jednodušeji jako obrácenou hodnotu koncentrace dusíku v rostlinném opadu (Shaver, Melillo, 1984; Lajtha, Klein, 1988).

Berendse, Aerts (1987) zavedli novou definici pro odhad efektivit využití přijatého dusíku, a to nezabývající se pouze parametry dusíkatých ztrát, ale vztahovanou také na produkci biomasy. Definují *NUE* ja-

Lokalita ¹	Nadmořská výška ² (m)	Expozice ³	Teplota vzduchu ⁴ (°C)	Úhrn srážek ⁵ (mm)
<i>C. villosa</i>				
Černá Ostravice I, II	625, 630	JV (SE)	7,1	869
Bílý Kříž	945	JZ (SW)	6,5	948
Bílý Kříž – Y	947	JZ (SW)	6,5	948
Kněhyně	1 240	JZ (SW)	3,7	1 102
Kněhyně – Y	1 250	–	3,7	1 102
Smrk	1 250	S (N)	3,6	1 146
<i>C. arundinacea</i>				
Černá Ostravice	633	JV (SE)	7,1	869
Bílý Kříž	890	JZ (SW)	6,5	948
Smrk	1 140	SZ (NW)	5,6	1 107
Malý Smrk	1 175	SZ (NW)	5,6	1 111

Poznámka – Note:

Teploty vzduchu a úhrn dešťových srážek jsou roční průměry (Hadaš, 1993) – Air temperatures and precipitation sum are annual means (Hadaš, 1993)

¹locality, ²altitude, ³exposition, ⁴air temperature, ⁵precipitation

II. Produktivita dusíku (A), mean residence time dusíku (MRT) a efektivita využití dusíku (NUE) v porostech *Calamagrostis villosa* a *C. arundinacea* na různých lokalitách v Moravskoslezských Beskydách v letech 1994 a 1995 – Nitrogen productivity [A; (g DW.g⁻¹ N.year⁻¹)], mean residence time [MRT; (year)] and nitrogen use efficiency [NUE; (g DW.g⁻¹ N)] in *Calamagrostis villosa* and *C. arundinacea* stands at different localities in the Moravian-Silesian Beskydy Mts. in 1994 and 1995

Lokalita ¹	A (g sušiny.g ⁻¹ N.rok ⁻¹)		MRT [1/Ln; (rok)]		NUE (g sušiny.g ⁻¹ N)	
	1994	1995	1994	1995	1994	1995
<i>C. villosa</i>						
Černá Ostravice I	114,3	–	2,3	–	265,0	–
Černá Ostravice II	–	66,2	–	2,4	–	159,2
Bílý Kříž	104,2	69,4	1,3	1,0	131,2	68,5
Bílý Kříž – Y	92,7	82,6	1,6	1,8	146,5	149,5
Kněhyně	110,2	68,5	1,8	0,8	202,3	54,9
Kněhyně – Y	89,2	55,6	0,7	1,8	62,8	97,9
Smrk	77,6	50,0	1,4	2,4	107,4	117,5
<i>C. arundinacea</i>						
Černá Ostravice	61,6	61,4	1,9	1,5	118,1	94,4
Bílý Kříž	144,4	103,1	0,9	1,3	130,2	134,9
Smrk	130,8	90,1	1,1	2,3	138,0	205,9
Malý Smrk	110,7	82,0	1,5	1,9	162,9	155,0

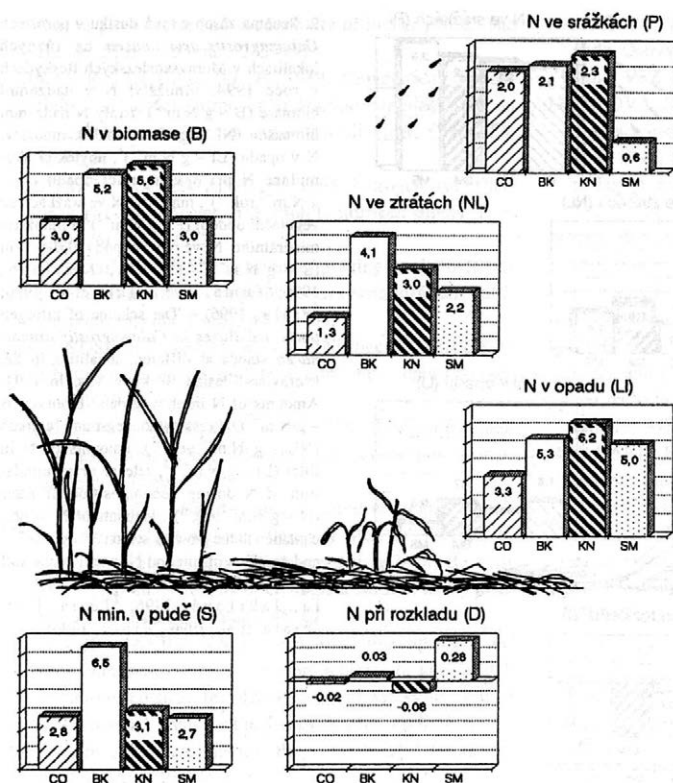
¹locality

ko parametr skládající se ze dvou komponent: (1) mean residence time (MRT) dusíku v rostlině, což je doba, během které je absorbovaný dusík přítomen v rostlině a může být využit k fixaci uhlíku (parametr dusíkatých ztrát), (2) produktivita dusíku (A), rychlost fixace uhlíku na jednotku dusíku v rostlině (parametr produkce).

K výpočtu první složky je nutné zavést několik pojmů. Ke srovnávání ztrát dusíku z populací různých druhů rostlin je zaváděn pojem nitrogen requirement (ztráty dusíku, NL); to je množství dusíkatých ztrát rostlinné populace během dané doby (vegetační období). Toto množství dusíku musí být znovu přijato rostlinou

k zachování vlastní biomasy. Jestliže rostlina absorbuje více dusíku než toto množství, její biomasa se zvětší a naopak. Pro další výpočty je vhodné vztáhnout ztráty dusíku (NL) na jednotku dusíku přítomnou v rostlině (Ln; g N.g⁻¹ N.rok⁻¹). Obrácená hodnota (1/Ln) tohoto parametru je mean residence time (MRT) dusíku v rostlině, který udává průměrnou dobu, během níž může být dusík využit pro fixaci uhlíku.

V uvedených letech bylo v případě travinných porostů imisních holin množství dusíku akumulované v živé nadzemní biomase (B) v porostech *C. villosa* v rozmezí 3,0–16,9 g N.m⁻² (průměrně 7,6 g N.m⁻²),



1. Schéma zásob a toků dusíku v porostech *Calamagrostis villosa* na různých lokalitách v Moravskoslezských Beskydách v roce 1994. Množství N v nadzemní biomase (B – g N.m⁻²), ztráty N nadzemní biomasou (NL – g N.m⁻².rok⁻¹), množství N v opadu (LI – g N.m⁻².rok⁻¹), úbytek či akumulace N při dekompozici opadu (D – g N.m⁻².rok⁻¹), množství N ve srážkách za vegetační období (P – g N.m⁻²) a množství minerálního N ve vrstvě půdy 0,0–0,1 m (S – g N.m⁻²)⁴ (Fiala, Jakrllová, 1996; ²Tůma, 1996; ³Fiala et al., 1996; ⁴Fiala, 1996) – The scheme of nitrogen pools and fluxes in *Calamagrostis villosa* stands at different localities in the Moravian-Silesian Beskydy Mts. in 1994. Amounts of N in aboveground biomass (B – g N.m⁻²), N loss by aboveground biomass (NL – g N.m⁻².year⁻¹), amounts of N in litter (LI – g N.m⁻².year⁻¹), release or accumulation of N during decomposition of litter (D – g N.m⁻².year⁻¹), amounts of N in precipitation in the growing season (P – g N.m⁻²) and amounts of mineral N in soil in the soil layer of 0.0–0.1 m (S – g N.m⁻²)⁴ (Fiala, Jakrllová, 1996; ²Tůma, 1996; ³Fiala et al., 1996; ⁴Fiala, 1996)

kdežto v porostech *C. arundinacea* pouze v rozmezí 0,9–4,0 g N.m⁻² (průměrně 2,6 g N.m⁻²). Tento rozdíl byl statisticky průkazný ($\alpha = 0,0184$).

Na druhé straně bylo množství minerálního dusíku v půdě (S, vrstva 0,0–0,1 m) přibližně stejné v porostech *C. villosa* (3,8 g N.m⁻²) i v porostech *C. arundinacea* (4,2 g N.m⁻²). Stejně tak i v celkovém přísunu dusíku srážkami za vegetační období (P) nebyl zaznamenán výrazný rozdíl mezi porosty (1,8 g N.m⁻² v porostech *C. villosa* a 2,2 g N.m⁻² v porostech *C. arundinacea* – obr. 1 a 2).

V případě travinných porostů imisních holin se rozdíl v množství dusíku akumulovaném v nadzemní biomase rostlin (B) promítá i ve vyšších dusíkatých ztrátách na konci vegetační sezony (NL) v porostech *C. villosa* (1,3–18,1 g N.m⁻².rok⁻¹, průměrně 5,7 g N.m⁻².rok⁻¹) ve srovnání s porosty *C. arundinacea* (1,0–2,1 g N.m⁻².rok⁻¹, průměrně 1,7 g N.m⁻².rok⁻¹).

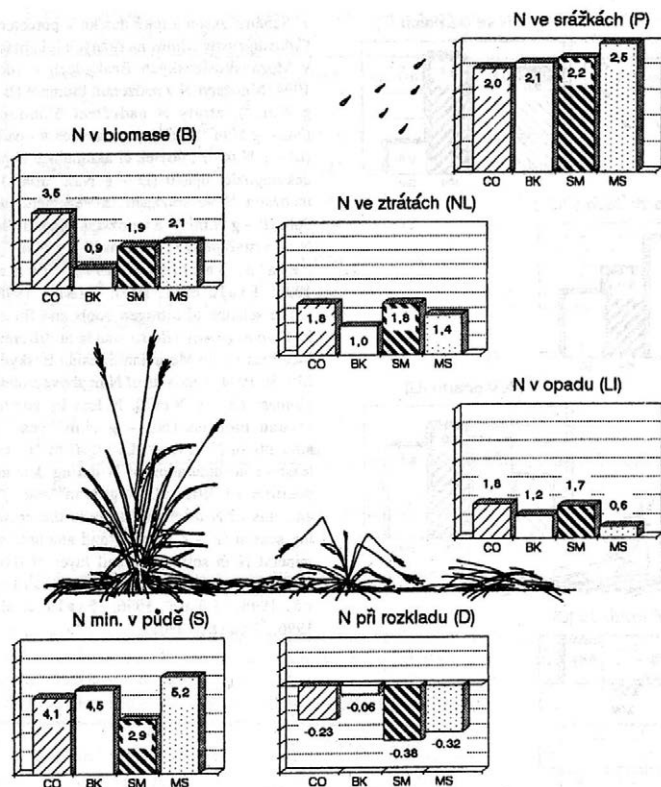
Druhou složkou NUE je produktivita dusíku (A), rychlost fixace uhlíku nebo rychlost produkce sušiny biomasy na jednotku dusíku přítomného v rostlině (g sušiny.g⁻¹ N.rok⁻¹). V porostech *C. arundinacea* produktivita dusíku (A) dosahovala vyšších hodnot ve srovnání s porosty *C. villosa* (kromě lokality Černá Ostravice – tab. II).

Nízké ztráty dusíku (vysoká hodnota MRT dusíku v rostlině) jsou příznivé v podmínkách chudých na živiny, zatímco vysoká produktivita dusíku je příznivá

v podmínkách relativně bohatých na živiny (Berendse, 1985). Rostlinné druhy s vysokou produktivitou dusíku jsou schopné rychle reagovat na zvýšenou dostupnost živin, protože mají relativně bohatý fotosyntetický aparát, a tak mohou rychle přesunout přijatý dusík na tvorbu sušiny biomasy.

Kombinací produktivity dusíku (A) a druhé složky MRT (1/Ln) je definována efektivita využití dusíku (NUE) jako produkt těchto dvou složek ($NUE = A/Ln$). NUE je hmotnost sušiny, která musí být vyprodukována na jednotku přijatého dusíku (g sušiny.g⁻¹ N). Nižší ztráty N a vyšší hodnoty produktivity dusíku v porostech *C. arundinacea* se odrážejí ve vyšší efektivitě využití dusíku NUE těchto porostů ve srovnání s porosty *C. villosa*, a to hlavně ve vyšších nadmořských výškách (lokality Smrk a Malý Smrk – tab. II).

Všeobecně je zjištěno, že NUE rostlin se snižuje se zvyšující se dostupností dusíku (Shaver, Melillo, 1984; Birk, Vitousek, 1986; Lajtha, Klein, 1988; Aerts, De Caluwe, 1989). Jednou z příčin toho je, že se zvyšující se dostupností dusíku se dusíkaté ztráty rostlin zvyšují rychleji než produktivita dusíku, což vede k nižší NUE. Stanoviště na dusík chudá jsou obsazována pomalu rostoucími druhy (nízká produktivita N) s nízkými ztrátami N (vysoký MRT), kdežto stanoviště bohatá na dusík jsou osídlována rychle rostoucími druhy (vysoká produktivita N), ovšem s velkými N ztrátami (nízký MRT). Tento model byl zjištěn



2. Schéma zásob a toků dusíku v porostech *Calamagrostis arundinacea* na různých lokalitách v Moravskoslezských Beskydech v roce 1994. Množství N v nadzemní biomase (B – g N.m⁻²), ztráty N nadzemní biomasou (NL – g N.m⁻².rok⁻¹), množství N v opadu (LI – g N.m⁻²)¹, úbytek či akumulace N při dekompozici opadu (D – g N.m⁻².rok⁻¹)², množství N ve srážkách za vegetační období (P – g N.m⁻²)³ a množství minerálního N ve vrstvě půdy 0,0–0,1 m (S – g N.m⁻²)⁴. (¹Fiala, Jakrlková, 1996; ²Tůma, 1996; ³Fiala et al., 1996; ⁴Fiala, 1996) – The scheme of nitrogen pools and fluxes in *Calamagrostis arundinacea* stands at different localities in the Moravian-Silesian Beskydy Mts. in 1994. Amounts of N in aboveground biomass (B – g N.m⁻²), N loss by aboveground biomass (NL – g N.m⁻².year⁻¹), amounts of N in litter (LI – g N.m⁻²)¹, release or accumulation of N during decomposition of litter (D – g N.m⁻².year⁻¹)², amounts of N in precipitation in the growing season (P – g N.m⁻²)³ and amounts of mineral N in soil in the soil layer of 0.0–0.1 m (S – g N.m⁻²)⁴. (¹Fiala, Jakrlková, 1996; ²Tůma, 1996; ³Fiala et al., 1996; ⁴Fiala, 1996)

během sekundární sukcese společenstev vřesovištních druhů, reagujících na zvýšenou dostupnost dusíku (Aerts, 1989).

Druhy ze stanovišť chudých na živiny nemusejí být tedy nutně adaptovány na vysokou *NUE*, ale pouze na charakteristiky redukcující dusíkaté ztráty, zatímco na stanovištích bohatých na dusík jsou upřednostňovány charakteristiky vedoucí k vysoké rychlosti produkce sušiny (Aerts, De Caluwe, 1994). Obecně můžeme říci, že rostlinné populace obsazující stanoviště na dusík relativně chudé jsou adaptovány k těmto podmínkám buď fenotypicky, nebo geneticky parametry, které vedou ke zvýšené efektivitě využití dusíku (*NUE*).

Primární parametry dusíkaté bilance (B, NL, A) nevykazovaly žádný vztah k nadmořské výšce. Se zvyšující se nadmořskou výškou však efektivita využití dusíku (*NUE*) v porostech *C. arundinacea* vzrůstala (Pearsonův korelační koeficient $r = 0,7883$, $\alpha = 0,0201$) a naopak negativní korelace ($r = -0,5894$, $\alpha = 0,0437$) byla zjištěna mezi nadmořskou výškou a *NUE* u porostů *C. villosa*. S nadmořskou výškou obvykle stoupá imisní zatížení a vzrůstá přísun i dostupnost dusíku; je proto obtížné odlišit vliv těchto jednotlivých faktorů.

Zjištěné rozdíly mezi studovanými porosty obou druhů trav souvisely také s větší akumulací dusíku v rostlinném opadu *C. villosa* (3,3–6,2 g N.m⁻², koncentrace N v sušině 1,08–1,79 %) ve srovnání s porosty *C. arundinacea* (0,6–1,8 g N.m⁻², resp. 0,29–0,49 %)

(Fiala, Jakrlková, 1996), podporované ještě nižší rychlostí uvolňování dusíku z opadu *C. villosa* nebo dokonce jeho akumulací v nerozložených částech rostlin (Tůma, 1996 – obr. 1 a 2). Koloběh dusíku je pravděpodobně mnohem rychlejší v porostech *C. arundinacea*, zatímco ztráty a imobilizace dusíku v nerozloženém nadzemním opadu jsou větší v porostech *C. villosa*.

Aplikované hodnocení změn v obsahu dusíku u primárních producentů nám umožnilo nalézt rozdíly mezi některými ekofyziologickými charakteristikami, které mají také vztah k zásobám a tokům dusíku na stanovištích s převládajícími druhy trav imisních holin.

Poděkování

Děkuji RNDr. B. Ůlehlavě, DrSc., za cenné připomínky k původní verzi práce a Zbyňku Oráčovi za provedení chemických analýz v laboratoři.

Literatura

- AERTS, R., 1989. Nitrogen use efficiency in relation to nitrogen availability and plant community composition. In: LAMBERS, H. – KONINGS, H. – CAMBRIDGE, M. L. – PONS, T. L. (eds.), Causes and consequences of varia-

- tion in growth rate and productivity of higher plants. The Hague, SPB Academic: 285–297.
- AERTS, R. – DE CALUWE, H., 1989. Aboveground productivity and nutrient turnover of *Molinia caerulea* along an experimental gradient of nutrient availability. *Oikos*, 54: 320–324.
- AERTS, R. – DE CALUWE, H., 1994. Nitrogen use efficiency of *Carex* species in relation to nitrogen supply. *Ecology*, 75: 2362–2372.
- BERENDSE, F., 1985. The effect of grazing on the outcome of competition between plant species with different nutrient requirements. *Oikos*, 44: 35–39.
- BERENDSE, F. – AERTS, R., 1987. Nitrogen-use-efficiency a biologically meaningful definition? *Functional Ecology*, 1: 293–296.
- BIRK, E. M. – VITOUSEK, P. M., 1986. Nitrogen availability and nitrogen use efficiency in loblolly pine stands. *Ecology*, 67: 69–79.
- FIALA, K., 1996. Soil nitrogen concentration in grass stands on deforested sites in the Beskydy Mts. In: FIALA, K. (ed.), Grass ecosystems of deforested areas in the Beskydy Mts. Preliminary results of ecological studies. Brno, Institute of Landscape Ecology AS CR: 223–231.
- FIALA, K. – JAKRLOVÁ, J., 1996. Mineral composition and accumulation of nutrients in plant biomass of grass stands on deforested sites. In: FIALA, K. (ed.), Grass ecosystems of deforested areas in the Beskydy Mts. Preliminary results of ecological studies. Brno, Institute of Landscape Ecology AS CR: 145–156.
- FIALA, K. – TŮMA, I. – JANDÁK, J. – ZELENÁ, V., 1996. Basic characteristics of studied sites in the Moravian-Silesian Beskydy Mts. In: FIALA, K. (ed.), Grass ecosystems of deforested areas in the Beskydy Mts. Preliminary results of ecological studies. Brno, Institute of Landscape Ecology AS CR: 13–28.
- HADAŠ, P., 1993. Imisně klimatická klasifikace lesního závodu Ostravice lesní oblasti Moravskoslezské Beskydy. Brno, VŠZ, FLD, ŮEL: 37.
- JAKRLOVÁ, J., 1995. Distribuce nadzemní biomasy pasečné vegetace jako reakce na působení stresových faktorů (Beskydy 1994). In: TESÁŘ, V. – KULA, E. (eds.), Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd. Zpravodaj Beskydy, 7: 123–126.
- JAKRLOVÁ, J., 1996. Produkce nadzemní biomasy populací *Calamagrostis arundinacea* v ekosérii podle imisní zátěže. In: TESÁŘ, V. – KULA, E. (eds.), Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd. Zpravodaj Beskydy, 8: 163–166.
- LAJTHA, K. – KLEIN, M., 1988. The effect of varying nitrogen and phosphorus availability on nutrient use by *Larrea tridentata*, a desert evergreen shrub. *Oecologia* (Berlin), 75: 348–353.
- NIHLGARD, B., 1985. The ammonium hypothesis – an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*, 14: 2–8.
- SHAVER, G. R. – MELILLO, J. M., 1984. Nutrient budgets of marsh plants: efficiency concepts and relation to availability. *Ecology*, 65: 1491–1510.
- SCHULZE, E. D. – OREN, R. – LANGE, O. L., 1989. Processes leading to forest decline: A synthesis. In: SCHULZE, E. D. – LANGE, O. L. – OREN, R. (eds.), Forest decline and air pollution. *Ecol. Stud.*, 77: 459–468.
- TŮMA, I., 1996. Element release in the first year of litter decomposition of grass stands on deforested sites in the Beskydy Mts. In: FIALA, K. (ed.), Grass ecosystems of deforested areas in the Beskydy Mts. Preliminary results of ecological studies. Brno, Institute of Landscape Ecology AS CR: 157–163.

Došlo 13. 11. 1998

THE EVALUATION OF NITROGEN UPTAKE AND RETRANSLOCATION BY GRASSES IN DEFORESTED AREAS

P. Holub

Institute of Botany Academy of Sciences of the Czech Republic, Department of Ecology, Poříčí 3b, 603 00 Brno

Grass stands dominated by *Calamagrostis arundinacea* and *C. villosa*, which spread on deforested areas in the Moravian-Silesian Beskydy Mts. affected by air pollution, were compared with respect to their nitrogen uptake and nitrogen use efficiency. An increase of available nitrogen in the air and precipitation during the last decades has changed the nitrogen conditions in many ecosystems in Europe. Deforestation also accelerates the mineralization of soil organic nitrogen. Thus many ecosystems receive more nitrogen than is needed. Pollution could affect nitrogen availability and supply to the plants and the amount of decomposable organic matter in the ecosystem. Therefore eight studied localities (four dominated by *Calamagrostis arundinacea*

and four by *C. villosa*) were chosen at different altitudes (625 up to 1250 m a.s.l.) characterized by a broad range of mean annual air temperature (3.6 to 7.1 °C), annual precipitation (864 to 1146 mm), increasing air pollution (average annual SO₂ concentration 13.8 to 19.2 µg.m⁻³) and acid deposits (20.1 to 33.5 kg.ha⁻¹ of SO₄²⁻ as an input of wet bulk deposits during the growing season at a rain water pH between 3.4 to 4.8). Soils, mostly ferro-humic podzols or spodo-dystic cambisols, belong to the very acid ones (pH about 3.5) with high contents of Al ions.

Dry weight of shoots and nitrogen concentration in plant tissue as assessed in aboveground plant parts at their maximum development in summer and in dead

aerial shoots in autumn were used for estimating nitrogen losses and nitrogen use efficiency of studied stands. Total nitrogen was determined in ground plant samples by means of the elemental analyser CHN 1106 (Carlo Erba).

To assess the nitrogen use efficiency *NUE* the following parameters were calculated (cf. Berendse, Aerts, 1987): nitrogen losses (*Ln*) and nitrogen productivity (*A*).

Nitrogen losses *NL* (amount of nitrogen losses in the course of growing season) are determined as the amount of nitrogen in dry matter of shoot biomass at the end of the growing season related to total stand density ($\text{g N.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$). These losses (*NL*) may also be related to the amount of nitrogen in biomass at maximum of stand development (*Ln*; $\text{g N.g}^{-1} \text{N.year}^{-1}$). The inverse of this parameter is the mean residence time (*MRT*) of nitrogen in the plant, which measures the mean period during which nitrogen can be used for carbon fixation ($1/Ln$; year).

Nitrogen productivity *A* is a productivity rate of biomass dry weight per unit of nitrogen in the plant ($\text{g DW.g}^{-1} \text{N.year}^{-1}$). Nitrogen use efficiency *NUE* ($\text{g DW.g}^{-1} \text{N}$) is defined as interaction of nitrogen productivity (*A*) and nitrogen losses (*Ln*): $NUE = A/Ln$.

Although no great differences in contents of soil nitrogen and nitrogen inputs in wet bulk deposits existed among habitats, substantial differences were found in the amount of nitrogen in aboveground biomass of both grass species. In the aboveground biomass of *C. villosa* stands, 3.0 to 16.9 g N.m^{-2} (7.6 g N.m^{-2} on the aver-

age) was accumulated, whereas only 0.9 to 4.0 g N.m^{-2} (2.6 g N.m^{-2} on the average) in *C. arundinacea* stands. Higher nitrogen losses, i.e., 1.3 to 18.1 $\text{g N.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$ (mean value 5.7 $\text{g N.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$) were assessed in *C. villosa* stands than in *C. arundinacea* stands, i.e., 1.0 to 2.1 $\text{g N.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$ (mean value 1.7 $\text{g N.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$). Data on nitrogen uptake or nitrogen losses of both grass stands revealed no relationship to habitat characteristics, even not to increasing altitude which is usually associated with higher immission loads. However, nitrogen use efficiency in *C. arundinacea* stands increased from sites at the lower altitude to sites in the upper parts of the mountain zone, while a negative correlation was found between altitude and nitrogen use efficiency in *C. villosa* stands. Opposite relationships were thus disclosed between altitude and nitrogen use efficiency of the studied grass species. Differences between both plant species were associated with greater accumulation of nitrogen in plant litter in habitats of *C. villosa* which was also supported by lower rates of nitrogen release from litter or even by its accumulation in undecomposed plant parts. More rapid cycling of nitrogen probably takes place in *C. arundinacea* stands, whereas both nitrogen requirement and nitrogen immobilization in undecomposed aboveground litter are greater in stands of *C. villosa*.

Applied evaluation of changes in nitrogen content in primary producers enables us to find differences between deforested habitats with two prevailing grass species in ecosystem characteristics related to the use of nitrogen.

Kontaktní adresa:

Mgr. Petr Holub, Botanický ústav AV ČR, Oddělení ekologie, Poříčí 3b, 603 00 Brno, Česká republika

EKONOMICKÉ VYHODNOTENIE OZDRAVNÝCH OPATRENÍ V REGIÓNOCH ORAVY A KYSÚC

ECONOMIC EVALUATION OF RESTORATIVE MEASURES IN IMMISSION DAMAGED REGIONS ORAVA AND KYSUCE

F. Kundrík, C. Greguš, M. Kodrík

Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Štúrova 2, 960 53 Zvolen

ABSTRACT: Economic evaluation of costs for realisation of planned restorative measures was focused on silviculture, forest amelioration, protection, technical equipment purchase and object building for restorative forest opening. Restorative measure costs were calculated as mean direct costs without overhead costs excluding supplier services. Calculated direct costs ranged from 19,476 Sk.ha⁻¹ to 149,156 Sk.ha⁻¹ for Orava region. Similarly from 37,047 Sk.ha⁻¹ to 123,195 Sk.ha⁻¹ for Kysuce region. The highest costs represent areas suggested for liming. On the other hand, the lowest costs are after recalculating of total direct costs for integrate restorative territories. Forestry practices can create yearly restorative measure plans for other immission loaded areas according to elaborated directions for restorative measure instruction prescribes and examples of economic calculation in the model plot.

immission load; forest ecosystem injuries; restorative measure costs

ABSTRAKT: Predmetom príspevku je priame vyčíslenie zvýšených priemerných priamych nákladov na pestovné, melioračné a technické ozdravné opatrenia v lesných ekosystémoch poškodzovaných imisiami, a to na konkrétnych príkladoch z (reprezentatívnych) modelových území regiónov Kysúc a Oravy. Vypočítané priame náklady pre región Oravy predstavujú celkovú sumu v rozpätí 19 476–149 156 Sk.ha⁻¹ a pre región Kysúc 37 047–123 195 Sk.ha⁻¹. Najvyššie náklady sú na územiach, kde je navrhované vápnenie, a najnižšie po prepočítaní celkových priamych nákladov na celkové ozdravované územia (COU). Na základe vypracovaného návodu na predpisovanie pokynov ozdravných opatrení a príkladov ich ekonomického zhodnotenia z modelových území si v budúcnosti lesná prevádzka môže zostavovať ročné plány ozdravných opatrení aj na ostatnom území postihnutom imisiami.

imisná záťaž; poškodenie lesných ekosystémov; ekonomické vyhodnotenie ozdravných opatrení

ÚVOD

Rozbor problematiky a metodika práce ekonomického vyhodnotenia ozdravných opatrení v lesných ekosystémoch poškodzovaných imisiami bol témou príspevku *Ozdravné opatrenia v imisiami poškodzovaných lesoch* (J. For. Sci., č. 3/1999: 112–120).

V príspevku sú uvedené a zhodnotené nasledujúce materiály:

- *Návod pre predpisovanie pokynov ozdravných opatrení* (Greguš in Kodrík et al., 1995),
- *Plány ozdravných opatrení*, vypracované priamo v teréne pre jednotlivé porasty nachádzajúce sa na reprezentatívnych modelových územiach (MÚ) regiónov Kysúc a Oravy (Greguš, Štefančík in Kodrík et al., 1995),
- *Výkonové normy* používané v lesníctve,
- *Rozbory výkonov za rok 1995 OLZ Čadca a OLZ Námestovo*,

- *Algoritmy výpočtu zvýšených priemerných priamych nákladov (PPN)* (Kundrík, 1995).

Predmetom príspevku je už priame ekonomické vyčíslenie zvýšených nákladov na pestovné, melioračné a technické ozdravné opatrenia na príkladoch z MÚ regiónov Kysúc a Oravy.

DOTERAJŠÍ STAV RIEŠENIA PROBLEMATIKY

Problematikou zmierňovania škôd spôsobených antropogénnou činnosťou, najmä imisiami, sa naše vedecko-výskumné pracoviská začali zaoberať prakticky od začiatku osemdesiatych rokov, kedy u nás došlo k ekologickému zlomu v zdravotnom stave lesov. Uvedenú skutočnosť dokazujú práce mnohých autorov publikovaných v odborných časopisoch a zborníkoch.

Prvé práce boli zamerané najmä na získavanie informácií o zdravotnom stave lesov, na vypracovanie zásad

obhospodarovania lesov pod vplyvom imisií, ako aj na výskum metód a spôsobov monitoringu (Zborník, 1989; Grék, 1991; Račko, 1991, 1995; Voško, Klobučica, 1993; Štefančík, Cicák, 1994; Bublínec, Kodrík et al., 1994, a ďalší).

Početná skupina autorov sa venovala vyčísľovaniu strát na rôznych druhoch prírastkov znížením kvality vyťažného dreva, stratou na produkcii dreva, zmenou úrodnosti lesnej pôdy, zvýšením verejnoprospešných funkcií lesa a pod. (Priesol, 1989; Scheer, 1990; Nociarová, Tutka, 1991, 1993; Petráš, Halaj, 1993; Petráš et al., 1993a,b; Nociar, Nociarová, 1994; Petráš et al., 1995; Nociarová, Tutka et al., 1995; Nociarová, 1995).

Náklady na ozdravné opatrenia boli doteraz vyhodnocované väčšinou iba opisným spôsobom (Popovič in Zborník, 1989), prípadne kvalifikovaným odhadom autorov. V našej literatúre prvú analýzu vplyvu imisií na nákladové a hodnotové ukazovatele lesnej výroby nachádzame v prácach Nociarová, Tutka (1993) a Nociarová (1995). V uvedených príspevkoch sa uvádzajú analýzy ekonomických dôsledkov poškodzovania lesa imisiami získané z dvoch súborov LZ, vybraných na základe rozdielnej imisnej situácie, čiže podľa plochy územia ovplyvňovanej imisiami. Na vyjadrenie nákladov na jednotlivé výkony lesnej výroby, ale aj podiely niektorých nákladových a hodnotových ukazovateľov lesnej výroby v závislosti od imisnej situácie (udanej v percentách plochy LZ zaradenej do zóny ohrozenia) bola použitá parabola druhého stupňa. Priame náklady na technickú jednotku za roky 1987–1990, ale osobitne aj za roky 1985–1990 boli vyčíslené podobným spôsobom. Na ich matematické vyjadrenie bola použitá priamka. Takto získané výsledky je možné považovať iba za orientačné, o čom svedčia aj pomerne nízke hodnoty indexu korelácie jednotlivých závislostí, ktorý v niektorých prípadoch nedosahuje ani hodnotu 0,1 a ani v jednom prípade neprekročil hodnotu 0,7. Z uvedeného dôvodu sme v našej práci tieto výsledky nepoužili.

FINANČNÉ ZHODNOTENIE OZDRAVNÝCH OPATRENÍ

Na základe *Plánov ozdravných opatrení* zhotovených priamo v porastoch jednotlivých MÚ sme vyhotovili tabuľky pre výpočet ročných PPN v Sk.ha⁻¹ na ozdravné opatrenia (tab. I až IV) (Kundrík in Kodrík et al., 1995). Pre každé MÚ sme vyhotovili dve samostatné tabuľky.

V prvý z nich sme vypočítali PPN pre ozdravné zásahy, ktoré v *Plánoch ozdravných opatrení* boli klasifikované ako opatrenia nad rámec predpisu LHP (tab. I, III).

Druhú tabuľku sme použili pre výpočet PPN pre ozdravné zásahy v rámci predpisu LHP, nie však v zaužívanej rutinnej kvalite, ale v nadštandardnej akosti (tab. II, IV). Hlavným dôvodom vyhotovenia dvoch ta-

buliek pre každé MÚ bolo použitie rozdielneho algoritmu pri stanovení zvýšených PPN v Sk.ha⁻¹, resp. v Sk.m⁻³ na jednotlivé ozdravné zásahy. V tomto príspevku z dôvodu povoleného rozsahu uvádzame len výpočet v rámci MÚ OLZ Námestovo.

Hodnoty do prvého riadku tab. I až IV boli získané súčtom z *Plánu ozdravných opatrení* na príslušných MÚ. V druhom riadku sú uvedené počty opakovaní ozdravných zásahov do ukončenia platnosti LHP. Údaje vo štvrtom riadku predstavujú zvýšené PPN v Sk.ha⁻¹, resp. v Sk.m⁻³. Tieto údaje boli vypočítané na základe *Návrhu algoritmov na výpočet zvýšených PPN* (Kundrík, 1995).

Vzhľadom na rozsiahlosť uvedených algoritmov v texte uvidíme iba jeden príklad výpočtu zvýšených PPN, a to pre obnovu lesa. Táto činnosť je v *Návode na predpisovanie pokynov ozdravných opatrení* uvedená ako *zalesňovanie v nadštandardnej kvalite*.

VÝPOČET ZVÝŠENÝCH PPN PRE ZALESŇOVANIE V NADŠTANDARDNEJ KVALITE

Algoritmus výpočtu zvýšených PPN v percentách pre uvedenú činnosť pozostáva zo štyroch samostatných položiek, v ďalšom texte označených číslom 1–4.

1. Zvýšenie mzdových nákladov v dôsledku rozšírenia a prehĺbenia jamky

Pre vyčíslenie sme použili *Výkonové normy pre umelú obnovu lesa sadbou a sejbou*. Z tabuľky pre jamkovú sadbu a operáciu kopanie jamiek a sadba vypočítame priemerný čas v stotínach normohodín (Nh) (priemer Nh) na 10 sadeníc pre doteraz používanú veľkosť plošky 35 x 35 cm a hĺbku jamky 20 cm. Pre priemernú triedu zeminy 3 a priemer zo všetkých druhov zaburinenia (0–3) to je 60,5 Nh.

Obdobným spôsobom vypočítame priemer Nh pre navrhovanú veľkosť plošky 50 x 50 cm a hĺbku jamky 30 cm, ktorý je 90 Nh.

Percento zvýšenia mzdových nákladov pri použití väčších a hlbších jamiek je:

$$[(90 - 60,5)/60,5] \cdot 100 = 48,76 \% \approx 50 \%$$

2. Zvýšenie materiálových nákladov v dôsledku použitia kvalitnejších sadeníc II. výškovej triedy

Priemerná cena 1 000 ks doteraz používaných sadeníc I. výškovej triedy pre smrek je 2 033 Sk a pre jedľu 2 150 Sk.

Priemerná cena 1 000 ks odrastenejších sadeníc II. výškovej triedy pre smrek je 2 533 Sk a pre jedľu 2 700 Sk.

Percento zvýšenia ceny v dôsledku použitia kvalitnejších sadeníc smreka vypočítame nasledovne:

$$[(2\,533 - 2\,033)/2\,033] \cdot 100 = 24,59 \%$$

I. Výpočet ročných priemerných priamych nákladov (PPN) v Sk.ha⁻¹ na ozdravné opatrenia v MÚ Borsučie. Ozdravné zásahy nad rámec predpisu LHP – Mean annual direct costs (MADC) in Sk.ha⁻¹ for restorative measures in model plot Borsučie. Restorative measures above calculated costs in forest management plan

Technicko-ekonomické ukazovatele ²	Ozdravný zásah ¹	Príprava pôdy ¹⁰	Obnova lesa ¹¹		Ochrana lesných kultúr proti zveri ¹⁴			Ochrana lesných kultúr mulčovaním ¹⁸	Ochrana lesa proti hmyzu ¹⁹
			sadbou oboľovaných sadeníc ¹²	vyvýšenou sadbou ¹³	oboľovaním ¹⁵	náterom ¹⁶	náterom a obväzovaním ¹⁷		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Výmera (ha) ³	24,10	9,12	0,68	17,79	124,57	128,0	0,77		
Náklady (Sk.rok ⁻¹) ⁴								3 863	
Zvýšenie výmery z dôvodu opakovania ozdravných opatrení ⁵	1x	1x	1x	5x	5x	2x	1x	9x	
Výmera po opakovaní (ha) ⁶	24,10	9,12	0,68	88,95	622,85	256,02	0,77	–	
Zvýšené PPN (Sk.ha ⁻¹) ⁷	3 178	42 941	23 750	2 364	2 364	2 364	45 146	–	
Spolu v Sk za 9 rokov ⁸	76 590	391 622	16 150	210 278	1 472 417	605 231	34 762	34 764	
Priemer v Sk za rok ⁹	8 510	43 514	1 794	23 364	163 602	67 248	3 862	3 863	

¹restorative measure, ²technical and economic indexes, ³land area (ha), ⁴costs (Sk.year⁻¹), ⁵increase of land area due to repeated restorative measure, ⁶total land area after repetition (ha), ⁷increased MADC (Sk.ha⁻¹), ⁸total for 9 years (Sk), ⁹average for 1 year (Sk), ¹⁰soil preparation, ¹¹regeneration, ¹²by container-grown plants, ¹³by mound planting, ¹⁴protection from game, ¹⁵by wrapping, ¹⁶by painting, ¹⁷by painting and bandage, ¹⁸young plantation protection by mulching, ¹⁹forest protection from insects

II. Ozdravné zásahy v rámci predpisu LHP (MÚ Borsučie) – Restoration measures according to forest management plan (MP Borsučie)

Technicko-ekonomické ukazovatele ²	Ozdravný zásah ¹	Obnova lesa sadbou ¹¹	Ochrana lesných kultúr vyžínaním ¹²	Prerezávky + prečistky ¹³	Prebierky ¹⁴	Zmena holorubu na clonný rub ¹⁵	Holorub ¹⁶	Zdravotný výber ¹⁷	Približovanie dreva lanovkami ¹⁸
1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Výmera (ha) ³	14,60	55,55	240,52						
Zásoba (m ³) ⁴				1 618	13 053	5 220	1 038	19 812	
Zvýšenie výmery z dôvodu opakovania ozdravných opatrení ⁵	1,5x	10x	1x(2x)	1x(2x)	2x	1x	3x	1x	
Výmera po opakovaní (ha) ⁶	21,90	555,50	240,52						
Zásoba po opakovaní (m ³) ⁷				1 618	26 105	5 220	3 115	19 812	
Zvýšené PPN (v Sk.ha ⁻¹ , Sk.m ⁻³) ⁸	13 740	1 079	213	29	62	29	62	63	
Spolu v Sk za 9 rokov ⁹	300 906	99 385	1 231	46 922	1 618 510	151 380	193 108	1 248 137	
Priemer v Sk za rok ¹⁰	33 434	66 598	6 592	5 214	179 834	16 820	21 457	138 681	

¹restorative measure, ²technical and economic indexes, ³land area (ha), ⁴growing stock (m³), ⁵increase of land area due to repeated restorative measure, ⁶total land area after repetition (ha), ⁷growing stock after repetition (m³), ⁸increased MADC (Sk.ha⁻¹, Sk.m⁻³), ⁹total for 9 years (Sk), ¹⁰average for 1 year (Sk), ¹¹regeneration, ¹²young plantation protection by mowing, ¹³cleanings, ¹⁴thinnings, ¹⁵changing from clear felling to shelterwood felling, ¹⁶clear felling, ¹⁷sanitary selection, ¹⁸skyline cable logging

III. Výpočet ročných priemerných priamych nákladov (PPN) v Sk.ha⁻¹ na ozdravné opatrenia v MÚ Príslup. Ozdravné zásahy nad rámec predpisu LHP – Mean annual direct costs (MADC) in Sk.ha⁻¹ for restorative measures in model plot Príslup. Restorative measures above calculated costs in forest management plan

Technicko-ekonomické ukazovatele ²	Ozdravný zásah ¹	Príprava pôdy ¹⁰	Obnova lesa sadbou obaľovaných sadeníc ¹¹	Ochrana lesných kultúr proti zveri ¹²			Ochrana lesných kultúr mulčovaním ¹⁶	Ochrana lesa proti hmyzu ¹⁷
				obaľovaním ¹³	náterom ¹⁴	náterom a obväzovaním ¹⁵		
1	2	3	4	5	6	7	8	
Výmera (ha) ³	13,90	2,50	30,28	24,71	87,53	7,65		
Náklady (Sk.rok ⁻¹) ⁴							1 480	
Zvýšenie výmery z dôvodu opakovania ozdravných opatrení ⁵	1x	1x	5x	5x	2x	1x	10x	
Výmera po opakovaní (ha) ⁶	13,90	2,50	151,40	123,55	175,06	7,65	–	
Zvýšené PPN (Sk.ha ⁻¹) ⁷	3 178	42 941	2 364	2 364	2 364	45 146	–	
Spolu v Sk za 10 rokov ⁸	44 174	107 353	357 910	292 072	413 842	345 367	14 800	
Priemer v Sk za rok ⁹	4 417	10 735	35 791	29 207	41 384	34 537	1 480	

¹restorative measure, ²technical and economic indexes, ³land area (ha), ⁴costs (Sk.year⁻¹), ⁵increase of land area due to repeated restorative measure, ⁶total land area after repetition (ha), ⁷increased MADC (Sk.ha⁻¹), ⁸total for 10 years (Sk), ⁹average for 1 year (Sk), ¹⁰soil preparation, ¹¹regeneration by container-grown plants, ¹²protection from game, ¹³by wrapping, ¹⁴by painting, ¹⁵by painting and bandage, ¹⁶young plantation protection by mulching, ¹⁷forest protection from insects

IV. Ozdravné zásahy v rámci predpisu LHP (MÚ Príslup) – Restoration measures according to forest management plan (MP Príslup)

Technicko-ekonomické ukazovatele ²	Ozdravný zásah ¹	Obnova lesa sadbou ¹¹	Ochrana lesných kultúr vyžíňaním ¹²	Prerezávky + prečistky ¹³	Prebierky ¹⁴	Zmena holorubu na clonný rub ¹⁵	Holorub ¹⁶	Približovanie dreva lanovkami ¹⁷
1	2	3	4	5	6	7	8	
Výmera (ha) ³	15,06	29,32	134,84					
Zásoba (m ³) ⁴				1 022	1 990	3 158	2 900	
Zvýšenie výmery z dôvodu opakovania ozdravných opatrení ⁵	1,5x	10x	1x (2x)	1x (2x)	2x	1x	1x	
Výmera po opakovaní ⁶	22,59	293,20	134,84					
Zásoba po opakovaní (m ³) ⁷				1 022	3 980	3 158	2 900	
Zvýšené PPN (Sk.ha ⁻¹ , Sk.m ⁻³) ⁸	13 740	1 079	213	29	62	29	63	
Spolu v Sk za 10 rokov ⁹	310 387	316 363	38 721	29 638	246 760	91 582	182 700	
Priemer v Sk za rok ¹⁰	31 039	31 636	3 872	2 964	24 676	9 158	18 270	

¹restorative measure, ²technical and economic indexes, ³land area (ha), ⁴growing stock (m³), ⁵increase of land area due to repeated restorative measure, ⁶total land area after repetition (ha), ⁷growing stock after repetition (m³), ⁸increased MADC (Sk.ha⁻¹, Sk.m⁻³), ⁹total for 10 years (Sk), ¹⁰average for 1 year (Sk), ¹¹regeneration, ¹²young plantation protection by mowing, ¹³cleanings, ¹⁴thinnings, ¹⁵changing from clear felling to shelterwood felling, ¹⁶clear felling, ¹⁷skyline cable logging

Obdobným spôsobom vypočítané percento zvýšenia materiálových nákladov pre jedlu je 25,58 %. Rozdiel medzi zvýšením ceny sadeníc drevín smreka a jedle je zanedbateľný, a preto v ďalších výpočtoch použijeme rovnakú hodnotu 25 %. Pre výpočet bol použitý ponukový list semenáčikov a sadeníc ŠLP – TU Zvolen na rok 1995.

3. Zvýšenie mzdových nákladov v dôsledku prihnojovania minerálnym hnojivom

Výkonová norma pre umelú obnovu lesa sadbou a sejbou pripúšťa pri jamkovej sadbe voľnokorenných sadeníc s prihnojovaním minerálnymi hnojivami zvýšenie základnej normy o 10 %.

4. Zvýšenie materiálových nákladov použitím minerálneho hnojiva (cenou hnojiva)

Pri použití minerálneho hnojiva Agrokompekt v cene 7 Sk.kg⁻¹, počte jamiek 4 000 na ha a aplikácii 15 g hnojiva na jamku je množstvo použitého hnojiva na 1 ha 60 kg a jeho cena 420 Sk.ha⁻¹.

Výpočet skutočného zvýšenia PPN už v Sk.ha⁻¹ pre obnovu lesa si v nasledujúcom texte vysvetlíme na príklade OLZ Námestovo.

a) Výpočet doterajších priemerných osobných nákladov
Z podkladov *Rozbor výkonov za rok 1995 OLZ Námestovo* sme zistili, že zalesnenie plochy 232 ha si vyžiadalo celkové osobné náklady vo výške 1 935 000 Sk. Priemerné osobné náklady v Sk.ha⁻¹ potom dosahujú 8 341 Sk.ha⁻¹.

Zvýšené osobné náklady sme v percentách vypočítali v bodoch 1. a 3. vo výške 50 % a 10 %. Zvýšenie o 60 % z čiastky 8 341 Sk.ha⁻¹ predstavuje 5 005 Sk.ha⁻¹.

b) Výpočet doterajších materiálových nákladov na sadenice

Na obnovu lesa boli doteraz používané sadenice I. výskovej triedy v cene 2 100 Sk za 1 000 ks. Na zalesnenie 1 ha bolo použitých 4 000 ks sadeníc. Doterajšie materiálové náklady na sadenice potom boli 8 400 Sk.ha⁻¹.

Zvýšené náklady v percentách sme vypočítali v bode 2. vo výške 25 %. Z hodnoty 8 400 Sk.ha⁻¹ to predstavuje čiastku 2 100 Sk.ha⁻¹.

Výpočet zvýšených PPN na obnovu lesa pozostáva zo súčtu doterajších PPN, ktoré získame z príslušného rozboru výkonov (23 550 Sk.ha⁻¹) a položiek vyjadrených v Sk.ha⁻¹ v bodoch a, b, ale aj 4:

$$23\,550 + 5\,005 + 2\,100 + 420 = 31\,075 \text{ Sk.ha}^{-1}$$

Vzhľadom na skutočnosť, že v *Plánoch ozdravných opatrení* bolo navrhnuté 20% zvýšenie počtu sadeníc, je potrebné vypočítanú sumu 31 075 Sk.ha⁻¹ zvýšiť o 20 %, t.j. na hodnotu 37 290 Sk.ha⁻¹.

Táto hodnota už predstavuje zvýšené PPN, ak LHP obnovu lesa sadbou nepredpisuje. V prípade, ak LHP

obnovu lesa sadbou predpisuje, je od uvedenej čiastky potrebné odpočítať doterajšie PPN z *Rozboru výkonov*, čím získame hodnotu 13 740 Sk.ha⁻¹ (štvrtý riadok tab. II, resp. IV).

Obdobným spôsobom sme vypočítali zvýšené PPN pre všetky navrhnuté ozdravné zásahy na dobu platnosti LHP. Vzhľadom na množstvo premenných, ktoré sa môžu meniť aj viackrát do roka, realizácia výpočtov by sa mala uskutočniť na základe programového riešenia. Kalkulácie sa vykonali v zjednodušenej forme, čo zodpovedá povahe tohto projektu.

VÝPOČET ROČNÝCH NÁKLADOV NA REALIZÁCIU OZDRAVNÝCH OPATRENÍ NA PRÍKLADE OLZ NÁMESTOVO

Celý postup výpočtu je prehľadne znázornený v tab. V. Sú v nej uvedené všetky druhy činnosti a zvýšené PPN z tab. I až IV.

Ďalší výpočet sme uskutočnili programovým riešením MYSTAT (Mihina, 1994). K vyčísleniam ďalších stĺpcov sme použili vzťah pre výpočet váženého aritmetického priemeru, kde váhy predstavovali výmery jednotlivých území

$$\text{MÚ Orava v Sk.rok}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} = [(s_1/v_1) \cdot v_1 + (s_2/v_2) \cdot v_2] / (v_1 + v_2) \quad (1)$$

kde: s_1 – celkové náklady na druh činnosti na MÚ Borsučie v Sk.rok⁻¹,

s_2 – celkové náklady na druh činnosti na MÚ Príslp v Sk.rok⁻¹,

v_1 – výmera MÚ Borsučie v ha = 577,47 ha,

v_2 – výmera MÚ Príslp v ha = 221,25 ha.

Matematickou úpravou pravej strany vzorca (1) sa výraz zjednoduší:

$$\text{MÚ Orava v Sk.rok}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} = (s_1 + s_2) / (v_1 + v_2) \quad (2)$$

Vzhľadom na skutočnosť, že pre ďalší výpočet nás zaujímali náklady v Sk.rok⁻¹, vypočítali sme ich vynásobením pravej strany rovnice (2) príslušnou výmerou, čím sa v tomto prípade výraz (2) zjednodušil na tvar:

$$\text{MÚ Orava v Sk.rok}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} = [(s_1 + s_2) / (v_1 + v_2)] \cdot (v_1 + v_2) = s_1 + s_2 \quad (3)$$

Vypočítané hodnoty sme zapísali do štvrtého stĺpca tab. V.

$$\text{COÚ Námestovo v Sk.rok}^{-1} = [(s_1 + s_2) / (v_1 + v_2)] \cdot V_{\text{COU}} \quad (4)$$

kde: COÚ – celkové ozdravované územie. V skutočnosti ide o celkové územie, ktoré je potrebné ozdraviť prednostne,

V_{COU} – výmera COÚ Námestovo = 2 559,33 ha.

Vypočítané hodnoty sme zapísali do piateho stĺpca tab. V.

$$\text{OLZ Námestovo v Sk.rok}^{-1} = [(s_1 + s_2) / (v_1 + v_2)] \cdot V_{\text{OLZ}} \quad (5)$$

kde: OLZ – celkové územie OLZ,

V_{OLZ} – výmera OLZ Námestovo = 68 692,27 ha.

Druh činnosti ¹	MÚ Borsučie ¹⁹	MÚ Príslop ²⁰	MÚ Orava ²¹	COÚ Námestovo ²²	OLZ Námestovo ²³
Príprava pôdy ²	8 510	4 417	12 927	41 422	1 111 760
Obnova lesa obalovanými sadenicami ³	43 514	10 735	54 249	173 829	4 665 574
Obnova lesa vyvýšenými sadenicami ⁴	1 794	0	1 794	5 748	154 289
Ochrana obaľovaním ⁵	23 364	35 791	59 155	189 550	5 087 504
Ochrana náterom ⁶	163 602	29 207	192 809	617 816	16 582 141
Ochrana obväzovaním ⁷	67 248	41 384	108 632	348 088	9 342 672
Ochrana mulčovaním ⁸	3 862	34 537	38 399	123 042	3 302 427
Ochrana proti hmyzu ⁹	3 863	1 480	5 343	17 121	459 514
Obnova lesa sadbou ¹⁰	33 434	31 039	64 473	206 590	5 544 868
Ochrana vyžíňaním ¹¹	66 598	31 636	98 234	314 770	8 448 413
Prerezávky ¹²	6 592	3 872	10 464	33 530	899 935
Prebierky ¹³	5 214	2 964	8 178	26 205	703 332
Zmena na clonný rub ¹⁴	179 834	24 676	204 510	655 309	17 588 462
Holorub ¹⁵	16 820	9 158	25 978	83 241	2 234 184
Zdravotný výber ¹⁶	21 457	0	21 457	68 754	1 845 365
Približovanie lanovkami ¹⁷	138 681	18 270	156 951	502 916	13 498 248
Spolu ¹⁸ Sk.rok ⁻¹	784 387	279 166	1 063 553	3 407 931	91 468 688

¹type of activity, ²soil preparation, ³regeneration by container-grown plants, ⁴regeneration by mound planting, ⁵protection by wrapping, ⁶protection by painting, ⁷protection by bandage, ⁸protection by mulching, ⁹forest protection from insects, ¹⁰regeneration by planting, ¹¹protection by mowing, ¹²cleanings, ¹³thinnings, ¹⁴changing to shelterwood felling, ¹⁵clear felling, ¹⁶sanitary selection, ¹⁷skyline cable logging, ¹⁸total, ¹⁹model plot Borsučie, ²⁰model plot Príslop, ²¹model plot Orava, ²²total restorative territory Námestovo, ²³forest enterprise Námestovo

VI. Suma ročných nákladov na realizáciu ozdravných opatrení na OLZ Čadca – Total year costs for realisation of restorative measures in FE Čadca

Druh činnosti ¹	MÚ Veľký Polom ³	MÚ Kys. N. Mesto ⁴	MÚ Kysuce ⁵	COÚ Čadca ⁶	OLZ Čadca ⁷
Spolu ² Sk.rok ⁻¹	453 611	742 761	1 196 372	1 640 325	127 918 989

¹type of activity, ²total, ³model plot Veľký Polom, ⁴model plot Kys. N. Mesto, ⁵model plot Kysuce, ⁶total restorative territory Čadca, ⁷forest enterprise Čadca

Tieto hodnoty sú obsiahnuté v šiestom stĺpci tab. V. Obdobným spôsobom sme vypočítali ročné náklady na realizáciu ozdravných opatrení aj pre OLZ Čadca. Z úsporných dôvodov ich uvádzame len sumárne v tab. VI.

KALKULÁCIA NÁKLADOV NA MELIORÁCIU LESNÝCH PORASTOV

Okrem prirodzených melioračných opatrení, a to premeny smrekových monokultúr na prírode blízke bukovo-jedľové a jedľovo-bukové porasty s prímiesou cenných listnáčov, boli na MÚ Oravy a Kysúc navrhnuté aj ďalšie melioračné opatrenia, ako je vápnenie a prihnojovanie minerálnymi hnojivami (Kukla in Kodrík et al., 1995). Keďže náklady na premenu monokultúr a hnojenie už boli vyčíslené v predchádzajúcej kapitole, bude sa zaoberať iba leteckou aplikáciou vápnenia.

Výpočet je urobený pre letecké rozmetanie melioračnej hmoty lietadlami M 18 Dromedár, pretože letecké firmy ponúkajú hlavne tento typ lietadla. Pri použití

helikoptéry MI-8, ktorá na rozmetanie jemne mletého vápna oveľa lepšie vyhovuje, je potrebné položku „letecké rozmetanie“ prenásobiť koeficientom 4,1. Tento koeficient sme vypočítali na základe rozdielnej ceny letovej hodiny MI-8, ktorá je v súčasnosti 36 000 Sk (letová hodina M 18 je 13 000 Sk), a kolísavosti nosností helikoptéry v závislosti od teploty vzduchu.

Celkové náklady na vápnenie MÚ Borsučie sme vyčísľili v štyroch položkách.

1. Nákup melioračných hmôt

$$3\,232\text{ t} \cdot 700\text{ Sk.t}^{-1} = 2\,262\,400\text{ Sk}$$

Množstvo jemne mletého vápna sme odvodili na základe tíračného stanovenia výmennej kyslosti pôd poškodených lesných porastov a ich výmery.

2. Letecké rozmetanie melioračnej hmoty (tab. VII)

3. Mzdy (fond odmiern) – 80 000 Sk

Vzhľadom na skutočnosť, že aplikácia melioračných hmôt do porastov sa v pláne výkonov za normálnych okolností nenachádza, je nevyhnutné vytvoriť fond pre

VII. Výpočet nákladov na letecké rozmetanie melioračnej hmoty (MÚ Borsučie) – Calculation of aerial forest amelioration (MP Borsučie)

Plocha ¹	Množstvo ²	Letisko ³	Vzdialenosť ⁴	Nosnosť M 18 ⁵	Počet letov ⁶	Čas 1 letu ⁷	Počet letových hodín ⁸	Cena letovej hodiny ⁹	Náklady celkom ¹⁰
(ha)	(t)	–	(km)	(t)	–	(min)	(h)	(Sk)	(Sk)
334,18	3 232,0	Bobrov	20	1,5	2 155	15	539	13 000	7 007 000

¹area, ²amount, ³airport, ⁴distance, ⁵maximum load of M 18, ⁶number of flights, ⁷one flight duration, ⁸number of flight hours, ⁹costs per flight hour, ¹⁰total costs

VIII. Celkové priame náklady na vápnenie v MÚ Borsučie a Veľký Polom – Total direct costs for liming on model plots Borsučie and Veľký Polom

Druh nákladov a výkonov ¹	MÚ Borsučie ⁷ (Sk)	MÚ Veľký Polom ⁸ (Sk)
Melioračné hmoty ²	2 262 400	1 007 510
Letecké rozmetanie ³	7 007 000	1 456 000
Mzdy (fond odmien) ⁴	80 000	80 000
Réžia (na vápnenie) ⁵	1 934 400	853 880
Spolu ⁶	11 283 800	3 397 390

¹costs and capacities, ²melioration material, ³aerial spreading, ⁴wages, ⁵overhead costs (for liming), ⁶total, ⁷model plot Borsučie, ⁸model plot Veľký Polom

zainteresovaných pracovníkov pri uvažovaní o realizácii týchto výkonov vo vlastnej réžii. Jeho výška bola stanovená na základe doterajších skúseností pri vápnení lesných porastov v podobných podmienkach.

4. Réžia (80 % z položiek uvedených v bode 1. a 3.) – 1 934 400 Sk

Je potrebné poznamenať, že uvedená hodnota nepredstavuje vnútropodnikovú réžiu, ale súhrn nákladov napr. na dopravu melioračných hmôt, ich nakladanie do lietadla, údržbu provizórneho letiska a pod. Taktiež táto položka bola vyčíslená na základe doterajších skúseností z podobných podmienok.

Celkové priame náklady na vápnenie 334,18 ha v MÚ Borsučie a 217,19 ha v MÚ Veľký Polom sú obsiahnuté v tab. VIII.

Dávky CaCO₃ vyššie ako 2,5 t.ha⁻¹ je potrebné rozdeliť a do porastov aplikovať v trojročnom intervale. Preto v prvom roku na MÚ Borsučie je potrebné rozmetať 812,46 t (2 836 521 Sk) a na MÚ Veľký Polom 535,96 t (1 265 114 Sk).

Ak by sme rovnakým tempom a spôsobom chceli meliorovať celé územie OLZ Námestova, potrebovali by sme: 68 692,27/334,18 = 205 rovnakých výmer a celkové priame náklady by boli: 205 · 11 283 800 Sk = 2,3 mld. Sk.

VÝPOČET NÁKLADOV NA NÁKUP TECHNICKÝCH ZARIADENÍ A VÝSTAVBU OBJEKTŮ PRE ZABEZPEČENIE OZDRAVNÝCH OPATRENÍ

Na zabezpečenie praktickej realizácie ozdravných opatrení MÚ sme navrhli tieto technické zariadenia a objekty (Greguš in Kodrík et al., 1995):

1. Spevnenie zvršku zemnej cesty v cene 380 000 Sk.km⁻¹.
2. Výstavba lesnej cesty v cene 1 400 000 Sk.km⁻¹.
3. Postavenie kŕmnych zariadení ekologickej ochrany lesa proti lesnej zveri metódou Časnochu (Časnocha in Greguš, 1980) v cene 28 000 Sk.ks⁻¹.

4. Prevádzka ekologických kŕmencov po 8 000 Sk. .rok⁻¹.ks⁻¹.

5. Nákup krovínorezov s pôdnym kultivátorom (Stihl Bc) po 30 000 Sk.ks⁻¹.

6. Nákup jednomužných motorových jamkovačov po 30 000 Sk.ks⁻¹.

Jednotlivé náklady boli získané na základe údajov pracovníkov lesníckeho výskumu (Fertaľ, Sabadoš), resp. informácií predajcov uvedených zariadení.

Výpočet nákladov na nákup technických zariadení a výstavbu objektov pre zabezpečenie v predchádzajúcich kapitolách navrhovaných pestovných a melioračných ozdravných opatrení v MÚ je v tab. IX.

CELKOVÉ ZHODNOTENIE VÝSLEDKOV

Následky neuváženej hospodárskej činnosti človeka sa u nás doteraz vyčísľovali iba ako straty, ktoré boli zakotvené aj do *Metodického usmernenia výpočtu náhrady za poškodzovanie a obmedzovanie využívania lesa*, zverejneného vo Vestníku MP SR 1994.

Hlavným prínosom *Vykonávacích projektov ozdravných opatrení pre najviac postihnuté oblasti Slovenska imisiemi* je vytvorenie *Návodu na predpisovanie pokynov ozdravných opatrení* a finančné zhodnotenie ozdravných opatrení, vyčíslené na základe konkrétnych zistení priamo v teréne na MÚ. Tieto postupy je možné použiť aj v iných územiach postihnutých imisiemi. Finančné zhodnotenie ozdravných opatrení by v budúcnosti mohlo byť zapracované aj do spomínaného *Metodického usmernenia výpočtu náhrady*... ako druh náhrady za zvýšené nákladové a hodnotové ukazovatele lesnej výroby.

ZÁVER

Ekonomické zhodnotenie nákladov na realizáciu navrhovaných ozdravných opatrení bolo zamerané hlavne

Nákladové položky ¹	Modelové územia v OLZ Námestovo v tis. Sk ²	Modelové územia v OLZ Čadca v tis. Sk ³
Spevnenie zvršku cesty 9,2 km ⁴	3 500	–
Výstavba cesty 3,3 km ⁵	–	4 260
Ekologické krmelce pre zver podľa Časnocha ⁶	4 ks po 112	8 ks po 224
Náklady na prevádzku ekologických krmelcov po dobu 5 rokov ⁷	160	320
Krovinorez s kultivátorom (Stihl Bc) ⁸	3 ks po 90	2 ks po 60
Jednomužný jamkovač ⁹	2 ks po 52	2 ks po 52
Spolu v tisícoch Sk ¹⁰	4 482	6 956

¹costs, ²model plots in forest enterprise (FE) Námestovo (thousand Sk), ³model plots in FE Čadca (thousand Sk), ⁴road stabilization 9.2 km, ⁵road construction 3.3 km, ⁶ecological feed racks according to Časnocha, ⁷5-year operational costs of feed racks, ⁸brush cutter with cultivator, ⁹one-man hole digger, ¹⁰total in thousand Sk

na pestovnú činnosť, ochranu lesa, melioračné opatrenia, nákup technických zariadení a výstavbu objektov na sprístupnenie ozdravovaných porastov. Z rozboru týchto nákladov vyplýva, že synergické pôsobenie škodlivých činiteľov na lesné ekosystémy je pre všetky zhodnotené MÚ rozdielne (tab. V až IX). Uvedené svedčí o použití správnej metodiky riešenia, a to ako dynamického modelu založeného na údajoch zistených priamo v teréne.

Za predpokladu, že ozdravné opatrenia zamerané hlavne na pestovnú činnosť a ochranu lesa sa budú vykonávať počas desiatich rokov (vypočítané boli iba na dobu platnosti LHP), potom údaje uvedené v tab. V a VI v stĺpcoch COÚ Námestovo a COÚ Čadca je potrebné prenášobit desiatimi.

Priame náklady na vápnenie výmery 334,18 ha z MÚ Borsuče (celé MÚ má výmeru 577,47 ha) a výmery 217,19 ha z MÚ Veľký Polom (celé MÚ má výmeru 296,75 ha) sú uvedené v tab. VIII.

Náklady na nákup technických zariadení a výstavbu objektov pre zabezpečenie praktickej realizácie ozdravných opatrení MÚ sú v tab. IX.

Spočítaním uvedených nákladov na realizáciu navrhovaných ozdravných opatrení za jednotlivé OLZ získame celkové priame náklady na ich realizáciu. V našom prípade pre región Oravy tieto náklady predstavujú celkovú sumu 49 845 110 Sk a pre región Kysúc 26 756 640 Sk. Vzhľadom na rozdielne výmery, na ktorých sa jednotlivé ozdravné opatrenia majú vykonať, výpočet nákladov na 1 ha nie je možné uvádzať jedným číslom, ale iba rozpätím v závislosti od výmery, na ktorej sa jednotlivé opatrenia majú vykonať. V regióne Oravy sme tieto náklady vypočítali v rozpätí 19 476–149 156 Sk.ha⁻¹. Najvyššie náklady sú na územiach, kde je navrhované vápnenie, a najnižšie na COÚ. Pre región Kysúc sme vypočítali 37 047–123 195 Sk.ha⁻¹. Náklady na ozdravné opatrenia – okrem prác vykonávaných dodávateľským spôsobom – boli vyčíslené ako priemerné priame náklady, teda bez vnútropodnikovej réžie.

Na základe vypracovaného návodu na predpisovanie pokynov ozdravných opatrení a príkladov ich ekonomického zhodnotenia z modelových území si v budúcnosti lesná prevádzka môže zostavovať ročné plány

ozdravných opatrení aj na ostatnom území postihnutom imisiami.

Literatúra

- BUBLINEC, E. – KODRÍK, M. et al., 1994. Rámcové projekty ozdravných opatrení vo vytypovaných oblastiach. [RÚ č. 15/PHÚ – OLH.] Zvolen, Ústav ekológie lesa SAV: 1518.
- GREGUŠ, C., 1980. Výsledky rúbaňového hospodárstva na výskumnej základni Biely Váh. Bratislava, Príroda: 234.
- GRÉK, J. et al., 1991. Zásady hospodárenia v lesoch Slovenska postihnutých imisiami. Bratislava – Zvolen: 145.
- KODRÍK, M. et al., 1995. Vykonávacie projekty ozdravných opatrení v regiónoch Kysúc a Oravy. [RÚ č. 2b.] Zvolen, Ústav ekológie lesa SAV: 140.
- KUNDRÍK, F., 1995. Návrh algoritmov na výpočet priemerých priamych nákladov. [Rukopis.] Zvolen, Ústav ekológie lesa SAV.
- MIHINA, V., 1994. MYSTAT – Programový systém pre základnú matematicko-štatistickú analýzu rozsiahlych súborov číselných údajov na PC s operačným systémom MS-DOS. Zvolen, LVÚ: 25.
- NOCIAR, V. – NOCIAROVÁ, G., 1994. Vplyv antropogénnych činiteľov na les a hodnotu sortimentov dreva. Lesn. čas., 40: 431–441.
- NOCIAROVÁ, G., 1995. Analýza vplyvu imisií na nákladové a hodnotové ukazovatele lesnej výroby. Lesn. čas. – Forestry Journal, 41: 21–29.
- NOCIAROVÁ, G. – TUTKA, J., 1991. Ekonomické vyjadrenie strát spôsobených antropogénnou činnosťou na lesných ekosystémoch. [Záverečná správa.] Zvolen, LVÚ: 77.
- NOCIAROVÁ, G. – TUTKA, J., 1993. Ekonomické vyjadrenie strát spôsobených antropogénnou činnosťou na lesných ekosystémoch. [Záverečná správa.] Zvolen, LVÚ: 34.
- NOCIAROVÁ, G. – TUTKA, J. et al., 1995. Metódy zisťovania (merania) lesných škôd pre praktické potreby pri uplatňovaní náhrady škody. [RÚ 4d/1995.] Zvolen, LVÚ: 51.
- PETRÁŠ, R. – HALAJ, J., 1993. Prírastky imisne poškodených smrekových porastov. Lesn. čas., 39: 553–558.
- PETRÁŠ, R. – NOCIAR, V. – MECKO, J. et al., 1993a. Výskum rastu a produkcie drevnín v imisnom ovplyvnení. [Záverečná správa.] Zvolen, LVÚ: 65.

- PETRAŠ, R. – NOCIAR, V. – PAJTIK, J., 1993b. Prírastkové zmeny smreka poškodeného imisiami. *Lesnictví-Forestry*, 39: 116–122.
- PETRAŠ, R. – MECKO, J. – NOCIAR, V., 1995. Redukčné koeficienty pre sortimentáciu smrekových suchárov. *Lesn. Čas. – Forestry Journal*, 41: 219–229.
- PRIESOL, A., 1989. Produkcia smrekových porastov poškodených imisiami. *Lesnictví*, 35: 899–910.
- RAČKO, J. et al., 1991. Výskum metód a prostriedkov monitoringu ekológie a zdravotného stavu lesov. [Záverečná správa.] Zvolen, LVÚ: 121.
- RAČKO, J. et al., 1995. Monitoring zdravotného stavu lesov na Slovensku. [Správa z účelovej úlohy č. 1/ÚČ.] Zvolen, LVÚ: 160.
- SCHEER, L., 1990. Zhodnotenie vplyvu imisií na hrúbkový a objemový prírastok smrekových porastov LHC Oravská Polhora. *Lesn. Čas.*, 36: 3–11.
- ŠTEFANČÍK, I. – CICÁK, A., 1994. Zdravotný stav smreka a porastová štruktúra na výskumných monitorovacích plochách v oblasti Lesného závodu Čadca. *Lesnictví-Forestry*, 40: 22–28.
- VOŠKO, M. – KLUBICA, D., 1993. Vplyv zmenených ekologických podmienok na rastový proces smrekových ekosystémov. *Lesn. Čas.*, 40: 359–369.
- VESTNÍK MP SR, 1994. Metodické usmernenie výpočtu náhrad za poškodzovanie a obmedzovanie využívania lesa. Bratislava, 26: 77–102.
- ZBORNÍK, 1989. Zdravotný stav lesov v SSR. Zbor. ref. zo seminára. Zvolen, VÚLH: 177.

Došlo 10. 2. 1998

ECONOMIC EVALUATION OF RESTORATIVE MEASURES IN IMMISSION DAMAGED REGIONS ORAVA AND KYSUCE

F. Kundrík, C. Greguš, M. Kodrík

Institute of Forest Ecology, Slovak Academy of Sciences, Štúrova 2, 960 53 Zvolen

Problem and methods of economic evaluation of restorative measures in forests damaged by immissions were described in the contribution *Restorative measures in forests damaged by immissions*. In this paper the following documents are presented:

- *Directions of restorative measures instructions* (Greguš in Kodrík et al., 1995),
- *Restorative measures scheme*, processed in the field for every stand of representative model plots in Kysuce and Orava regions (Greguš, Štefančík in Kodrík et al., 1995),
- *Performance standards for forestry*,
- *Performance analysis for 1995 in Čadca forest enterprise and Námestovo forest enterprise*,
- *Algorithm for calculation of added average direct costs* (Kundrík, 1995).

This contribution is focused on economic calculation of added costs for silvicultural, ameliorational and technical restorative measures as exemplified by model plots (MP) in Orava and Kysuce regions.

According to *Restorative measures scheme* processed in the forest stands of MP we have made tables for statement of annual average direct costs (ADC) for restorative measures (Tab. I–IV) (Kundrík in Kodrík et al., 1995). There have been created two tables for each MP. Tab. I contains statement of average direct costs for restorative measures classified in the *Restorative measures scheme* as arrangements out of terms of forest management plan. Tab. II has been used for statement of average direct costs for restorative measures in terms of forest management plan but processed in higher quality (Tabs. II, IV). In Chapter 3.1 there is presented the only example of statement of added aver-

age direct costs for forest regeneration due to extensiveness of algorithm.

Statement of added average direct costs consists of 4 separate steps:

- added labour costs due to expanded afforestation pits making,
- added acquisition costs due to higher quality plants for afforestation,
- added labour costs due to fertilization in the forest stands,
- added acquisition costs due to purchase of mineral fertilizers.

Determination of added average direct costs consists of two steps:

- a) Determination of expected average personal costs.

The basis for determination of average personal costs is *Performance analysis*. Added personal costs (%) are determined in Chapter 1 and 3 and represent 50% and 10%, respectively. Increasing of 60 % forms 5005 Sk.ha⁻¹.

- b) Determination of expected afforestation costs.

Added costs for afforestation in per cent are calculated in Chapter 2 which represent 25% increasing (2100 Sk.ha⁻¹). Determination of added average direct costs consists of 2 steps. The first is calculation of expected average direct costs from performance standards (23,550 Sk.ha⁻¹) and from items a, b and 4:

$$23,550 + 5005 + 2100 + 420 = 31,075 \text{ Sk.ha}^{-1}$$

According to *Restorative measures scheme* the number of plants was proposed by 20% higher. It is necessary to increase an amount of 31,075 Sk.ha⁻¹ by 20% (= 37,290 Sk.ha⁻¹). This amount represents added average direct costs if the forest management plan does not prescribe artificial regeneration. In case of set the

artificial regeneration it is necessary to subtract expected average direct costs from *Performance analysis* (= 13,740 Sk.ha⁻¹ – the fourth line in Tabs. II and IV, respectively).

Determination of yearly costs for restorative measures realization for example of FE Námestovo is presented in Tab. V. There are represented all operations and added average direct costs from Tabs. I–IV. The values in columns 4–6 (Tab. V) were recalculated according to references (3), (4), (5). Annual costs for realisation of restorative measures in FE Čadca were determined similarly. There is a determination of aerial forest amelioration costs in MP Borsušie (Tab. VII).

Total direct costs for liming of 334.18 ha (MP Borsušie) and 217.19 ha (MP Veľký Polom) are presented in Tab. VIII. Calculations of purchase costs for technical equipment and for building are demonstrated in the Tab. IX.

Essential utility of our contribution is formation of *Directions for restorative measures instructions* calculated according to particular investigations in the field. This algorithm can be used as directions in immission damaged areas for financial determination of restorative measures.

Kontaktná adresa:

Ing. Ferdinand Kundrik, CSc., Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, Slovenská republika

SLOVNÍK

dřezozpracujícího průmyslu a lesního hospodářství

německo-český a česko-německý



125 x 190 mm
470 str., váz.
ISBN 80-85784-41-6
PC 495,- Kč

- 25.000 hesel z oblastí: těžba a zpracování dřeva, jeho anatomie, vlastnosti, vady a škůdci, výroba materiálů na bázi dřeva, stavební výroba, dřevěné stavební konstrukce, výroba nábytku včetně nábytku čalouněného, výroba zápalek, tužek, dřevěných hraček, sportovních potřeb, hudebních nástrojů a jiných drobných předmětů.
- Rozsáhlá dvoudílná příloha na konci knihy skládající se ze dvou částí: obrázkového slovníku a seznamu platných německých a českých norem používaných v oboru.
- Slovník sestavoval desetičlenný tým odborníků s dlouholetou praxí v oboru.
- Je určen všem výzkumným, technickým a hospodářským pracovníkům výrobních podniků a obchodních firem, které dovážejí nebo vyvážejí dřevo a výrobky ze dřeva, pracovníkům státních institucí, výzkumných a vzdělávacích zařízení, překladatelům a čtenářům německé odborné literatury.

Objednávky a informace:
Nakladatelství FRAUS
 Goethova 8, 301 31 Píseň, tel.: (019) 722 61 02 nebo 22 10 69
 fax: (019) 722 45 94, e-mail: info@fraus.cz

FRAUS
... lepší komunikace

REFERÁT

PROBLÉMY RACIONALIZACE V LESNÍM HOSPODÁŘSTVÍ SE ZVLÁŠTNÍM ZŘETELEM K PĚSTEBNÍ PÉČI O LESNÍ POROSTY

PROBLEMS OF RATIONALIZATION IN THE FOREST MANAGEMENT SECTOR WITH SPECIAL RESPECT TO SILVICULTURAL TREATMENTS IN FOREST STANDS

J. Šindelář

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 156 04 Jíloviště-Strnady

ABSTRACT: Intensive forest management in the Czech Republic implies permanently increasing costs of management, among other things of silvicultural practices, similarly like in the other Central European countries. Such a situation, and low wood prices and high wages, can cause deficits in some cases in the forest management. General rationalization, including forest stand management, is a way of addressing the present problems. These silvicultural concepts formulated for some areas or countries of Central Europe are given and described as examples of possible systematic measures of management rationalization (LÖWE Program for Lower Saxony, FRG, new concepts of forest management for Baden-Württemberg, management system according to H. Reininger, Austria, systems of ecological, nature-friendly forest management, management systems developed for the conditions of the Czech Republic, and a Program of Sustainable Management in the Forests, Cultural Practices and Regeneration, Lesy České republiky, national enterprise).

forest management; rationalization; silvicultural practices

ABSTRAKT: Intenzivní lesní hospodářství v České republice je obdobně jako v jiných středoevropských zemích spojeno s trvale rostoucími náklady na hospodaření, mj. na pěstební péči. Tyto skutečnosti, spojené s nízkými cenami dřeva a vysokými mzdami, mohou vést v některých případech až k deficitním situacím v hospodaření. Východisko ze současného stavu představuje všestranná racionalizace, a to i v péči o lesní porosty. Jako příklady možných soustavných racionalizačních opatření se uvádějí a charakterizují některé pěstební koncepty formulované pro určité oblasti nebo země střední Evropy (program LÖWE pro Dolní Sasko, SRN, nové koncepty lesního hospodářství pro Bádensko-Württembersko, systém hospodaření podle H. Reininger, Rakousko, systémy ekologicky orientovaného, přírodě blízkého lesního hospodářství, systémy hospodaření vypracované pro podmínky České republiky a program trvale udržitelného hospodaření v lesích, výchova a obnova, Lesy České republiky, s. p.).

lesní hospodářství; racionalizace; pěstební péče

NALÉHAVOST RACIONALIZAČNÍCH OPATŘENÍ V LESNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

Intenzivní lesní hospodářství v České republice, orientované převážně na umělou obnovu lesních porostů, úpravy druhové skladby a značné úkoly ve výchově porostů, je spojeno s trvale rostoucími náklady na hospodaření, mj. na pěstební péči. K neuspokojivým výsledkům hospodaření mnohých lesních závodů přispívají relativně nízké ceny dřeva, obtíže s realizací

některých sortimentů, zvláště slabších dimenzí, vysoké mzdy v lesním hospodářství aj. Tyto skutečnosti vedou v mnoha případech až k deficitním situacím v hospodaření.

Podobné skutečnosti se projevují i v současnosti ve středoevropském prostoru obecně (Švýcarsko, Německo, Rakousko); tam řada lesních závodů různých kategorií vykazuje záporné výsledky hospodaření. Pokud jde o Českou republiku, jsou na základě dostupných informací (Zpráva o stavu lesního hospodářství ČR, stav

ke 31. 12. 1996; Sobotková, 1997) celkové výsledky hospodaření zatím ještě kladné. Průměrný zisk obnáší 90 Kč.ha⁻¹ před zdaněním, na dotace Ministerstva zemědělství ČR však připadá 136 Kč.ha⁻¹, takže celkový výsledek bez dotací je záporný, a to -46 Kč.ha⁻¹. Zvláště napjatá je situace u obecních lesů, kde by bez dotací hospodářský výsledek hluboko poklesl do záporných hodnot. Obdobně je tomu (i když v menší míře) u soukromých lesů. Zatím nejúspěšnější finanční výsledky hospodaření vykazují Lesy České republiky, s. p., kde výsledek bez dotací je pozitivní, a to 77 Kč.ha⁻¹.

Konkrétní vývoj do nejbližší budoucnosti lze obtížně předpokládat. Nejistý je další vývoj dotační politiky s ohledem na současně obecné problémy národního hospodářství v České republice. I když na dotace na některá hospodářská opatření existuje v současnosti nárok ze zákona, není jistá jejich úroveň. Spíše lze předpokládat možné redukce, a to jednak omezení podpor na práce, na něž lze ze zákona podpory poskytovat, ale není na ně právní nárok, jednak je možné i omezování výše příspěvků ve srovnání se současným stavem. Zvláště citelně se může naznačený vývoj dotknout těch lesních majetků, které s ohledem na přírodní podmínky a stav lesa (dřevní zásoba lesních porostů, zejména její celková úroveň, poměr věkových tříd aj.) mohou těžit relativně nízká množství hodnotného dříví ročně.

Východisko ze současného stavu a pro budoucnost představuje všestranná racionalizace v celém lesním hospodářství, v nezbytných případech dokonce zřetelné až výrazné snížení intenzity hospodaření (Duc, Zbinden, 1997; Schütz, 1996, aj.), a to i v péči o lesy. S ohledem na současný pokles konjunktury a množení deficitních výsledků hospodaření i jako důsledky intenzivního lesního hospodářství jsou zejména v zahraničí aktuální požadavky na racionalizaci až extenzifikaci hospodaření v lesích, a to i v pěstování lesů (Erler, 1997; Otto, 1994; Wollborn, 1997, aj.). Vedle četných prací na toto téma v zahraničí (Freudenstein, 1997; Richter, 1996; Rödig, 1995; Tiefenbacher, 1994, aj.) se i v České republice v poslední době objevují obdobně zaměřené články (Bludovský, 1997a; Oliva, Řezáč, 1997, aj.).

Pod pojmem racionalizace se obvykle rozumí (v souvislosti s odvozením výrazu od základního pojmu „ratio“) uplatnit více rozumných aktivit v provozu a správě podniku. Racionalizační opatření by neměla nikdy končit, měla by mít permanentní charakter. K racionalnímu myšlení a jednání v lesním hospodářství patří zejména: jasné cíle hospodaření, operativnost, vhodné využívání konfliktních situací při kompromisním řešení, dále upevňování dobrých znalostí a schopností doškolením, sociální kompetence vedoucích pracovníků, zpracování vhodných koncepcí, vhodné vedení spolupracovníků. V podnikatelském provozu se zpravidla o pokroku v racionalizaci hovoří tehdy, jestliže se zvýší produktivita práce, když poklesne provozní koeficient, tj. náklady na vyrobenou jednotku výnosu, dochází-li k omezování materiálových vkladů, vkladů pracovníků a finančních, pokud se dosahuje lepší rentability.

Racionalizační opatření se mohou projevit především ve zvýšení průměrné ceny dřeva a v optimální struktuře sortimentů. K opatřením může patřit zejména to, že nerentabilní sortimenty se nevyrábějí a dřevo se nezpracované ponechává v lese, při sortimentaci se minimalizuje podíl průmyslového dříví kategorie IV, V a VI. Aktivita se orientuje na zvýšení podílu kmenového dříví, tj. výřezů kategorie I, II a III, pokud možno zejména cenného dříví (kategorie sortimentů I a II).

Pokud jde o nákladové položky v rámci provozních prací, navrhuje Freudenstein (1997) např. omezení rozsahu kultur, zvýšení podílu přirozené obnovy, nižší rozsah opatření proti škodám zvěří v souvislosti se současnou redukcí stavů zvěře, omezení stavby cest a orientaci jen na údržbu existujících cest a svážnic, pokud jsou k soustředování a dopravě dřeva potřebné. V oboru lesní těžby se navrhuje omezení až vyloučení výroby nerentabilních sortimentů, dále mechanizace těžby slabého dříví v probírkách s využitím harvesterů a vyvážecích souprav, zjednodušení měření dřeva hromadné produkce (pilářské výřezy IIB, sortimenty IV, V a VI). Dále jde o omezení výchovných prací, zejména omezení počtu zásahů v porostech, prodloužení frekvence zásahů, orientaci na zásahy v úrovni, využívání pozitivního vlivu zástinu obnovovaných porostů, omezení nákladného vyvívání. Podle názoru autora je v souvislosti s redukcí stavů zvěře třeba omezit i náklady na chov a lov zvěře (omezení krmení zvěře, využívání dobrovolných zájemců pro redukční odstřely zvěře aj.).

Vedle provozních opatření, orientovaných na zvýšení výnosů z výroby a prodeje dřeva a omezení nákladů na práce v lesním provozu, se uvažuje a v praxi realizuje (např. v SRN) v rámci reorganizací redukce správních a provozních jednotek a s tím spojená redukce počtu lesního personálu.

Některá z naznačených opatření, jež se sledují zejména v SRN, Švýcarsku (Schütz, 1966), ve Francii a jinde, jsou s ohledem na obecně přírodní, zejména však organizační a ekonomické podmínky, realizovatelná i v našich podmínkách. Možnosti racionalizace v oboru produkce, prodeje a spotřeby dřeva analyzoval zejména Bludovský (1997a,b). Náměty na řadu racionalizačních opatření v lesním hospodářství Lesů České republiky, s. p., obsahuje výklad Olivy publikovaný v Lesnické práci (Oliva, Řezáč, 1997). Zdůrazňuje se zejména snaha krytí potřeb vlastními zdroji, vytvoření úsporné organizační struktury, snižování režijních nákladů, promyšlené vynakládání finančních prostředků. Zaujímá se rovněž stanovisko k problematice tvorby a pěstování lesů a zdůrazňuje se, že v současnosti a budoucnosti má lesní hospodářství směřovat k vytváření diferencovaných a stabilních lesních ekosystémů. Za základní prostředek realizace těchto cílů se považuje využívání biologických tvořivých sil přírody, nikoli další zvyšování energetických a kapitálových vstupů. Za významný prvek v oboru racionalizace v rámci Lesů České republiky, s. p., se považuje soustavné zvyšování odborné úrovně pracovníků. Jedním ze základních opatření v tomto směru má být kvalifikační zkouška pro od-

borné lesní hospodáře. Získání této kvalifikace se má stát podmínkou pro výkon zásadních funkcí u LČR a má mít i vliv na finanční ohodnocení zaměstnanců.

Racionalizace jako záměrné, perspektivně orientované myšlení a jednání se považuje za trvalý úkol. Dosažený stav má být stále kriticky zkoumán z hlediska možných zlepšení technologických, výnosových, z hlediska stupně dosažení žádoucích hospodářských cílů i po stránce finanční. Pokud by mělo dojít k úsporám a větší zátěži správních a výkoných pracovníků v lesním hospodářství, je třeba tyto situace řešit dokonalejším informačním a komunikačním systémem a zlepšením organizace práce. Racionalizace má být nedílnou součástí hospodářství. Jde o dosažení hospodářských cílů co nejúspěšnějšími prostředky v optimálním obsahu a rozsahu jak ve správních, tak i ve výkoné oblasti v lesním hospodářství.

PŘEHLED NĚKTERÝCH SOUČASNÝCH KONCEPCI PĚSTEBNÍ RACIONALIZACE

Zájem o racionalizaci v lesnické pěstební technice se odráží ve značném množství prací různého charakteru, publikovaných v lesnickém tisku. Podstatná část příspěvků je věnována jednotlivým dílčím problémům z oboru obnovy a výchovy lesních porostů i z jiných oblastí pěstební činnosti. Existují však i práce souborné, které se snaží postihnout problematiku racionalizace pěstování lesů v celé šíři (Arenhövel, 1996; Otto, 1993, 1994; Schütz, 1996; Schütz, Oldemann, 1996; Spellmann, 1995, aj.). Rovněž v české literatuře se objevila řada prací, orientovaných buď přímo na dílčí problémy racionalizace v pěstování lesů, nebo jsou v souvislosti s obecněji projednáváním problematikou některé prvky racionalizačního charakteru analyzovány, event. zmíněny (Kořulič, 1992; Poleno, 1996; Šindelář, 1998, 1993, 1997, 1998, aj.). Některé souborné studie publikované v bližší či vzdálenější minulosti jsou orientovány na určité směry racionalizace lesní výroby, např. na využití mechanizace v lesním hospodářství (Čížek, 1979), na problematiku obnovy a výchovy lesních dřevin listnatých, především buku (Indruch, 1985) nebo na pěstební práce v celé šíři (Šimek, 1976).

V souvislosti s racionalizací prací v lesním hospodářství (specificky v pěstování a ochraně lesů) vznikají v současnosti celé nově orientované koncepty různých autorů pro odlišné menší či větší lesní oblasti nebo celé rozsáhlé regiony až země. Specifickou charakteristikou těchto nových pěstebních koncepcí je princip racionalizace zaměřený na systémy ekologicky orientovaného nebo přírodně blízkého lesního hospodářství. V souvislosti s racionalizačním zvýšením efektivity prací má být dosaženo cílů spojených s přetvářením lesů na hospodářské způsoby (útvary) blízké přírodě. K těmto cílům patří specificky (podle podmínek, pro které jsou koncepty zpracovávány) zejména snížení stupně hemobie lesních ekosystémů, aproximace druhové a odrůdové skladby podmínkám prostředí, snížení pracovní a ener-

getické náročnosti lesního hospodářství a zvýšení ekonomické efektivity. Významným cílem je dále zvýšení stability lesních ekosystémů a hodnoty produkce lesů. Jako příklady racionalizujících, nově orientovaných systémů lesního hospodářství, spojených s dosažením uvedených cílů, lze uvést následující programy.

Program LÖWE (Dolní Sasko, SRN)

Program LÖWE (dlouhodobý ekologický vývoj lesů) byl vypracován pro státní (zemské) lesy v Dolním Sasku (SRN) a je orientován na realizaci trvalého dlouhodobého vývoje lesů (Otto, 1994, aj.). Jde o program, jehož uskutečňování v praxi bude úkolem lesníků několika generací. Základním obsahem tohoto programu, který byl schválen vládou a vyhlášen jako základní směr lesního hospodářství v lesích státních a veřejných s doporučením, aby byl akceptován i pro lesy soukromé, jsou zejména tyto principy: ochrana půdy a stanoviště v širším pojetí, vhodná volba dřevin, zvýšení podílu porostů listnatých a smíšených, používání cizokrajných dřevin pouze tehdy, když je možné tyto dřeviny integrovat do systému domácího lesního hospodářství. Při obnově lesa se má podle možností dávat přednost přirozené obnově, omezeny až vyloučeny mají být holé seče a je třeba vytvářet mnohotvárné, strukturované lesní ekosystémy. Program byl zpracován mj. i se zřetelem na zajišťování nevýrobních funkcí lesů, zejména zájmů ochrany přírody a krajiny, a akceptovaly ho i příslušné organizace tohoto zaměření.

Postupně má být v lesích zhuštěna síť chráněných porostních souborů – mj. pro zabezpečení existence ohrožených druhů rostlin a zvířat. Tyto porostní soubory mají současně sloužit i jako referenční plochy pro lesnickou praxi a výzkum. V souvislosti s těmito opatřeními se má zajišťovat existence a ochrana určitého množství odumřelých stromů v lesních porostech. Má se dále věnovat pozornost utváření lesních a porostních okrajů, uplatňovat ekologicky orientovaná ochrana lesů s omezením aplikace chemických látek. Program doplňují zásady týkající se úpravy stavů zvěře a koncepty používání vhodné techniky v lesním hospodářství, specificky v těžbě dřeva a jeho soustředování. Realizace programu bude vyžadovat flexibilitu v lesnickém plánování, změny ve strategii obnovy a výchovy lesních porostů, užší spolupráci se specialisty ochrany přírody. Důležitou součástí programu je aspekt racionalizace prací v oboru pěstování a ochrany lesů, omezení energetických vkladů, snížení pracovní a nákladnosti prací v lesích s cílem dosáhnout vyšší hospodářské efektivity.

Nová koncepte lesního hospodářství v Bádensku-Württembersku (SRN)

Souběžně s programem LÖWE se realizuje nová strategie a koncepte lesního hospodářství ve spolkové zemi Bádensko-Württembersko (SRN) (Makkonen-Spiecker, 1996). Tato koncepte byla vyvolána zejména cílem racionalizovat lesní hospodářství s ohledem

na omezené veřejné finanční prostředky. Výsledkem realizace má být zejména dokonalejší využívání spontánních růstových dynamických procesů v lesních ekosystémech k dosažení cílů hospodaření. Podle tohoto programu představuje největší možnosti v oboru pěstování lesů obnova lesních porostů. Podíl přirozené obnovy, který v současnosti tvoří 40 %, se má postupně zvyšovat až na 60 %. Místo dosavadních obecných způsobů péče o lesní porosty, které jsou pracné a nákladné, se mají uplatňovat nové flexibilní koncepce, při nichž se bude větší důraz klást na dokonalejší využívání spontánního dynamického vývoje lesních porostů. Přechod k dlouhodobým postupům přirozené obnovy lesních porostů má přispět k dokonalejšímu využívání pozitivního vlivu zástiny obnovovaných porostů na nálety a nárosty. Využívání spontánních selekčních procesů místo nákladných výchovných opatření má zvláště v náletech a nárostech vést k významným úsporám.

Nová koncepce pěstování lesů, realizovaná v Bádensku-Württembersku, obsahuje dále tyto zásady: omezení holých sečí, uplatňování extenzivních postupů umělé obnovy lesních porostů jen v případě nutnosti (zpravidla formou doplňování a podsadeb), omezení chemizace v lesnické pěstební praxi, kontinuální akumulace odumřelé stojící a ležící biomasy, a to až do výše 5 % porostních zásob. K dalším základním principům pěstební péče o lesní porosty patří zajištění pěstebně únosných stavů zvěře, omezené využívání těžebních strojů – harvesterů a účelné využívání koňských potahů pro soustřeďování dříví (zejména v souvislosti s přirozenou obnovou lesních porostů).

Systém hospodaření podle H. Reiningera (Rakousko)

Systém přírodě blízkého lesního hospodářství s řadou racionalizačních prvků navrhl a v Rakousku v praxi realizuje Reininger (1976, 1979, 1987, aj.). Základem tohoto postupu je kromě aproximace druhové skladby lesních porostů přírodním podmínkám a vhodné volby dřevin zejména výstavba složitých struktur lesních porostů. Systém hospodaření spočívá v péči o porosty s využíváním principů výběrného lesa a v zajišťování určité „produkční automatiky“ spojením výchovy a obnovy porostů. H. Reininger zdůrazňuje, že principy výběrného hospodářství nemusí být nutně výhradně vázány jen na les výběrný, ale že je lze využívat i v lese organizovaném na základě věkových tříd. V systému hospodaření navrženém a realizovaném Reiningerem neexistuje ostré rozlišení mezi výchovou a obnovou lesních porostů, resp. mezi těžbou předmytní a mytní. Výběrný princip v Reiningerově pojetí spočívá v podstatě v tom, že úrovně zásahy v lesních porostech, charakteristické pro výchovu porostů mladých a porostů středního věku, pokračují i ve fázi mytních těžeb. Péče v porostech se soustřeďuje na jednotlivé stromy (výběr cílových stromů dvou kategorií), na hodnotovou produkci. Zásahy jsou silné s cílem vytvářet u stromů tvořících stabilizační kostru porostu dlouhé, dobře vyvinuté koruny zasahující nejméně do poloviny, event. až do dvou třetin

délky kmene. Převod lesa organizovaného na bázi věkových tříd na vícevrstevné, strukturované porosty je podle Reiningera prakticky možný ve všech vývojových fázích porostu. V mladých a středně starých porostech začíná převod uplatňováním úrovnových „strukturních“ probírek. Těmito zásahy se podporují cílové stromy, aktivuje se podružný porost tak, aby se během vývoje i některé jeho složky mohly stát významnými nositeli produkce. V souvislosti s tímto postupem a těžbami stromů, které dosáhly žádoucích cílových výčetních tloušťek, se udržuje přirozený růstový rytmus lesních porostů, zajišťuje se obnova přirozenou cestou. Vytvářením nestejnověkých vícevrstevných struktur se omezuje nutnost výchovy porostů, která je do značné míry regulována přirozenými procesy v lesních ekosystémech. Značnou úlohu v porostech tohoto typu má působení zástiny (prvků v horních patrech) na nálety a nárosty, na jejich přirozené zředování a kvalitu. Významným průvodním jevem hospodaření je omezení podílu slabého dříví při těžbách, což je z ekonomického hlediska výhodné. Přirozená obnova, spontánní průběh zředování náletů a nárostů, samovolný vývoj jedinců s jemným ovětvěním vlivem zástiny může výrazně přispívat ke snížení pracnosti a nákladnosti péče o lesní porosty.

Reiningerův systém označovaný jako „těžba stromů s cílovými tloušťkami“ vznikl, je propracován a prakticky realizován hlavně ve vegetačním lesním stupni jedlobukovém, smrkobukovém, částečně snad i buko-smrkovém, kde tvoří základ druhové skladby lesních porostů smrk, jedle a buk. Tyto dřeviny jsou v porostech přítomny v různém zastoupení. Podle podmínek může i některá z těchto dřevin v druhové skladbě buď chybět, nebo je pouze vtroušena. Všechny tyto dřeviny jsou charakteristické značnou plasticitou zejména ke světlu a představují klasickou druhovou skladbu středoevropských (zejména švýcarských) výběrných lesů. Problém spočívá v tom, že Reininger systém těžby stromů s cílovými tloušťkami do určité míry zevšeobecňuje a zdůrazňuje, že tento postup je principiálně využitelný i pro jiné stanoviště a porostní poměry včetně porostních útvarů s vysokým zastoupením slunných dřevin, jako je borovice, modřín, dub aj. Tyto názory a závěry jsou proto předmětem kritických diskusí (Rieder, 1997; Rieseneder, 1980, aj.). Zdůrazňuje se, že těžba stromů s cílovými tloušťkami v porostech smrku na dobrych stanovištích ohrožených větrem jsou spojeny se značnými riziky. Při těžbě nejtlustších stromů v porostu vznikají značné škody těžbou a soustřeďováním dříví na stromech. V případech, kdy těžba stromů cílových tloušťek není spojena se spontánním přirozeným zmlazením žádoucích druhové skladby, může docházet k zabuřnění a event. i ke ztrátám na přírůstu. Těžby předrůstavých stromů v porostech mladších a středního věku mohou být spojeny s tak značnými ztrátami na přírůstu, že je nelze akceptovat. Uplatňováním těžby stromů cílových tloušťek ve stejnověkých porostech může docházet po genetické stránce k nežádoucí negativní selekci. Přesto, že k postupu Reiningera existuje řada výhrad, je základní myšlenka do značné míry akceptována v sys-

téměch přírodě blízkého lesního hospodářství a začleňována mj. i do systému „dlouhodobého ekologického vývoje lesů“, tak jak se realizuje ve spolkové zemi Dolní Sasko v SRN. Z četných dalších diskusních a kritických připomínek na toto téma (Arenhövel, 1996; Mlinšek, 1992; Otto, 1994, aj.) vyplývá, že princip těžby cílových stromů v porostech bude možné uplatňovat jako základní prvek systému hospodaření nikoli obecně, ale pouze za určitých specifických příznivých podmínek. Patří k nim zejména vhodná druhová skladba, spontánní přirozená obnova aj.

Obecné systémy ekologicky orientovaného, přírodě blízkého pěstování lesů

Racionalizace v lesním hospodářství (specificky pak v oboru pěstování lesů) je v současnosti spojována s uplatňováním ekologicky orientovaného nebo přírodě blízkého lesního hospodářství. Vzájemná možná vazba principu racionalizace s ekologicky orientovaným pěstováním lesů je zřejmá přímo z definice, kterou velmi stručně a výstižně formuloval např. Thomasius (1992) takto: „Jedná se o systém, který je orientován na syntézu ekologických a ekonomických požadavků při obhospodařování lesů. Jde především o ekologické chápání a posuzování lesa jako ekosystému (holistický princip) a po stránce ekonomické o účinné a vhodné využívání přírodních faktorů při obhospodařování lesů. Tato strategie má vést k tomu, že při obhospodařování lesů mají být sledovány a plněny, po stránce ekonomické co nejvýhodněji, společensky relevantní funkce (produkce suroviny, funkce ekologické, zejména ochranné a jiné, dále funkce sociální, zejména ochrana přírody, rekreace aj.).“

Tendence ekologicky orientovaného, přírodě blízkého lesního hospodářství se v současnosti prosazují v koncepcích lesního hospodářství převážně většiny evropských zemí. Výrazem těchto tendencí a snah po mezinárodní spolupráci je evropsky organizované hnutí PRO SILVA, které vznikalo a rozšiřovalo se postupně v osmdesátých a devadesátých letech. Česká odnož tohoto hnutí byla ustavena 23. dubna 1995 v Brně (Tešar, 1997). Hnutí PRO SILVA se hlásí k celostnímu pojetí lesních ekosystémů. Z něj vyvozuje strategii lesního hospodářství, která optimalizuje uchování, ochranu a obhospodařování lesních ekosystémů tak, aby lesy trvale a rentabilně plnily hospodářské a celospolečenské funkce. Ekonomický, racionalizační aspekt je zdůrazňován zejména co nejvhodnějším a neefektivnějším využíváním přírodních faktorů a spontánních procesů probíhajících v lesních ekosystémech. Hnutí PRO SILVA zdůrazňuje zejména nutnost plnění čtyř základních funkcí v lesním hospodářství – přírodní, ochranné, produkční a kulturní (Tešar, 1997).

Systémy hospodaření v ČR, racionalizační aspekty

V souvislosti s výčtem a charakteristikou některých systémů hospodaření, orientovaných mj. i na racionalizaci pracovních postupů v pěstební technice, je třeba

zdůraznit, že systémy pro lesní hospodářství byly v minulých letech zpracovány a navrženy i v České republice. Základní koncepce těchto návrhů, které reprezentuje řada publikací zpracovaných pracovníky Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů v Brandýse nad Labem (Modely hospodaření, 1985; Plíva, 1980; Plíva, Žlábek, 1989, aj.), je hospodářsko-úpravní. V některých pracích jsou systematicky shrnuty i návrhy pro realizaci pěstebních opatření jak v rámci obnovy, tak i výchovy lesních porostů. Soustava hospodaření, jejíž základ spočívá v syntetickém zpracování výsledků dlouhodobého stanovištního průzkumu a jeho využití pro stanovení základních rozhodnutí v hospodářské úpravě (cílová skladba dřevin, hospodářské způsoby a jejich formy, stanovení doby obměny aj.), je zpracována velmi detailně a patrně v soustavnosti a podrobnosti nemá v jiných evropských zemích obdoby. Vedle prostorové úpravy lesních porostů z hlediska zabezpečení jejich stability (rozčleňování, zpevňování) je detailně ve formě návodů a doporučení popsána výchova porostů podle dřevin. V souvislosti s tím se věnuje specifická pozornost různým typům porostů smrkových a borových se zřetelem na stanovištní podmínky, smíšení s jinými dřevinami, poškození aj. Ve formě návrhů je pojednáno o zásadách obnovy pro hlavní typy lesních porostů podle dřevin se zvláštním zřetelem k možné přirozené obnově, kombinaci obnovy přirozené a umělé a obnově umělé zejména v případech, kdy jde o přeměny druhové skladby, zalesňování holin z úmyslné těžby i holin vzniklých kalamitami. Celý systém hospodářské úpravy a pěstování se zvláštním zřetelem k obnově a výchově lesních porostů doplňují i zásady meliorace lesních půd (úprava vodního režimu, zlepšení úrovně disponibilních živin v lesních půdách vápněním a hnojením aj.).

Zásady hospodaření, které jsou shrnuty zejména v práci Plíva, Žlábek (1989) a v poslední trojdielné publikaci celé řady (Plíva et al., 1991), byly v některých případech zpracovány do značných detailů (např. doporučení podílu sazenic prostokořenných a sazenic s obaly mělo nutně generalizující charakter s ohledem na to, že platnost byla uvažována pro všechny lesy na území České republiky).

S ohledem na tyto skutečnosti i z jiných koncepcí důvodů (např. v některých případech navrhovaná druhová skladba lesních porostů, zvláště vysoký podíl smrku ztepilého, návrh značného podílu holých sečí při obnově lesních porostů aj.) byly a jsou uvedené elaboráty – zejména jejich realizační fáze – předmětem kritických diskusí. Tato skutečnost však nesnižuje hodnotu díla, zejména výsledků stanovištního průzkumu, na němž se zvláště šetřením v terénu podílelo množství pracovníků hospodářské úpravy lesů. Právě stanovištní průzkum a jeho výsledky po některých úpravách dávají teoretický a praktický rámec pro hospodaření v lesích a představují trvalý základ pro hospodaření do budoucna. Některé realizační závěry, které byly výsledkem uvedených prací, byly přezkoumány a pak byly navrženy vhodné úpravy, orientované hlavně na zvýšení podílu listnatých dřevin a jedle bělokoré v lesích ČR.

Systémy a modely hospodářských opatření, zpracované kolektivem pracovníků Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů a syntetizované především K. Plívou, pochopitelně vycházejí z tradičních představ lesa organizovaného na bázi věkových tříd. Progresivní prvky v systémech představuje orientace na zakládání smíšených porostů na bázi hospodářských souborů. Přes zmíněné připomínky lze počítat s tím, že fond poznatků a závěrů, které představuje soubor zmíněných publikací, může být s přihlédnutím k možným a částečně realizovaným úpravám (např. Vokoun, 1995) a předpokládanému dalšímu vývoji základem pro lesní hospodářství ČR i do budoucnosti.

Ekonomické, racionalizační aspekty jsou v souboru uvedených publikací na řadě míst zdůrazněny – např. v souvislosti s vypěstováním zajištěné kultury (Plíva, Žlábek, 1989, aj.) a v některých případech jsou naznačeny náměty pro možné racionalizační postupy (např. v souvislosti s výchovou bukových porostů).

Současný stav lesů v ČR dnes neodpovídá představám a zásadám, které vyplývají z navrhovaných provozních systémů a ze zásad pro diferencované způsoby hospodaření v lesích. Přes tyto skutečnosti nelze jednoznačně konstatovat, že se navržené zásady hospodaření neosvědčily. Neuspokojivý stav lesů je výsledkem jednak historického vývoje hospodaření, jednak některých příčin, které jsou mimo oblast působení lesního hospodářství. Jde zejména o znečištění ovzduší. Dále je nutné konstatovat, že mnohé zásady hospodaření, které byly navrženy nebo předepsány lesními hospodářskými plány v souladu s celostátně formulovanými provozními systémy, se v praxi nedodržovaly – ať již z objektivních důvodů (kalamity aj.), nebo z důvodů jiných, vyplývajících z některých pochybných koncepcí plánovaného socialistického hospodářství (např. jednostranně orientované racionalizační tendence v těžebním provozu). Některé další zásady hospodaření – např. volba dřevin pro obnovu a zalesňovací práce – se neplnily s ohledem na dřívější obvyklou toleranci plánovaného hospodářství a nedostatečnou kontrolu.

Celkově lze konstatovat, že dosavadní fond poznatků a informací, který vyplývá z dlouhodobé činnosti v hospodářské úpravě lesů, zejména ve stanovištním průzkumu, může představovat významný základ pro další hospodaření, specificky pěstování lesů, a to jednak pro uplatňování ekologických, resp. přírodních blízkých principů v péči o lesní porosty, jednak pro navazující nebo související opatření racionalizačního charakteru.

Program trvale udržitelného hospodaření v lesích České republiky, s. p.

Ucelený systém pěstebních opatření v lesním hospodářství představuje program trvale udržitelného hospodaření, který byl zpracován pro Lesy České republiky, s. p. (Zezula, 1997). Zásady hospodaření vycházejí ze základních ustanovení zákona č. 289/1995 o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon)

a některých navazujících prováděcích vyhlášek, zejména vyhlášky č. 83 Ministerstva zemědělství ČR z r. 1996 o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů a vyhlášky č. 82/1996 MZe ČR o genetické klasifikaci, obnově lesa, zalesňování a o evidenci pro nakládání se semeny a sazenicemi lesních dřevin.

V úvodní kapitole jsou formulovány cíle hospodaření, a to jako trvale udržitelné obhospodařování lesů s cílem vytvářet stabilní, kvalitní, druhově, věkově a prostorově členěné smíšené lesní porosty. Pro dosažení těchto cílů jsou navržena základní strategická opatření, k nimž patří zejména: nepřetržité plnění víceúčelových funkcí lesů včetně produkce kvalitního dřeva, dále zajišťování biodiverzity v lesích, ochrana a zvyšování podílu ohrožených dřevin. Zdůrazňuje se význam zachování a využívání genových zdrojů v lesích, ve vhodných podmínkách se má přednostně uplatňovat přirozená obnova. Z hlediska ochrany přírody má význam cíl ponechání určitého podílu doupných stromů a odumřelého dřeva v lesích. Racionalizační aspekt představuje doporučení ponechat těžební odpad a neprodejnou biomasu po těžbě na místě v lesních porostech, pokud s tímto postupem není spojeno ohrožení bezpečnosti a zdravotního stavu lesů. Melioračních efektů má být dosaženo především zakládáním smíšených porostů s přiměřeným podílem melioračních a zpevňujících dřevin. Jsou zdůrazněny některé ekologické aspekty hospodaření, zejména omezení aplikace biologicky málo šetrných přípravků a materiálů (chemizace) a přednostní používání šetrných technologií zvláště při těžbě, soustřeďování a dopravě dřeva.

Naznačené cíle a doporučené pracovní postupy při hospodaření v lesích tak, jak jsou v úvodu programu formulovány, odpovídají obecně současným principům, charakterizujícím trvale udržitelné, ekologicky orientované pěstování lesů.

V další části práce jsou obecně charakterizovány zásady racionální výchovy lesních porostů. Kromě zdůraznění cílů výchovy, k nimž patří zejména stabilita porostů, biodiverzita a kvalita, jsou zvýrazněny některé racionalizační principy, které je při péči o lesní porosty třeba sledovat. K těmto principům patří především v rámci čistek a probírek zásahy v úrovni až na výjimky (smrk, modřín), pozitivní výběr při probírkách orientovaný na podporu cílových stromů, dále relativně intenzivní výchovné zásahy se zřetelem na možnost prodloužit časový interval mezi zásahy. Kromě podpory dřevin tvořících příměs (hlavně melioračních a zpevňujících) je zdůrazněn princip dávat při vyznačování zásahů přednost zdravotnímu stavu a kvalitě stromů před dosud obvyklým principem stejnoměrného rozmístění stromů v porostu. Hlavní zásady výchovných zásahů, zpravidla diferencované pro prořezávky a probírky, jsou formulovány pro jednotlivé druhy dřevin. Pozornost je věnována smíšeným porostům, kde je zdůrazněn zejména princip zachování a podpory porostních směrů. Specifické postupy jsou doporučovány pro porosty prolámané, poškozené zvěří a pro porosty v imisních oblastech.

Pokud jde o obnovu lesních porostů, zdůrazňuje se jako žádoucí postup hospodářský způsob pasečný s formou násečnou a podrostní, výjimečně je třeba volit na některých stanovištích a v porostních typech i hospodářský způsob výběrný. Doporučuje se všude tam, kde je to možné a hospodářsky vhodné, využívat přirozené obnovy lesních porostů a jsou formulovány zásady pro obnovu umělou a kombinovanou se zřetelem na ustanovení příslušné vyhlášky k zákonu o lesích (vyhláška č. 82/1996 Sb. Ministerstva zemědělství ČR). Přesto, že se má podle znění programu dávat přednost při obnově lesních porostů formám násečným a podrostním, připoustí se podle podmínek v souladu s platnými právními předpisy celé spektrum dalších obnovních forem včetně holých sečí. Podobně jako u výchovy lesních porostů jsou i pro obnovu specifikována základní obecná kritéria především se zřetelem na ustanovení zákona o lesích a navazujících prováděcích vyhlášek.

Realizační část programu výchovy a obnovy lesních porostů představují zásady, konkrétně formulované pro jednotlivé hospodářské soubory, v některých případech i pro podsoubory, pokud základní klasifikační jednotka obsahuje soubory lesních typů, které jednotlivě nebo sdružené do skupin vyžadují odchylné pěstební postupy. Hospodářské soubory jsou vymezené a charakterizované podle vyhlášky č. 83/1996 Sb. Ministerstva zemědělství ČR o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. Základním ustanovením tabulkového přehledu jsou (vedle typologické skladby) ustanovení o druhové skladbě lesních porostů a o pěstební intenzitě. V rámci jednotlivých hospodářských souborů jsou konkretizovány postupy výchovy a obnovy porostů, v některých případech diferencované podle převládajících dřevin v druhové skladbě lesních porostů. Zcela konkrétně jsou doporučovány počty cílových stromů pro jednotlivé hospodářské soubory, případně dřeviny, a volba jednoho nebo více alternativ způsobů a forem obnovy. Obnova holou sečí je navrhována spíše výjimečně s ohledem na obecnou tendenci využívat podle možností přirozené obnovy lesních porostů, a to většinou v kombinaci s obnovou umělou se zřetelem na uplatňování žádoucích dřevin, které nejsou zastoupeny v obnovovaném prostoru, v následné porostní generaci.

Vedle zásad formulovaných pro jednotlivé hospodářské soubory nebo podsoubory jsou obecně charakterizovány pěstební postupy v porostech geneticky nevhodných a v porostech poškozených imisemi v pásmech A, B. Pokud jde o porosty se změnou druhové skladby, je třeba vycházet ze skutečnosti, že ve většině lesních porostů České republiky jsou úpravy nezbytné. Především jde o nesmíšené porosty smrkové, ze značné části o borové. Specifický problém představují přeměny a rekonstrukce porostů náhradních, zvláště v imisních oblastech. I pro tyto případy jsou obecně naznačeny žádoucí pracovní postupy.

Program je třeba pozitivně hodnotit především z toho důvodu, že sleduje a doporučuje dnes obecně uznávané principy trvale udržitelného, ekologicky oriento-

vaného lesního hospodářství. Z prvků, které program obsahuje, je třeba zvláště zdůraznit princip víceúčelového hospodaření, typologický základ péče o lesní porosty, zejména volbu druhového složení lesních porostů, uplatňování aspektů genetiky a šlechtění v lesním hospodářství, tvorbu porostů smíšených, orientaci na obnovu přirozenou a kombinovanou ve vhodných podmínkách. Významným aspektem programu jsou prvky racionalizace, vyjádřené hlavně stupněm pěstební intenzity, která je navržena pro jednotlivé hospodářské soubory nebo podsoubory. Významným prvkem programu je orientace na výchovná opatření v úrovni a nadúrovni porostní (s výjimkou pro smrk a modřín) a kladný výběr na bázi cílových stromů při probírkách. Lze konstatovat, že program ve své celkové koncepci odpovídá v základních směrech obecné potřebě lesního hospodářství v České republice a zahrnuje všeobecně uznávané tendence trvale udržitelného hospodaření v lesích včetně řady základních prvků ekologicky orientovaného (přírodě blízkého) lesního hospodářství. Je proto žádoucí, aby se prakticky uplatňoval nejen v lesích spravovaných státním podnikem Lesy České republiky, ale aby se jeho základní principy využívaly i při hospodaření v ostatních majetkových kategoriích v ČR.

Přes obecně zcela pozitivní hodnocení programu lze uvést k jeho obsahu i některé diskusní poznámky, event. náměty.

I když je v úvodní části obecně a konkrétně při řešení problematiky porostů podle jednotlivých hospodářských souborů zdůrazňována nutnost tvorby smíšených porostů členěných vertikálně, bylo by vhodné v obecné části poukázat na současný zcela neuspokojivý stav lesů v ČR co do druhové skladby, na vysoký stupeň hemerobie, tj. odlišnosti od skladby lesů původních. Nutnost úprav druhové skladby by bývalo vhodné formulovat jako obecný základní pěstební úkol, který až na výjimky bude podstatně ovlivňovat postupy obnovy a do značné míry i výchovy lesních porostů. Náročnost a naléhavost úkolů by byla zřejmá zejména v případech, kdy by byly naznačeny některé základní principy globálních úprav, např. zvýšení současného podílu buku na více než trojnásobek současného stavu, dubu asi o jednu polovinu, jehle bělokoré asi na pětinašobek.

Velmi pokrokový a žádoucí princip pěstebních opatření je zavedení diferencované „pěstební intenzity“, a to konkrétně podle jednotlivých hospodářských souborů, případně podsouborů. Jednotlivé stupně pětiličenné klasifikační stupnice však nejsou dostatečně charakterizovány a konkretizovány. Tato obecná charakteristika by byla velmi vhodná, i když jsou v doporučeních pro jednotlivé hospodářské soubory či podsoubory postupy v některých případech naznačeny i co do intenzity, např. naléhavost, počet nebo časový sled výchovných zásahů. Obdobně jako v ČR jsou v některých případech i v zahraničí nejen pěstební péče, ale i celé systémy hospodaření diferencovány z ekonomických, racionalizačních důvodů, avšak jsou charakterizovány jednotlivé stupně intenzity (např. Otto, 1994). V ČR se o návrh diferenciac pěstební péče o lesní porosty pokusil Š i n d e -

Iář (1998) a současně i o charakteristiku jednotlivých stupňů intenzity, pokud jde o cíle hospodaření, výchovu, obnovu lesních porostů včetně těžebních opatření. Konkretizace jednotlivých stupňů pěstební intenzity by mohla výrazně přispět k žádoucí aplikaci zásad programu v lesnické pěstební praxi.

Předmětem diskuse může být princip podúrovňových zásahů v rámci prořezávek a probírek do 40 let věku u smrku ztepilého. Z textu je dále patrné, že tento postup by měl do určité míry platit i pro modřín. Navrhovaný postup v programu má zřejmě sledovat cíl zabránit odumírání spodních větví u úrovňových a předrůstavých smrků (případně modřínů), na straně druhé však nevede ke snížení konkurenčního tlaku mezi úrovňovými a předrůstavými jedinci. Efektivnost tohoto postupu je patrně malá, realizace nevede k omezení konkurence ve vrchních korunních vrstvách a ke zvýšení stability porostu. Zásahy v úrovni mohou mít v tomto směru pozitivní účinky, vertikální diferenciaci porostu, zasychání a opad spodních větví úrovňových i předrůstavých stromů a čištění kmenů zejména cílových stromů zástinem jedinců spodního patra. Těžba podúrovňových jedinců v prořezávkách a v probírkách do 40 let věku je nákladná, slabá biomasa je buď neprodejná, nebo výnos slabých sortimentů může být neefektivní až ztrátový.

Velmi kladně je možné hodnotit zásadu uvažovat ve fázi časných probírek s pozitivním výběrem se zřetelem k cílovým stromům. Zkušenosti naznačují, že je velmi vhodné cílové stromy v porostech trvale vyznačit např. nástílkou vhodnou barvou (nejlépe žlutou nebo bílou). V tomto případě, i když trvalé označení cílových stromů představuje práci hospodáře a jeho spolupracovníků navíc a určité náklady, je další realizace vyznačování podstatně zjednodušena a soustavně vede k jednotnému cíli, a to i ve výjimečných případech, kdy z nějakých důvodů malý podíl původně vyznačených cílových stromů odpadne (poškození, výrazné zpomalení růstu aj.) a musí být nahrazen vhodnými stromy. Vyznačování stromů k těžbě lze v těchto případech vhodně realizovat např. plastovým materiálem, sekýrkou, čtáčkem aj.

Princip zvýšení intenzity zásahů při výchově (zejména v probírkách) ve spojení s prodloužením časové frekvence mezi zásahy je nutné hodnotit pozitivně z hlediska racionalizace pěstebních prací. Na druhé straně je však třeba uvážit, že každý zásah do porostu, zvláště silný, může vést k přechodnému zvýšenému ohrožení sněhem a větrem, zejména v porostech smrkových, ale i listnatých, hlavně vzniklých z přirozené obnovy. Omezení opakování zásahů na 10 let, případně i více je proto vhodné spíše v porostech dospívajících, zatímco v porostech mladších a porostech středního věku je vhodné zasahovat ne příliš intenzivně a častěji, např. dvakrát za decennium. Rozhodující při volbě postupu je však stav každého konkrétního porostu.

Možnosti využívání příměšených dřevin ve formě poloodrostků uvažuje v příloze č. 8 vyhláška č. 82/1996 Sb. Ministerstva zemědělství ČR, kde se stanoví minimální hektarové počty sazenic tohoto typu. Při důsledné realizaci a soustavné péči může vhodné používání poloodrost-

ků (zejména k doplňování náletů, někdy i mezer vzniklých v uměle založených kulturách) vést k pozitivním výsledkům. Využívání tohoto materiálu může přicházet v úvahu i na holinách a v prosvětlených porostech, kde se spontánně dostavily nebo se očekávají nálety pionýrských dřevin. Předmětem diskuse může být jednotlivá příměs poloodrostků s ohledem na to, že při tomto postupu jsou sazenice ve zvýšené míře ohroženy konkurencí ostatních dřevin a evidence i jejich podpora je náročná, někdy i obtížná. Jako možná varianta řešení může přicházet v úvahu sdružit vyspělé sazenice, poloodrostky na ploše do hloučků, např. po třech až pěti kusech v přiměřených rozestupech podle toho, v jakém podílu má být dřevina v druhové skladbě porostů zastoupena. Tato varianta může usnadnit přehled při péči o kultury a odrůstající porosty a vytváří předpoklady i pro určitou pěstební selekci.

V rámci spektra metod a postupů v oboru výchovy a obnovy lesních porostů není zmíněná metoda těžby stromů cílových tloušťek podle Reininger. I když by nebylo vhodné tuto metodu uplatňovat ve větším rozsahu bez předchozího ověření v lesním provozu zejména v nesmíšených smrkových porostech ohrožených větrem aj., bylo by vhodné, a to i v programu, doporučit lesnické praxi tuto metodu přezkoušet zatím v malém rozsahu ve vybraných porostech. Postup má vedle řady možných rizik i některé nesporně pozitivní aspekty a podobně jako v zahraničí (nejen v Rakousku) si i u nás zasluhuje určité pozornosti.

Přes uvedené možné diskusní otázky lze vydání programu trvale udržitelného hospodaření jako základní pěstební směrnici pro Lesy České republiky uvítat jako zdařilé opatření, které může přispět ke zlepšení úrovně pěstebních prací v lesním hospodářství.

ZÁVĚR

Problém neuspokojivé, v některých případech až kritické ekonomické situace lesních závodů různých kategorií lze řešit v první řadě racionalizací. Opatření je možné a nutné uplatňovat ve všech dílčích oborech hospodaření, jako je organizace, řízení, komplex biotechnických opatření, technika, mechanizace aj. V oboru péče o lesní porosty rozumíme pod pojmem racionalizace soubor aktivit, které směřují ke splnění pěstebních cílů s vynaložením menšího množství práce, energie, materiálu a finančních nákladů. Cíl, který se hospodařením obecně sleduje, má být plněn i při uplatňování racionalizačních opatření. V důsledku racionalizačních opatření nesmí docházet ke znehodnocování produkční základny, v tomto případě lesních ekosystémů jako celku, tj. půdy, ostatního lesního prostředí a lesních porostů. Nesmí být narušena bezpečnost, stabilita, zdravotní stav, produkční schopnost a jakost porostů.

V extrémních případech, kdy pro hospodaření (včetně možných racionalizačních opatření) chybějí potřebné finanční prostředky, lze jako možné řešení považovat snížení intenzity pěstebních opatření v lesních poros-

tech, tj. extenzifikaci (Otto, 1994, aj.). Extenzifikační opatření směřují obdobně jako racionalizace ke splnění hospodářských záměrů využíváním menšího množství práce, energie, materiálu a finančních nákladů. Cíle hospodaření však v případě extenzifikace bývají modifikovány, mohou být méně náročné např. v tom, že se zcela nedosáhne cílové druhové skladby lesních porostů aj. (Otto, 1994).

Racionalizace by měla být trvalou součástí hospodaření a měla by se v rámci podmínek a možností realizovat permanentně. Zdrojem pro racionalizační postupy jsou zejména výsledky vědy a výzkumu, praktické zkušenosti, nová technika, zvláště v oboru mechanizace, případně chemizace, a to nejen v rámci výrobního procesu, ale i v souvislosti s možnostmi dokonalejšího využívání dřevní suroviny (manipulace, třídění).

Podmínky racionalizace a zejména extenzifikace jsou v lesním hospodářství České republiky ohraničeny limity, které představují některá závazná ustanovení zákona č. 289/1995 o lesích a změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon) a dále některá ustanovení navazujících vyhlášek. Právě podmínky a zásady hospodaření stanovené zákonem o lesích musí být racionalizačními, případně extenzifikačními opatřeními plně respektovány. Některá ustanovení (zvláště vyhlášek) mohou být předmětem diskusí. Mohou do určité míry omezovat racionalizační opatření, případně extenzifikační záměry (např. stanovení maximálního podílu pionýrských dřevin na ploše obnovované nebo zalesňované, požadavek stejnoměrného rozmístění jedinců, sazenic na ploše aj.). Může být proto vhodné některé aktuální legislativní problémy analyzovat, uvážit výklad současných právních norem a možnost případných úprav v budoucnu.

Literatura

- ARENHÖVEL, W., 1996. Waldumbau als Bestandteil des naturnahen Waldbaues. *Allg. Forstz.*, 49: 486–488.
- BLUŽOVSKÝ, Z., 1997a. Rentabilita lesního hospodářství. *Lesn. Práce*, 76: 46–48.
- BLUŽOVSKÝ, Z., 1997b. Ekonomické starosti obecních lesů. *Moderní obec*, 6: 14–15.
- ČÍŽEK, J., 1979. Biotechnické předpoklady mechanizace lesní výroby. Praha, SZN: 286.
- DUC, P. – ZBINDEN, A., 1997. Rationalisierung der Waldbpflege. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 148: 200–220.
- ERLER, J., 1994. Überleben als Forstbetrieb. – Überleben als Branche. *Forst u. Holz*, 49: 387–391.
- FREUDENSTEIN, J., 1997. Rationalisierung im Forstbetrieb und Forstverwaltung des Landes Hessen. *Allg. Forstz.*, 50: 60–62.
- INDRUCH, A., 1985. Zakládání a výchova listnatých porostů. Praha, SZN: 142.
- KOŠULIČ, M., 1992. Přestavba českého lesnictví z pohledu potřeby budoucího pěstění lesa. *Lesn. Práce*, 71: 353–354.
- MAKKONEN-SPIECKER, K., 1996. Benötigen wir neue Waldbaukonzepte? *Allg. Forstz.*, 49: 846–848.
- MLINŠEK, D., 1992. Zur Weiterentwicklung von Altersklassenwäldern. *Österr. Forstz.*, 103: 9–11.
- OLIVA, J. – ŘEŽÁČ, J., 1997. Ekonomiku lesního hospodářství vytvářejí spojitě nádoby. *Lesn. Práce*, 76: 4–5.
- OTTO, H. J., 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. *Forst u. Holz*, 48: 454–456.
- OTTO, H. J., 1994. Verminderung der waldbaulichen Intensität und des Schwachholaufkommens durch naturnahen Waldbau. *Forst u. Holz*, 49: 387–391.
- PLÍVA, K., 1980. Diferencované způsoby hospodaření v lesích. Praha, SZN: 214.
- PLÍVA, K. – ŽLÁBEK, I., 1989. Provozní systémy v lesním plánování. Praha, SZN: 207.
- PLÍVA, K. et al., 1991. Funkčně integrované lesní hospodářství. Brandýs nad Labem, ÚHÚL: 3 díly: 263, 97, 132.
- POLENO, Z., 1996. Co znamená trvale udržitelné hospodaření v lesích? *Lesu zdar*, 5: 1–2.
- REININGER, H., 1976. Schlagweiser Betrieb oder die Zielstärkennutzung? *Allg. Forstz.*, 147: 524–526.
- REININGER, H., 1979. Erfüllen Bäume des Altersklassenwaldes die Erwartungen der Zielstärkennutzung? *Allg. Forstz.*, 150: 25–26.
- REININGER, H., 1987. Zielstärkennutzung. Vídeň, Österr. Agrarverlag: 196.
- RIEDER, A., 1997. Bemerkungen zur Zielstärkennutzung. *Allg. Forstz.*, 50: 76–78.
- RIESENEDER, F., 1980. Kritische Würdigung der Zielstärkennutzung. *Allg. Forstz.*, 151: 6–9.
- RICHTER, J., 1996. Naturnahe Waldnutzung durch Prozessschutz? *Allg. Forstz.*, 49: 261–263.
- RÖDIG, K. P., 1995. Waldnutzung, Prozessschutz und Waldbau. *Forst u. Holz*, 50: 659–661.
- SCHÜTZ, J. P., 1996. Bedeutung und Möglichkeiten der biologischen Rationalisierung im Forstbetrieb. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 147: 315–349.
- SCHÜTZ, J. P. – OLDEMANN, R. A. A., 1996. Gestion durable par automation biologique des forêts. *Revue for. franç.*, 48, spec. číslo: 65–74.
- SOBOTKOVÁ, V., 1997. Výsledky hospodaření státních, obecních a soukromých lesů za rok 1996. *Lesn. Práce*, 76: 245–247.
- SPELLMANN, H., 1995. Vom strukturarmen zum strukturreichen Wald. *Forst u. Holz*, 50: 35–44.
- ŠIMEK, J., 1976. Racionalizace práce v pěstební činnosti. Praha, SZN: 245.
- ŠINDELÁŘ, J., 1988. Poznámky k hospodaření v lesích v podmínkách přestavby hospodářského mechanismu. *Lesn. Práce*, 67: 400–408.
- ŠINDELÁŘ, J., 1993. Náměty pro aplikaci ekologických principů v lesním hospodářství. *Lesn. Práce*, 72: 352–354.
- ŠINDELÁŘ, J., 1997. Možnosti racionalizace v lesnické pěstební praxi. [Rukopis.] Studie VÚLHM Jiloviště-Strnady: 178.
- ŠINDELÁŘ, J., 1998. Výhledové změny intenzity pěstování lesů se zřetelem na vývoj ekonomických možností vlastníků lesů. [Rukopis.] Studie VÚLHM Jiloviště-Strnady: 76.
- TESAR, V., 1997. PRO SILVA v Českém lesnictví. *Lesn. Práce*, 76: 90–91.
- THOMASUS, H., 1988. Stabilität natürlicher und künstlicher Waldökosysteme und deren Beeinflussbarkeit durch

- forstwissenschaftliche Massnahmen. Allg. Forstz., 41: 1064-1068.
- THOMASIUŠ, H., 1992. Prinzipien eines ökologisch orientierten Waldbaues. Forstwiss. Cbl., 111: 141-155.
- TEUFENBACHER, H., 1994. Waldbau im Wandel. Österr. Forstz., 105: 36-37.
- VOKOUN, J., 1995. Koncepce úprav druhové skladby lesů v dlouhodobé perspektivě z hlediska hospodářské úpravy lesů. In: Lesn. průvodce VÚLHM Jíloviště-Strnady, 3: 29-39.
- WOLLBORN, F., 1997. Das Waldbauprogramm LÖWE sechs Jahre nach dem Erlass. Allg. Forstz., 50: 1141-1143.
- ZEZULA, J., 1997. Program trvalé udržitelného hospodaření v lesích České republiky, s. p., výchova a obnova lesa. LČR: 60.
- MODELÝ HOSPODÁŘENÍ, 1985. Brandýs nad Labem, Lesprojekt, Ústav inženýrské činnosti: 144.
- Vyhláška č. 82 Ministerstva zemědělství ČR z r. 1996 o genetické klasifikaci, obnově lesa, zalesňování a o evidenci při nakládání se semeny a sazenicemi lesních dřevin. In: Praktická příručka MZe, Praha, Agrospoj, 12: 30-45.
- Zákon č. 289/1995 o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon). In: Praktická příručka MZe, Praha, Agrospoj, 12: 3-19.
- Zpráva o stavu lesního hospodářství České republiky, 1997. Stav k 31. 12. 1996. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR: 162.

Došlo 27. 2. 1998

PROBLEMS OF RATIONALIZATION IN THE FOREST MANAGEMENT SECTOR WITH SPECIAL RESPECT TO SILVICULTURAL TREATMENTS IN FOREST STANDS

J. Šindelář

Forestry and Game Management Research Institute, 156 04 Jíloviště-Strnady

Intensive forest management in the Czech Republic, aimed at artificial regeneration of forest stands, adjustments of species composition, and its huge silvicultural tasks imply permanently increasing costs of management, among other things of silvicultural practices. Relatively low wood prices, difficult marketing of some kinds of wood, especially of smaller dimensions, and high wages in the forest management sector underlie the unsatisfactory profit and loss balance in many forest establishments. It may be even negative in some cases. General rationalization in the forest management sector, including silvicultural treatments in forests, is a way of addressing the present problems. This is a general situation in Central European countries where many forest establishments of different categories have to face their negative profit and loss balance.

New concepts developed by particular authors or teams of authors to be applied at a level of smaller or larger areas, or extensive regions, or even at a national level have appeared as a result of rationalization efforts in the forest management sector (specifically in the

silvicultural sector). Some silvicultural concepts developed in Central Europe are given and described as examples of possible systematic measures of rationalization: LWE Program for Lower Saxony (FRG), new concepts of forest management for Baden-Württemberg (FRG), management system according to H. Reininger, Austria, systems of ecological, nature-friendly forest management, management systems developed for the conditions of the Czech Republic, and a Program of Sustainable Management in the Forests, Cultural Practices and Regeneration (Lesy České republiky, national enterprise).

Rationalization should be a permanent component of management and should be applied permanently with respect to the conditions and circumstances concerned. Rationalization procedures should be based on scientific and research knowledge, practical experience, new technology particularly in the mechanization and/or chemization sectors, and should be applied not only in the production process but also to better utilization of raw timber (handling, sorting).

Kontaktní adresa:

Ing. Jiří Šindelář, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 156 04 Jíloviště-Strnady, Česká republika

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

The journal publishes original results of fundamental and applied research from all fields of forestry related to European forest ecosystems. An article submitted to Journal of Forest Science must contain original work and must not be under consideration for publishing elsewhere. Manuscripts should not exceed 25 double-spaced typed pages (A4 size) including tables, figures, references, abstract and summary. A PC diskette with the paper text and graphical documentation should be provided with the paper manuscript, indicating the used editor program. Papers should be clear, concise and written in Czech, Slovak or English. Each manuscript must contain two or three pages of English summary. Correct English is the responsibility of the author. Manuscripts should be typed on standard paper (A4 size, 60 characters per line, 30 lines per page). They must fully conform to the organization and style of the journal. Two copies of the manuscript should be sent to the executive editor: Mgr. Radka Chlebečková, Institute of Agricultural and Food Information, 120 56 Praha 2, Slezská 7, Czech Republic.

Text

Manuscript should be preceded by a title page comprising the title, the complete name(s) of the author(s), the name and address of the institution where the work was done, and the telephone and fax numbers of the corresponding author, or e-mail. Each paper must begin with an Abstract of no more than 90 words, and key words. The Introduction should be concise and define the scope of the work in relation to other work done in the same field. As a rule, it should not give an exhaustive review of literature. In the chapter Materials and Methods, the description of experimental procedures should be sufficient to allow replication of trials. Plants must be identified by taxonomic and common name. Abbreviations should be used if necessary. Full description of abbreviation should follow the first use of an abbreviation. The International System of Units (SI) and their abbreviations should be used. Results should be presented with clarity and precision. Discussion should interpret the results. It is possible to combine Results and Discussion in one section. Literature citation in the text should be by author(s), and year. If there are more than two authors, only the first one should be named in the text, followed by the phrase „et al.“ They should mainly consist of reviewed periodicals. References should include only publications quoted in the text. They should be listed in alphabetical order under the first author's name, citing all authors.

Tables

Tables should be numbered consecutively and have an explanatory title. Each table, with title, should be on a separate sheet of paper.

Figures

Figures should be referred solely to the material essential for documentation and for the understanding of the text. Duplicated documentation of data in figures and tables is not acceptable. All illustrative material must be of publishing quality. Figures cannot be redrawn by the publisher. Photographs should exhibit high contrast. All figures should be numbered consecutively with arabic figures. Both line drawings and photographs are referred to as figures. If several separate line drawings or photographs are to be incorporated in a single figure, they should be stuck on a white card with a minimum of space left between them. Each figure should contain a concise, descriptive legend.

The manuscript will not be accepted to be filed by the editorial office if its formal layout does not comply with the instructions for authors.

POKYNY PRO AUTORY

Časopis uveřejňuje původní vědecké práce ze všech oborů lesnictví, které mají vztah k evropským lesním ekosystémům. Autor práce je odpovědný za původnost příspěvku; práce nesmí být publikována nebo zaslána k publikování do jiného časopisu. Rozsah zasláního příspěvku nemá přesáhnout 25 stran (A4 formátu, psaných obědkem) včetně tabulek, obrázků, literatury, abstraktu a souhrnu. K rukopisu je třeba přiložit disketu s textem práce a s grafickou dokumentací pořízenou na PC s uvedením použitého programu. K publikování jsou přijímány práce psané v češtině, slovenštině nebo angličtině. Zaslání rukopisů musí obsahovat anglický souhrn o rozsahu 3 strany. Autor odpovídá za správnost anglického textu. Rukopisy mají být napsány na papíře formátu A4 (60 úhozů na řádku, 30 řádků na stránce). Uspořádání článku musí odpovídat formě, ve které jsou články publikovány. Je třeba zaslat dvě kopie rukopisu na adresu vedoucí redaktorky: Mgr. Radka Chlebečková, Ústav zemědělských a potravinářských informací, 120 56 Praha 2, Slezská 7. O uveřejnění práce rozhoduje redakční rada časopisu se zřetelem k lektorským posudkům, vědeckému přínosu a celkové kvalitě práce a s přihlédnutím k významu článku pro lesní hospodářství.

Úprava textu

Rukopis má obsahovat titulní stranu, na které je uveden název článku, jméno autora (autorů), název a adresa instituce, kde práce byla vypracována, a číslo telefonu a faxu autora, popř. e-mail.

Každý článek by měl obsahovat český (slovenský) a anglický abstrakt, který nemá mít více než 90 slov, a klíčová slova. Úvod by měl být stručný, s uvedením zaměření a cíle práce ve vztahu k dosud provedeným pracím. Neměl by v něm být uváděn rozsáhlý přehled literatury. V kapitole Materiál a metody by měl být uveden popis použitých experimentálních metod tak, aby byl postačující pro zopakování pokusů. Měly by být uvedeny obecné i vědecké názvy rostlin. Je-li zapotřebí používat zkratky, je nutné při prvním použití zkratky uvést i její plný název. Je nezbytné používat jednotky odpovídající soustavě měrových jednotek SI. V části Výsledky by měla být přesně a srozumitelně prezentována získaná data a údaje. V kapitole Diskuse se obvykle získané výsledky konfrontují s výsledky dříve publikovanými. Je přípustné spojit část Výsledky a Diskuse v jednu kapitolu. Citování literatury v textu se provádí uvedením jména autora a roku vydání publikace. Při větším počtu autorů se uvádí v textu pouze první z nich a za jeho jméno se doplní zkratka „et al.“.

V části Literatura se uvádějí pouze publikace citované v textu. Měla by sestávat hlavně z lektorovaných periodik. Citace se řadí abecedně podle jména prvního autora: příjmení, zkratka jména, rok vydání, plný název práce, úřední zkratka časopisu, ročník, první a poslední strana. U knihy je uvedeno i místo vydání a vydavatel.

Tabulky

Tabulky jsou číslovány průběžně a u každé je uveden i nadpis. Každá tabulka je napsána na jednom listu.

Obrázky

Jsou přiloženy jen obrázky nezbytné pro dokumentaci výsledků a umožňující pochopení textu. Současné uvádění stejných výsledků v tabulkách a na grafech není přijatelné. Všechny obrázky musí být vysoce kvalitní, vhodné pro reprodukci. Nekvalitní obrázky nebudou překreslovány, budou autorovi vráceny. Fotografie musí být dostatečně kontrastní. Všechny obrázky je třeba číslovat průběžně arabskými číslicemi. Jak grafy, tak i fotografie jsou označovány jako obrázky. Jestliže má být několik fotografií publikováno jako jeden obrázek, je třeba je vhodně uspořádat a nalepit na bílou podložku. U každého obrázku je nutné uvést jeho stručný výstižný popis.

Rukopis nebude redakcí přijat k evidenci, nebude-li po formální stránce odpovídat pokynům pro autory.

CONTENTS

Šmelko Š., Saborowski J.: Evaluation of variable size sampling plots for monitoring of forest condition	341
Kula E., Zabecki W.: Cambioxylophagous niche on spruce-trees affected by the stress of root fungal pathogens	348
Holub P.: The evaluation of nitrogen uptake and retranslocation by grasses in deforested areas	358
Kundrík F., Greguš C., Kodrík M.: Economic evaluation of restorative measures in immission damaged regions Orava and Kysuce	365
REPORT	
Šindelář J.: Problems of rationalization in the forest management sector with special respect to silvicultural treatments in forest stands	375

OBSAH

Šmelko Š., Saborowski J.: Hodnotenie variabilne veľkých skusných plôch pre monitorovanie stavu lesa	341
Kula E., Zabecki W.: Nika kambioxylofágů na smrcích stresovaných kořenovými houbovými patogeny	348
Holub P.: Hodnocení příjmu dusíku a jeho restranslokace travami na odlesněných plochách	358
Kundrík F., Greguš C., Kodrík M.: Ekonomické vyhodnotenie ozdravných opatrení v regiónoch Oravy a Kysúc	365
REFERÁT	
Šindelář J.: Problémy racionalizace v lesním hospodářství se zvláštním zřetelem k pěstební péči o lesní porosty	375